

## DERLEME MAKALE

## Sünger Şehirler

Hayriye EŞBAH TUNÇAY<sup>1</sup>

<sup>1</sup>İstanbul Teknik Üniversitesi, Mimarlık Fakültesi, Peyzaj Mimarlığı Bölümü, Taşkışla, İstanbul, Türkiye.  
ORCID:0000-0003-1755-1936

**Yazışma yazarı:**  
Hayriye EŞBAH  
TUNÇAY,  
esbah@itu.edu.tr

**Referans:**  
Esbah, H., (2022), Sünger Şehirler,  
Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik, , 23(2) 99-  
108

**Makale Gönderimi** : 11 MART 2022  
**Online Kabul** :25 NİSAN 2022  
**Online Basım** : 30 EKİM 2022

**Özet** Birleşmiş Milletler Sürdürülebilir Kalkınma için 2030 Gündemi kapsamında kabul edilen sürdürülebilir kalkınma amaçlarından on birincisi olan SKA11; şehirleri ve insan yerleşimlerini kapsayıcı, güvenli, dayanıklı ve sürdürülebilir hale getirmeyi amaçlamaktadır. Bu itibarla değişen küresel su gündemi, su yönetiminde paradigma değişikliklerini zorunlu kılarken, yeni yönetim anlayışlarını ve kavramları beraberinde getirmiştir. Şehirlerde son yıllarda gri altyapı ile su yönetimi stratejisinden doğa tabanlı bir su yönetimini beraberinde getiren yeşil altyapıya geçiş kaçınılmaz olmuştur. Bu kapsamda dünyada pek çok ülke kendi stratejilerini geliştirmektedir. Bu makalede Çin'de geliştirilmiş olan Sünger Şehirler yaklaşımı tanıtılmakta ve ülkemizdeki su ile ilgili kurumsal çevre anlamındaki durum irdelenmektedir. İlk olarak 2013 yılında giderek artan sel felaketleri ile baş edebilmek için Çin'de öneri olarak sunulan Sünger Şehirler felsefesine göre su, şehirlerden kanallar, barajlar ve mazgallarla koparılmaz ve şehre entegre edilerek, şehir tarafından absorbe edilir. Sünger şehirler kavramı şehirlerde yüzey akışına geçen suların yönetiminde suyun akışını, miktarını, kalitesini, biyoçeşitliliği ve estetik bir çevre oluşturmayı gözetken yaklaşımların bütünü ifade eder. Vaka incelemeleri sonucu kentsel ölçekte sürdürülebilir bir drenaj sistemi kurmak, bir diğer değişle sünger şehirler oluşturmak için bu makalede birtakım öneriler geliştirilmiştir. Bunlar, erken aşamada dahil olmak, suyu kaynağında yönetmek, yüzey suyunu bir kaynak olarak görmek, kaynaktan kontrol etmek, kirliliği yönetmek, yüzeysel akışı azaltmak ve sürdürülebilir kentsel drenaj sistemi zinciri kurmak şeklinde listelenebilir. Sünger şehirler yaklaşımı ülkemizde gerekli kurumsal çevre oluşmasına rağmen uygulamada henüz örneklerine rastlanılmayan bir yaklaşımdır. Bununla birlikte kurumlar arası ve teori ile uygulama arasındaki koordinasyonun ve entegrasyonun sağlanmasında önemli bir çerçeveye sunmaktadır.

**Anahtar Kelimeler:** Sürdürülebilir kentsel drenaj sistemleri, sünger şehirler, yeşil altyapı.

## SPONGE CITIES

**Abstract** United Nations 2030 Agenda for Sustainable Development- 11th goal aims to make cities and human settlements inclusive, safe, resilient, and sustainable. Thus, there is a need for a paradigm shift in conventional water management approaches and concepts. In recent years, the transition from gray infrastructure to green infrastructure, which brings nature-based water management, has been inevitable in cities. In this context, many countries in the world are developing their strategies. In this article, the Sponge Cities approach developed in China is introduced and the situation in terms of the institutional environment related to water in our country is examined. According to the Sponge Cities philosophy, which was first presented in China to cope with the increasing flood disasters in 2013, water is not separated from the cities by canals, dams, and battlements, but integrated into the city and absorbed by the city. The concept of sponge cities refers to the whole of the approaches that consider the flow, quantity, quality, biodiversity, and amenity aspects of runoff water. As a result of case studies, some suggestions have been developed in this article to establish a sustainable drainage system at the urban scale, thus creating sponge cities. These are: being involved at an early stage, managing water at its source, viewing surface water as a resource, controlling it at the source, managing pollution, reducing runoff, and establishing a sustainable urban drainage system chain. The necessary institutional environment to develop nature-based drainage systems exists in Turkey. However, the sponge cities have not yet been encountered in practice despite it provides an important framework for ensuring coordination and integration between institutions and between theory and practice.

**Keywords:** Sustainable urban drainage systems, sponge cities, green infrastructure.

## 1. Giriş

Şehirlerde yüzey akışına geçen suyu yönetmek için son 50 yılda bariz bir paradigma değişimi olmuştur. Evvelce suyun acilen tahliyesine dayalı yer altından giden kanalizasyon sistemleri olarak ele alınan gri altyapı günümüzde artık doğa tabanlı tasarım ve teknolojilerin kullanıldığı bir yeşil altyapıya dönüşmüştür. Gri altyapıda bu suyu bir atık olarak ele alan yaklaşım, yeşil altyapıda bunu bir kaynak olarak ele almaktadır. Yeşil altyapı yaklaşımında şehirlerin kaybettiği nehirleri, sulak alanları, ormanları, makro ve mikro ölçekteki kentsel boşlukları su ve biyoçeşitlilik unsurlarını gözeterek sosyal anlamda kapsayıcı mekanlara dönüştürmek ana amaçtır.

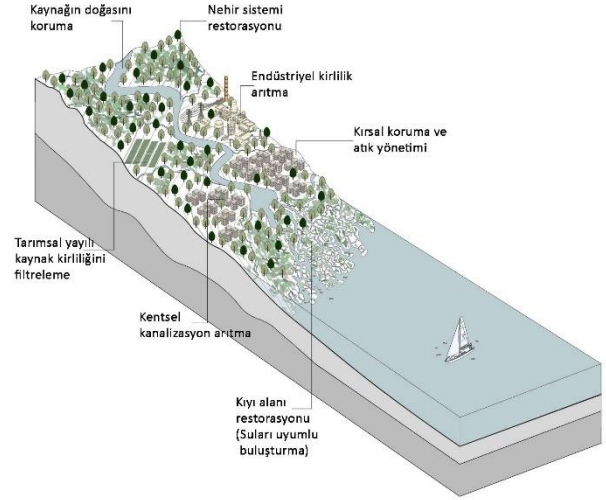
Bu paradigma değişimi beraberinde pek çok terminolojinin gelişmesine vesile olmuştur (Fletcher vd. 2015). Dünya genelinde kabul gören bu terminolojiler bazen sadece coğrafi farklılıkları vurgularken bazen de vurgu yaptıkları konular itibarıyla farklılıklar göstermektedir. Çoğunlukla 1980'lerin sonu ve 1990'larda geliştirilen yaklaşımlardaki hızlı gelişme ile önceleri İyi Yönetim Uygulamaları (Best Management Practices-BMPs) (Schueler, 1987), Alternatif Teknikler (Alternative Techniques) (Azzout vd. 1994), Suya Duyarlı Kentsel Tasarım (Water Sensitive Urban Design) (Whelans vd., 1994) olarak yaygınlaşan terminolojilerin daha sonra şehirlerin daha geniş ölçekteki dinamiklerini de hesaba katan Düşük Etkili Gelişim (Low Impact Development) (Department of Environmental Resources 1999) ve Sürdürülebilir Kentsel Drenaj Sistemleri (Sustainable Urban Drainage Systems-SUDS) (CIRIA, 2000) olarak çeşitlendiği görülmektedir. 2000'li yıllardan itibaren iklim değişikliğinin şehirlerdeki etkilerinin giderek artması ve şiddetli ve ani yağışlar ve uzun süreli kuraklıkların günlük yaşamı ve ekonomiyi her zamankinden çok etkilemesi ile özellikle geçirimsizliğin önemine vurgu yapan Sünger Şehirler (Sponge Cities) konsepti doğa tabanlı kentsel drenaj sistemleri öne çıkmaktadır. Bu makalenin amacı sünger şehirler konseptinin ülkemizdeki şehirçilik uygulamalarında nasıl yer edebileceğini irdelemektir.

### 1.1 Sünger şehir yaklaşımı

İlk olarak 2013 yılında giderek artan sel felaketleri ile baş edebilmek için Çin'de öneri olarak sunulan Sünger Şehirler konsepti kentsel su yönetimi ve peyzaj mimarlığı disiplinlerinin entegre çalışmasını öngörür. İçerisinde kentsel su havzalarının korunması, su kalitesinin iyileştirilmesi ve su hasadı konularını barındırır. Sünger şehirler felsefesine göre su, şehirlerden kanallar, barajlar ve mazgallarla koparılmaz ve şehre entegre edilerek, şehir tarafından absorbe edilir (Yu, 2012). Bu, sadece sellerin, su kirliliğinin, su kıtlığının çözümüne fayda olmakla kalmaz aynı zamanda habitatları onarır ve insanların yaşayabileceği kaliteli ve estetik çevreleri de oluşturur (Esbah, 2021).

İklim değişikliği, seller, kuraklık, habitatların yok olması ve kirlilik gibi pek çok problemle baş etmek zorunda olan şehirlerimizde geleneksel gri altyapı çözümleri ile ilerlemek oldukça güçlü ve giderek daha sofistike olması gereken bir sistem gerektirmektedir. Gri altyapı, tekil problemlerin acil çözümü için gerekli olmakla birlikte büyük miktarda beton ve enerji tüketir, dirençlilik anlamında esnek değildir ve bu sebeple de afetlerde

daha da büyük hasarlara sebep olur, doğal sistemi tahrip eder ve doğanın dirençliliğini düşürür; kısacası insan ve doğa arasındaki ilişkiyi keser. Buna alternatif olan doğa tabanlı çözümler ekosistem servislerinin korunmasını sağlar. Gri altyapı ile bir arada kullanıldığında üst havzalarda doğanın korunması, tarımsal arazilerde noktasal olmayan kirleticilerin bertarafı, kırsal alanların ve atıkların yönetiminde, nehir sistemlerinin restorasyonunda, endüstriyel kirliliğin ıslahında, kentsel atık suların arıtılmasında ve kıyı restorasyonunda etkin çözümler sunar (Şekil 1).



Şekil 1. Doğa tabanlı sürdürülebilir drenaj yaklaşımının çevreye yaptığı katkıları.

Bu tür yeşil ve gri altyapıların bir arada dengeli kullanıldığı bir sünger şehir sisteminin kurgusu yerel, bölgesel ve ülke ölçeğinde ele alınmalıdır. Bu tür altyapıda su en temel unsurdur. Sünger şehirlerde ana amaç suyu tutmak, akışını yavaşlatmak ve suya adapte olabilmektir. Suya adapte olabilmek gri altyapının tekil kullanıldığı statik sistemlerde mevcut olmayan bir durumdur (Cosier ve Shen, 2009). Dolayısı ile suya adapte olabilen yeşil sistemlere ihtiyaç vardır. Suya adapte olamayan şehirler su ile savaşıyor (Esbah 2021). Sünger şehirler geleneksel su yönetimi ve tarımsal tekniklerin bilgeliğinden esinlenir ve çok basit araçlarla yer yüzünü sürdürülebilir olarak dönüştürür.

## 2. Yöntem

Bu vaka çalışmasında analitik yaklaşım 3 aşamalıdır: 1- sünger şehirler konseptinin çıktığı Çin'deki peyzaj ve kentsel tasarım projelerinin ve ilgili kurumsal çevrenin incelenmesi, 2- sünger şehirler konseptini şehirlerde uygulamak için geliştirilecek sürdürülebilir kentsel drenaj sisteminin temel stratejilerinin ortaya konulması, 3- ülkemizdeki kurumsal çevrenin suya duyarlı bir şehir oluşturmak açısından incelenmesi ve önerilerin geliştirilmesi.

Çalışmanın ilk aşamasında 2010-2021 yılları arasında Çin'de kentsel yeşil altyapı anlamında yapılan ödül almış tasarım projeleri su ve biyoçeşitlilik yönetimi bağlamında çevre kalitesini iyileştirme performansları göz önünde bulundurularak incelenmiştir. Doğa tabanlı yaklaşımla selleri önleme, su kalitesini iyileştirme, kirliliği kontrol etme, infiltrasyonu artırma, insan ve diğer canlılar için habitat oluşturma ve kent estetiğine katkı koyma göstergeleri değerlendirilmede göz önünde

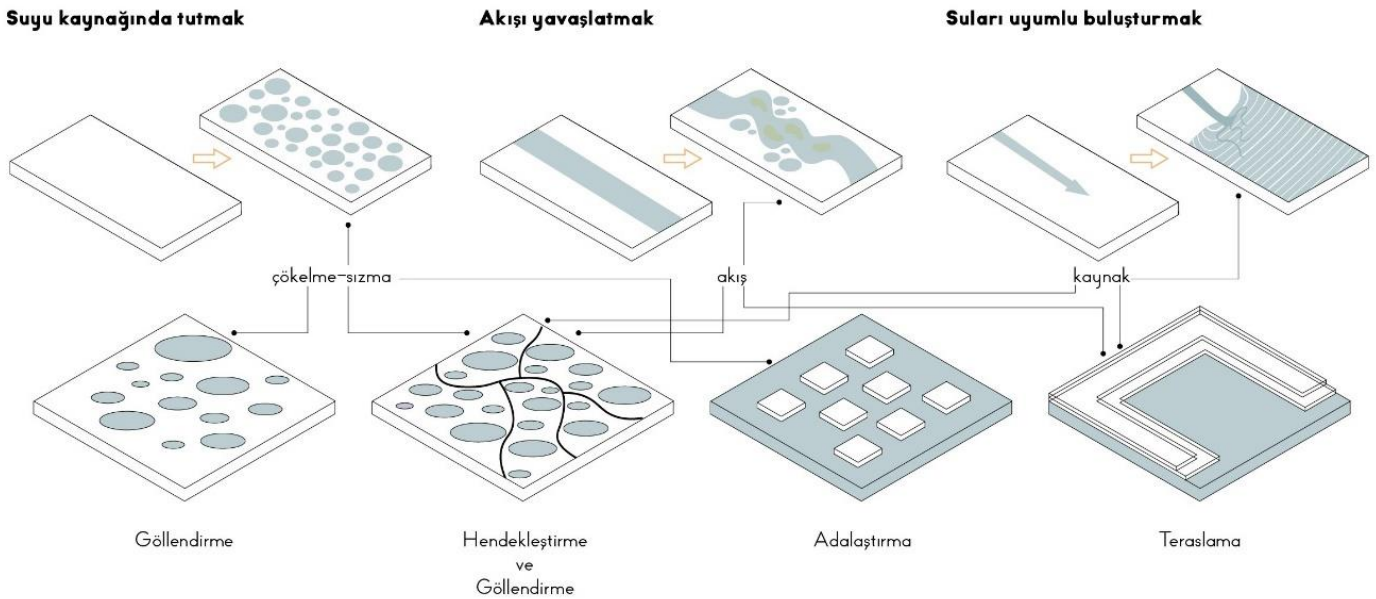
bulundurulmuştur. İkinci aşamada doğa tabanlı ve sürdürülebilir drenaj sistemlerinin uygulanmasına yönelik temel prensipler hakkında dünyanın farklı coğrafyalarında geliştirilen yaklaşımların ortak özellikleri ortaya konulmuştur. Bu kapsamda ABD’de Düşük Etkili Gelişim, İngiltere’de Sürdürülebilir Kentsel Drenaj Sistemleri ve Avusturalya’dan Suyu Hassas Tasarım modelleri ile sünger şehirler yaklaşımı arasındaki ortak noktalar incelenerek şehirlerimizi doğa tabanlı sürdürülebilir bir drenaj sistemine kavuşturmak için prensipler sıralanmıştır. Son aşamada ülkemizdeki su ve kent ile ilişkili kurumlar, mevzuatlar ve işleyişler incelenerek ülkemiz şehirlerini suya hassas, geçirimli, yaşanabilir ve sürdürülebilir hale getirmek için öneriler geliştirilmiştir.

### 3. Vaka Çalışması

Sünger şehirler kavramı şehirlerde yüzey akışına geçen suların yönetiminde suyun akışını, miktarını, kalitesini, biyoçeşitliliği ve estetik bir çevre oluşturmayı gözeterek yaklaşımların bütünü ifade eder. Uzun vadede insanın yaşam kalitesini ve sağlığını etkileyen bu durum, şehirlerin doğayla daha barışık olmasını gerektirir. Bu aşamada suyun akışını doğa tabanlı çözümlerle yöneten sistemler hem kirliliğin azaltılması hem habitat oluşturulması ve hem de estetik bir çevre oluşturulabilmesi için vazgeçilmez fırsatlar sunmaktadır. Çin’den bu konseptin çıkmasının en büyük sebebi çevre sorunlarının artık üstesinden gelinemeyecek boyutlara ulaşmasıdır. Örneğin Çin’de kent içindeki bütün dereler beton kanallar içerisinden geçmektedir. Her yıl 20 milyar dolar yatırım yapılmasına rağmen 100 milyar dolar sel afetinden dolayı kaybedilmektedir (Yu 2012). Bu durumun önüne geçmenin artık daha yüksek duvarlar çekmekle çözülemeyeceğini gören yöneticiler ve tasarımcılar doğa tabanlı çözümlere yönelmişlerdir. Bu kapsamda bazı derelerin koridorları beton duvarlardan arındırılarak, yağmura göre esnek bir hal alacak bir tasarımla ekolojik açıdan yeniden tasarlanmıştır. Dere koridoru teraslanarak bitkilendirilmiş ve

suyun alanı basmasına izin verecek ancak can ve mal kaybına sebep vermeyecek şekilde peyzaj tasarımları geliştirilmiştir ve en şiddetli yağışların etkisinin yarıya indiği gözlemlenmiştir.

Çin şehirlerinin %65’i sellerden etkilenmektedir. Bu durumun iklim değişimi ile beraber çok daha şiddetli ve ani yağışları beraberinde getireceği düşünülürse, buna çözümün sadece daha büyük borular döşemek, daha yüksek ve kalın duvarlar çekmek veya daha güçlü pompalar kullanmakla olmayacağı açıkça ortadadır. Buna odaklanmak yerine gri altyapı ile beraber nasıl geleneksel doğa tabanlı çözümler kentle buluşturulur konusuna odaklanılması ve sünger şehir yaklaşımlarının (teraslama, göllendirme, adalaştırma, hendekleştirme ve göllendirme) tasarımlarda sunacağı faydaların analiz edilerek uygulamaya geçirilmesi gerekmektedir (Şekil 2). Bu kapsamda suyu kaynağında tutmak ilk prensiptir, çökeltme ve sızma süreçlerini destekleyen peyzaj yapıları suyun güzergahındaki çevrede tesis edilmelidir. Alanda mekânsal bir dizin oluşturacak şekilde yerleştirilmiş haznelerde (gölcüklerde) yüzey suyunun belirli bir süre bitkilerle filtrelenmesi ve alanda tesis edilecek hendeklerle suyun sirkülasyonunun sağlanması yani bir yağmur bahçesi ve biyohendek kompozisyonu oluşturulması gerekir. Yer yer adalaşmalar yapılarak insanlar ve faunanın kullanacağı habitatlar oluşturmak da projelerin sürdürülebilirliğini artırır. İkinci prensip olarak akışı yavaşlatmak önemlidir. Mevcut drenaj yaklaşımları akışın hızını kesmemek adına doğrusal ve pürüzlülüğü düşük kanal sistemleri ile suyu bertaraf ederler ancak sünger şehirler yaklaşımı, tam da bunun aksine, yukarıda bahsedildiği gibi hendekleşme ve göllendirme kompozisyonları veya teraslamalar ile suyun ilerleyeceği alternatifleri artırarak taşkın hacmini alacak haznelere çeşitlendirir, yağışın güzergahını uzatarak ve geçirimliliği artırarak sel afetine karşı zaman kazanılmasını sağlar.



Şekil 2. Sünger şehirler teknikleri (teraslama, göllendirme, seddeleme ve göllendirme, adalaştırma).

Üçüncü prensip üst havzalardan gelen yağmur suyunun deniz veya göl sistemleri gibi bir ortamla buluşması esnasında uyumlu bir geçiş yapmaktır. Böylece bu buluşma noktalarında bitkilerle

arındırılmış olarak hendekleşme ve göllendirme tekniklerinden oluşan bir kompozisyonla üst havzadan beri gelen suyun daha büyük sistemlerle ekolojik buluşması sağlanır.

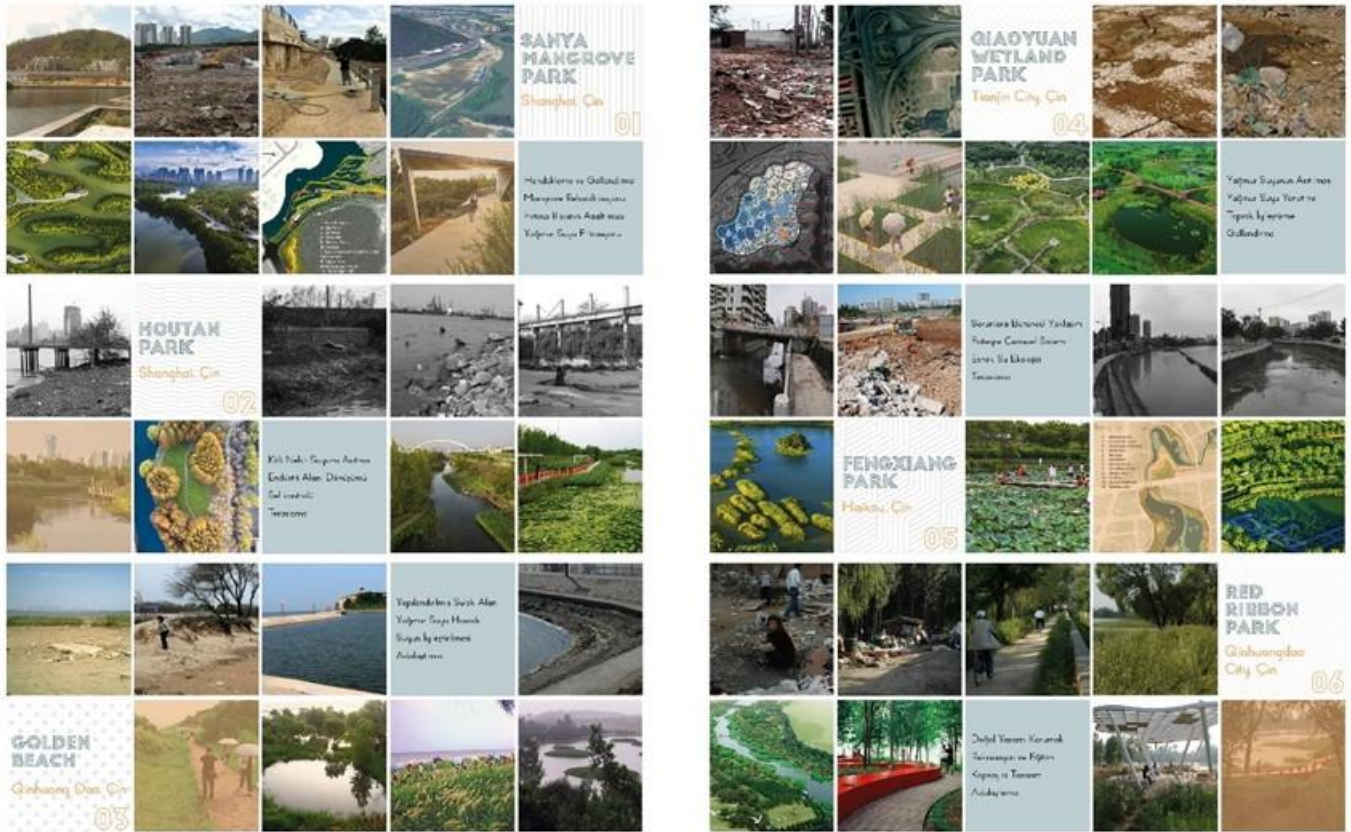
Sünger şehirler yaklaşımı projelerdeki kazı/dolgu oranlarının dengelenerek, alandan malzemenin çıkmasına meydan vermeden ekolojik ayak izi düşük projeleri de beraberinde getirir (Shen, 2010). Buna en güzel örnek Çin'de yapılan Sanya City projesidir. Bu projede, tasarımcılar çok büyük bir su kütesini kentin hem ekolojik hem de rekreatif ihtiyaçlarına hizmet eder hale getirmişlerdir (Şekil 3).

Aynı şekilde Çin'de %75'i kirliliği olan yüzey sularının ve %85'i denizlere doğrudan akan atıksuların etkilerini önlemek için yapılandırılmış sulak alanlar tesis edilerek biyolojik süreçlerle beraber bir park ortamında besi maddelerinin giderimi sağlanmıştır. Shanghai şehrindeki Huangpu nehrinin kirliliğini gidermeye alan Houtan Parkı 3 hektarlık bir sulak alan ile fosfor ve diğer besin maddelerini filtreleyerek 2.400 metreküp suyun hergün arıtılmasını sağlamaktadır (ASLA, 2010). Su kalitesi 5. kaliteden, ikinci kaliteye iyileştirilerek peyzaj sulaması için kullanılabilir su elde edilmektedir. Park içerisinde oluşturan seri olarak tasarlanmış sulak alanlarda yılda toplam 242 ton karbon tutulmaktadır.

770.000 kilometrekare büyüklüğünde, müsilağdan neredeyse ölme noktasına gelmiş Quinhuangdao şehrinin Bohai kıyısında, kıyı boyunca kirlenmeleri ve kimyasalları durdurmak için süngerler oluşturulmuş ve geniş ölçekli soruna ekolojik, ekonomik ve sosyolojik açıdan etkin çözümler üretmek mümkün olmuştur (Landezine, 2012). Kent içerisindeki topraklarının %60'ının kirliliği olan Çin'de doğa tabanlı ekolojik altyapı yaklaşımı

konvansiyonel metotlarla arıtılması çok güç ve pahalı olan bozulmuş alanların onarımı için kullanılmıştır. Tianjin şehrinin tahrip olmuş ve kirlilikle baş etmek durumunda olan büyük bir açık alanı, sünger şehirler anlayışı ile alana getirilen su sayesinde fitoremediasyon teknikleri devreye sokularak ıslah edilmiştir. Fitoremediasyon ile bitkilerin gövde, kök ve yapraklarındaki mekanizmalar sayesinde kirlenmiş alanları bitki tarafından absorbe edilmesi ve doğa ile uyumlu hale getirilmesi amaçtır.

Sünger Şehirler çalışmasından önce Çin'in %90'ı suyun bir an önce şehirden denizlere tahliyesini sağlamaya odaklı geleneksel mühendislik çözümlerini barındırırken, sistemi oluşturmak çok büyük bütçeler gerektirmekteydi (Cosier ve Shen, 2009). Yayılı kirlilik kaynakları (yollar, tarımsal alanların suları vb.) nedeniyle Çin şehirlerinin %60-80'i su kirliliği ile baş etmek zorundaydı (Jiang vd. 2013; Du vd. 2010; Ouyang vd. 2006). Esnek olmayan gri altyapı yaklaşımı plansız ve ani gelişen kentin geçirimsizliğine karşı da etkin olamıyordu. Hızlı gelişen nüfus ve kent karşısında bu kadar rijit bir sistem yerine adaptasyon ve manevra yeteneği daha yüksek olan doğa tabanlı çözümler Sünger Şehirler yaklaşımını Çin'e kazandırdı. (Yang vd. 2014; Liu vd. 2016; Tang vd. 2015, Shen 2010). Bu durum da Derrible'in (2017) şehirler baş etmek zorunda oldukları zorluklar tarafından şekillenir hipotezi ile birebir örtüşmektedir.



Şekil 3. Çin'de teraslama, göllendirme, seddeleme ve göllendirme, adalaştırma peyzaj teknikleri kullanılarak rehabilite edilmiş alanlar:

Sünger Şehirler Çin'de 2014 yılında Şehircilik ve Kırsal Gelişim Bakanlığı, Finans Bakanlığı ve Su İşleri Bakanlığının ortak çalışması sonucu bir politikaya dönüştürülmüş ve bir rehberle prensipleri resmileştirilmiştir. Sünger Şehirler rehberinde ana amaç

kentsel çevrede yüzey akışına geçen suyu absorbe edecek alanları %20 artırmak ve 2030 yılına kadar %80 oranında yağmur suyunun tutulmasını veya yeniden kullanımını sağlamaktır. Rehber ilk olarak 16 pilot şehirde geliştirilmiş daha sonra da buna 14 şehir

## Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

eklenerek test edilmiştir. Sünger şehirler politikası sadece seli önlemeye odaklanmamıştır. Kentsel suyun hasadı temizlenmesi, yeniden kullanımı gibi konuları gri ve yeşil altyapı ile beraber çözerek Çin şehirlerini gelecekte karşılaşılabilecek iklimsel anlamda ekstrem durumlara hazırlıklı hale getirmiştir (Chan vd. 2018).

Çin'de Sünger Şehirler yaklaşımının yaygınlaşması ve uygulanması için mevcut rehberler de konuya uyarlanmış ve yeni birtakım yönetmelikler çıkarılmıştır. Örneğin, Şehircilik ve Kırsal Kalkınma Bakanlığının önceden geliştirdiği "Kentsel Yeşil Alanların Tasarımı" rehberi sünger şehirler prensiplerini destekler hale getirilmiştir. Bu döküman kentsel yeşil alanlara drenaj boşaltımı ve yağmur suyu toplama kapsamında iyileştirmeler yapılarak toplama, boşaltma, infiltrasyon, gibi konularda kabul edilebilir toprak değerlerinin ve kapasitelerin belirlenmesine değinmektedir. Buna ek olarak "Yol Mühendisliği Tasarımı" rehberi bir takım Düşük Etkili Gelişim unsurlarını barındırır hale getirilip yollarda yapılacak biyolojik kanalları barındıracak ve yaya, bisiklet ve araç yolu olarak hizmetine de devam edecek hale getirilmiştir. Bu kapsamda rehber "yeşil altyapı" başlığı eklenerek bütün kentsel yolların en az 1,5 metreden başlayan bir yeşil koridora dönüştürülmesi sağlanmıştır.

Çin'de gri altyapı ile ilgili mevcut mevzuatların da belirli oranda su hasadı ve sürdürülebilir atıksu yönetimi ile ilgili konuları içerdiği görülmektedir. Örneğin, "Konut ve Mülk Zonlarının Planlamasına Yönelik Tasarım Rehberi" (Code for Design of Urban Residential and Properties Zone Planning) 1 hektara kadar olan yeşil alanlara (parklar, çocuk oyun alanları, bitkilendirilmiş alanlar, mesire alanları, ormanlar, korular) borular ve altyapı ile yağmur suyunun boşaltımı kuralını getirmektedir. "Harici Atıksu Mühendisliğinin Tasarımı" rehberi mevcuttaki alt yapı yaklaşımları ile donatılmış eski mahallelerin daha güncel ve sürdürülebilir drenaj pratikleri ile nasıl buluşturulabileceğini belirtmektedir.

Çin örneği sürdürülebilir ve doğa tabanlı bir kentsel drenaj sistemi kurmanın yani sünger şehir oluşturmanın ekolojik ve teknik faydalarını ortaya koyarken, kurumsal çevrenin de bu işin vazgeçilmez bir unsuru olduğunu göstermektedir.

### 3.1 Ülkemizdeki su ile ilgili kurumsal çevre

Ülkemizde su politikaları ile ilgili stratejiler dünyadaki gelişmeler ve politikalar ile paralel olarak gelişmektedir. Su ile ilgili uluslararası girişimler 1990'ların başlarından itibaren artmıştır. 1992 yılında yapılan Rio Zirvesi'nde su kaynaklarının sürdürülebilir olmayan kullanımlarına karşı önlem alınması gerekliliği dile getirilmiştir. İlk 1997 yılında Fas'ta yapılan Dünya Su Forumu her üç yılda bir farklı gündem başlıkları ile düzenlenmektedir. 2003 yılından bugüne her yıl düzenli olarak Dünya Su Gelişme Raporları yayınlanmaktadır. Avrupa Birliği (AB) de 2000 yılında "Su Çerçeve Direktifi"ni (SÇD) (2000/60/EC) yayınlamaya su kaynaklarının miktar ve kalitesinin korunması için havza bazlı bir yönetimle ele alınması yaklaşımına önderlik etmiştir. SÇD'de katılımcı süreçli ve çok aktörlü bir yaklaşımla Avrupa'daki yüzeysel suların (nehir, göl, dere, rezervuar, kıyı ve geçiş suları) ekolojik ve kimyasal bakımdan, yer altı sularının ise miktar ve kimyasal açıdan "iyi" duruma ulaşması hedeflenmektedir.

Ülke olarak uluslararası düzeyde gelişmeleri yakından takip etmemize ve kurumsal altyapımız gelişmiş olmasına rağmen su politikalarımızın şehir planlama ve kentsel tasarım konuları ile buluşması gereken noktalarda entegrasyonun yetersiz olduğu

görülmemektedir.

Kurumsal çevrenin su açısından ülkemizdeki en önemli aktörü Tarım ve Orman Bakanlığıdır. Bakanlığa bağlı DSİ Genel Müdürlüğü ile ülkedeki su işlerinin planlanması, projelendirilmesi, inşası, bakım ve onarımı ve ayrıca işletmesi yapılmaktadır. Suyu havza bazlı yönetmek ülkemizde temel yaklaşımdır. 1990'lı yılların sonunda TBMM tarafından bu konuda kanunların oluşturulması için hazırlık yapacak araştırma komisyonları, DSİ ve sivil toplum kuruluşlarının desteği ile bir seri aktiviteler düzenlenmiştir.

2005 yılında ilki düzenlenen Su Politikaları Kongreleri bu konudaki katılımcı sürecin iyi bir örneğidir. 2011 yılında Su Yönetimi Genel Müdürlüğü'nün kurulması ile su konuları daha net bir kurumsal çerçeveye oturmuştur. Su Yönetimi Genel Müdürlüğü ile havza taşkın ve kuraklık yönetim planları yapılmakta ve yönetilmektedir. Genel Müdürlük iklim değişikliğinin su kaynaklarına etkilerini inceleyerek, kurumlar arası koordinasyon geliştirme görevini de üstlenmiştir. Ayrıca AB Direktifi ile uyumlu çalışmalar yapmak ve Kalkınma Planlarına girdi oluşturacak politikaları geliştirmek de görevleri arasındadır. Ülkemizin uluslararası seviyede su politikasını geliştirmek, su ile alakalı uluslararası faaliyetleri izlemek ve raporlamak, eğitimler vermek ve aynı zamanda düşünce kuruluşu olarak çalışmak üzere Türkiye Su Enstitüsü (SUEN) 2011 yılında kurulmuştur. Tarım ve Orman Bakanlığı'nın bölgesel bazda Havza Yönetim Heyetleri ve il bazında İl Su Yönetim Koordinasyon birimleri ile yapılması, su konusunun ölçekler arası şehre kadar indirilebilmesini sağlamaktadır.

Bu kurumların faaliyetlerine ek olarak diğer bakanlıklarımız da su ile ilgili kendi çalışma alanlarına yönelik faaliyetler yapmaktadır. Bunlar arasında Çevre ve Şehircilik Bakanlığı tarafından geliştirilen 5 adet eylem planı doğrudan veya dolaylı olarak su konuları ile ilgilidir. Şehircilik anlamında ulusal politikaları şekillendiren bakanlığın yaptığı çalışmalar ile şehirlerin mekansal ve sosyo-ekonomik anlamda gelişim biçimleri belirlenir. Yapılar, ulaşım, altyapı, yeşil sistem gibi bir şehrin bileşenlerine dair tasarım rehberleri bakanlık tarafından geliştirilirken su belirli ölçüde bu dökümanlarda yer bulmaktadır. Ülkemizdeki kentsel su yönetimi açısından bir diğer önemli aktör de suyun elde edilmesi, artırılması, dağıtılması ve yönetiminden sorumlu olan belediyelerdir.

Kurumsal çevrenin bir parçası olan kanunlar ve yönetmelikler çerçevesinde konunun ilk olarak 1926 yılında kurumların görevlerini tanımlamak için çıkarılmış bir kanunla başladığı, 1982 Anayasasının 168.maddesinde tabii servet ve kaynakların araması ve işletilmesi başlığı altında bahsedilmektedir. Ayrıca Anayasanın 56. maddesi Sosyal ve Ekonomik Haklar ve Ödevler başlığı altında çevre hakkı ve çevre koruma konularına vurgu yapılmaktadır: "Herkes, sağlıklı ve dengeli bir çevrede yaşama hakkına sahiptir. Çevreyi geliştirmek, çevre sağlığını korumak ve çevre kirlenmesini önlemek Devletin ve vatandaşların ödevidir".

Çevre alanındaki bu yaklaşımın su hakkı ve yönetimi açısından da dayanak olma durumu vardır. Ancak 1990 yılından beri çeşitli kurumlar ve sivil toplum örgütlerinin geliştirmeye çalıştığı "Su yasası tasarısı" henüz yasal sürecini tamamlayamamıştır (Avcı 2021). Mevzuattaki bu gecikme doğa tabanlı çözümlerin de bu konudaki önemli yerinin tariflenmesi açısından önemli bir fırsat sunmaktadır. Mevzuata dair bakış açısı doğa tabanlı çözümlerle suya duyarlı şehirler oluşturma yönüyle de güncellenmelidir. Ülkemiz su stresi altında olan ülkeler arasında yer almaktadır, bu sebeple de etkin politikalar ve mevzuatın bütün ilgili kurumlarca

ivedilikle geliştirilmesi önemlidir.

Ülkemizde ortalama yağış miktarı 501 milyar metreküptür. Bu yağışın 274 milyar metreküpü buharlaşarak atmosfere döner ve sadece 158 milyar metreküpü yüzey akışı olarak görülmektedir ve maalesef bu miktarın ancak belirli bir kısmı yeniden kullanılabilir durumda (ATB,2021). Yer altı sularımızı da buna eklediğimizde toplam kullanılabilir su miktarımız 112 milyar metreküptür. Kullanılacak su miktarımız kuraklık nedeniyle sürekli azalırken, tüketimimiz sürekli artmaktadır. 2000 ve 2020 yılları arası kişi başına düşen su miktarımız yıllık 1652 metreküpten 1346 metreküpe düşmüştür ve bu düşüşün 2030'a değin sürmesi de kaçınılmazdır. Yapılan projeksiyonlar 2030 için bu değerin kişi başı 1120 metreküp/yıl olacağını göstermektedir. İklim değişikliğinin etkileri ve sürekli artan nüfus artışı buradaki en önemli etmenlerdir. Falkenmark endeksi sınıflamasında kişi başı su varlığı 1.000-1.700 metreküp/yıl olan ülkeler su stresi altındaki ülkeler kategorisinde yer almaktadır. Ülkemiz su stresi altında olan bir ülke olduğu için doğanın dengesini bozmadan, doğa tabanlı çözümlerle konuya yaklaşmak ve özellikle de nüfusun %75'inin yaşadığı şehirlerde kaynak olarak hem akışa geçen yağmur suyunu hem de atık olarak ele alınan gri suyu daha doğa tabanlı çözümlerle yönetmek gerekmektedir (Esbah 2021). Bu durum gerek Birleşmiş Milletler Sürdürülebilir Kalkınma hedefleri gerekse de Avrupa Yeşil Mutabakatı çerçevesinde bir gerekliliktir.

Ülkemizde kentsel su temini, 2560 sayılı İSKİ Kanunu ile kurulan su ve kanalizasyon idareleri eliyle yürütülmektedir. Her şehrin kendi coğrafi durumuna, sosyo-kültürel yapısına ve mevzuatlara göre yerel yönetimi tarafından tanımlanmış su kurumu olması, su ile ilgili bütün kararların tek bir noktadan alınması açısından son derece katı bir yapı sergilemektedir. Ayrıca İSKİ mevzuatı şehir içindeki dere yataklarını korumak hususunda yetersiz kalmaktadır. Örneğin bu tip derelerin koruma bantları 2013 yılında yayımlanan yönetmelikte 100 metreden 10 metreye çekilmiştir. 2007 yılında yapılan bir araştırmada İstanbul'un içme suyu havzalarının dışında kalan derelerinin %64'ünün fiziksel değişime uğradığı ortaya konulmuştur; bu dere koridorlarının geçtiği kent dokusu İstanbul'un yaklaşık %51'ini oluşturmaktadır (Dinç 2021). Bu örnek derelerimize daha gerçekçi koruma stratejileri geliştirmemiz gerektiğini göstermektedir.

Kentsel alanlarda kamusal alanlardan bağımsız özel mülkiyetlerde su hasadını yapmayı teşvik eden mevzuattan biri 23 Haziran 2017 tarihli ve 30105 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanan "Yağmursuyu Toplama, Depolama ve Deşarj Sistemleri Hakkında Yönetmelik"tir (ÇŞB 2017). Yönetmelik gri altyapı çözümlerinin planlanması, tasarlanması ve uygulanmasına yönelik maddeleri içermekte, suyun toplanması ve geciktirilmesine yönelik doğa tabanlı çözümleri içermemektedir. Güncel yönetmeliklerde yeşil altyapı yaklaşımlarına da yer vermek daha dayanıklı şehirler ve daha ekonomik çözümler üretmek için gereklidir.

Son yıllarda etkileri bariz hissedilen kuraklık ve düzensiz yağmur deseni 2021 yılında Çevre ve Şehircilik Bakanlığını harekete geçirmiştir. Şehirlerin alternatif su kaynaklarını daha etkin kullanmaları adına İmar Yönetmeliğinde değişiklik yapan Bakanlık 23 Ocak 2021 tarihli ve 31373 sayılı Resmi Gazete'de yayımlandığı şekliyle 3 Temmuz 2017 tarihli ve 30113 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanan Planlı Alanlar İmar Yönetmeliğinin 57. maddesinin 7. fıkrası, a bendine şu ibareyi eklemiştir: "2000 m<sup>2</sup>'den büyük parsellerde yapılacak yapılarda mekanik tesisat projesine; çatı yüzeyi yağmur sularının, tabii zemin altında tesis edilecek

yağmursuyu toplama tankında toplanması, gerekmesi halinde filtre edilerek yeniden kullanılması amacıyla yağmursuyu toplama sistemi projesi de eklenir. İlgili idarelerce daha küçük parsellere ilişkin de zorunluluk getirilebilir. Yağmursuyu toplama tankı, parselin yan, arka veya parsel sınırına 3 m'den fazla yaklaşmamak kaydı ile ön bahçe zemini altında konumlandırılır. Toplama tankı tahliye hattı varsa yağmursuyu şebekesine bağlanır, atık su şebekesine bağlanamaz".

Buna ek olarak 6 Ocak 2017 tarihli ve 29940 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanan "Atıksu Toplama ve Uzaklaştırma Sistemleri Hakkında Yönetmelik" ve 12 Ekim 2017 tarihli 30208 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanan "İçme ve Kullanma Suyu Temini ve Dağıtım Sistemleri Hakkında Yönetmelik" gibi düzenlemeler şehre su sağlamak ve şehirdeki atık suyu yönetmek ve yeniden kazanmak açısından önemlidir. Ancak bahsi geçen yönetmeliklerde de "alıcı ortamlara verilmeden önce ilgili mühendislik çalışmalarında belirlenen sınırlar dahilinde toplandıkları alanların tamamı" şeklindeki ibareler salt arıtma tesisleri ve ilgili mühendislik çözümlerini temel almakta, doğa tabanlı çözümlerin böyle bir sisteme nasıl yardımcı olacağı ve entegre edilebileceği hususunda maddeler taşımamaktadır.

Atıksu Yönetmeliğinin ikinci bölümü genel esaslar ile güzergah seçimi ve kent planlamasına ilişkin esaslara değinir. Bu kapsamda Madde 5: Güzergah seçimi ve Madde 6: Kent planlaması ile teknik altyapı planlaması ilişkisine dair esaslar suya duyarlı şehirlerde su yönetimi altında bahsi geçen konuların bir gri altyapı mantığı ile ve salt mülkiyete dayalı şehircilik anlayışından daha geniş bir çerçevede doğal verilerle entegre edilerek güzergah ve kapasite oluşturmaya yönelik kuralların yeniden tanımlanması faydalı olacaktır.

### 3.2 Sünger şehir ve sürdürülebilir drenaj yaklaşımı

Sünger şehirler sürdürülebilir kentsel drenaj sisteminin yaygınlaşması için önemli bir çerçeve sunmaktadır. Sürdürülebilir kentsel drenaj sistemi yeşil ve gri çözümleri optimum kullanır. Sürdürülebilir kentsel drenaj sisteminde hem yeşil çözümler dediğimiz yumuşak peyzaj (bitkiler, geçirimli yüzeyler ve malzemeler vb.) ağırlıklı çözümlerle gri çözümler dediğimiz, daha sert mühendislik önlemleri gerektiren (jeo-hücreli drenaj vb.) teknikler kombinasyonlar halinde kullanılabilir. Bunun sistematik şekilde bir seri tekniğin bir araya getirilerek alandaki drenajı yönetmek olduğu unutulmamalıdır (Esbah 2021). Sürdürülebilir kentsel drenaj sistemleri kurulurken aşağıda bahsedilen unsurlara dikkat edilmesi ülkemizde yapılan çalışmaların gerek iklim değişikliğine adaptasyon gerekse de daha yaşanabilir çevreler oluşturmak adına daha etkin sonuçlar doğurmasına faydalı olacaktır:

*Erken aşamada dahil olmak:* Yeni gelişen alanlar veya kentsel dönüşüm projelerinde tasarım aşamalarında geçirimsizliği gözetmek ve mümkün olduğu kadar yeşil ve geçirgen dokuyu korumak ve tasarımlarda bunlara yer vermek gerekmektedir. Alanın tasarımı esnasında suyun yönlendirileceği, toplanacağı ve daha sonra kullanılacağı fonksiyonel alanları belirlemek önemlidir. Bu fonksiyonların takibinde rol alacak aktörlerin (park yönetimi, belediye temizlik işleri, mülk sahipleri, kurum ve site yöneticileri, muhtarlar vb.) projenin ilk etabından itibaren bilinçlendirilmesi ve sürece dahil edilmesi uzun vadede sürdürülebilirlik açısından önemlidir. Bu, daha yaşanabilir çevreler oluşturmak için de kaçınılmazdır.

## Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

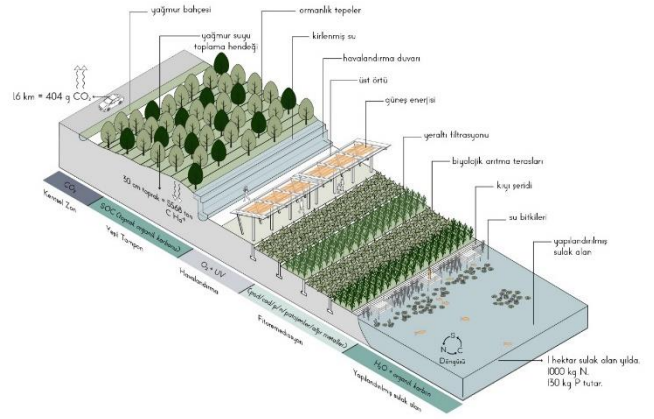
**Yüzey suyunu bir kaynak olarak görmek:** Yüzey akışına geçen sular doğrudan mazgallardan yağmur suyu hattına karışıp denizlere gitmediğinde şehrin kentsel peyzajının sürdürülebilirliği açısından önemli bir kaynak oluşur. Bu suyu hasat edebilmek, bitkilerle filtreleyip kalitesini iyileştirmek ve daha sonra şehrin ihtiyaçları için kullanmak hem sel riskini azaltır hem ekonomik faydalar sunar hem de estetik bir çevre oluşturmaya vesile olur. İklim değişikliği ile beraber giderek daha uzun süreli kurak dönemlerin ve düzensiz yağış desenimizin olacağı düşünülürse, gelecekte dirençli şehirler oluşturmak için, sürdürülebilir kentsel drenaj yaklaşımının yağmur suyunu kaynak haline getiren tekniklerinden faydalanmak ülkemiz şehirleri için de önemli bir açılım olacaktır.

**Kaynakta kontrol etmek:** Yağmur suyunu uzun süre yüzey akışına geçmeden kaynağında değerlendirmek hem ekonomik hem de kirlilik açısından etkin bir çözümdür. Bu sebeple çok paydaşlı bir yaklaşımla şehrin ilgili kurumları arasında iş birliğinin yapılması ve doğa tabanlı tekniklerinin her ölçekte uygulanması gerekmektedir. Bu yapı ölçeğinde bir yeşil çatıdan başlayıp, sarnıçlara ve su varillerine, mülk sınırları içinde ve şehir genelinde geçirimliliğin artırılması, yağmur bahçeleri ile çatılardan ve sert yüzeylerden gelen suların hasadına kadar giden farklı tekniklerin kombinasyonu ile sağlanabilir.

**Suyu yüzeyde yönetmek:** Geleneksel drenaj çözümleri yağmur suyunu doğrudan yer altına mazgallar ve boru ağı ile alarak kirliliği doğaya ya da arıtma tesislerine yönlendirir. Bu doğanın kirlenmesi veya arıtma tesisleri gibi yatırımların ekonomik olarak topluma yük getirmesine neden olmaktadır. Yeryüzüne düşen her zerre suda doğanın da hakkı vardır ve şehirler gibi çok doğal olmayan ortamlarda ayakta kalmaya çalışan pek çok tür için bu su çok kıymetlidir. Bunun yanında bu suyun tekrar buharlaşma ile gökyüzüne çıkması da doğal döngüyü destekleyecektir. Bu sebeple suyun mümkün olduğu kadar yerin yüzünde yönetilmesi gerekmektedir. Bu nedenle bunun için özellikle tasarlanmış sert ve yumuşak peyzaj alanlarına ihtiyaç vardır. Sürdürülebilir kentsel drenaj sistemlerinin gri altyapı ile entegre edilmesine odaklanılarak gri altyapının kapasitesinin çok üstüne çıkan yağmurlarda şehrin direncini artıran ve gri altyapıya destek bir sistem oluşturulmalıdır.

**Kirliliği yönetmek:** Bir peyzajı su bakış açısı ile yönetmek suyun kalite ve miktarı ile ilgili karşılaşılabilecek sorunları çözmeye yardımcı olabileceği gibi daha yaşanabilir, sağlıklı ve estetik kalitesi yüksek çevreler oluşturur (Şekil 4). Bu süreç, tasarım, yönetim ve eğitim konularını içerir. Sürdürülebilir drenaj sistemi oluşturmak sadece bir ekoloji ve sürdürülebilirlik konusu değildir. Bu aynı zamanda sosyolojik ve pedagojik bir konudur.

Pek çok literatürde peyzajın doğal bir unsur olmakla birlikte uygun tasarım materyallerini (bitkisel ve yapısal) içermediği zamanlarda aslında su kirliliğine sebep veren unsurlar olduğu vurgulanmaktadır (EPA, 1994). Örneğin su anlamında az su tüketen bir peyzaj oluşturulmadığında yüzey sularının kirliliğini filtreleyecek mekanizmadan peyzajın yoksun bırakıldığına vurgu yapılmaktadır. Fazla su istemeyen bitkilerle yapılan çalışmalarda toprak genelde kuru olacağı için infiltrasyon oranının ve filtreleme kabiliyetinin daha yüksek olduğu da belirtilmektedir. Bu örnekler peyzaj tasarımlarının mikro ölçekte daha hassas yapılması gerektiğini ortaya koymaktadır.



Şekil 4. Sürdürülebilir drenaj sistemi ile kirliliği yönetmek.

Kentin kirlilikle baş etmek zorunda kalan daha geniş alanlarında doğa tabanlı çözümler ile kirlilik kontrolüne dair örnekler de mevcuttur. Bitki mikrobiyolojisindeki son gelişmeler nedeniyle, fitoremediasyon, çok çeşitli kirliliği için geleneksel iyileştirme yaklaşımlarından giderek daha uygun maliyetli ve uygulanabilir hale geldiği için Amerika'da Environmental Protection Agency (EPA) tarafından pek çok çalışmada doğa tabanlı çözümler bazen tekil çözüm bazen de hibrit bir çözüm olarak uygulanmaktadır.

Mekansal konulara ek olarak alanın peyzaj yönetiminin de kirliliğin azaltılmasında rolü olacaktır. Bu kapsamda kullanıcıların alandaki su yönetiminden ve suyun hareketinden haberdar olması kirlilik unsurlarının drenaj sistemine girmesi riskini azaltabilir. Hayvan dışkılarının alanda bırakılmaması eğitim ve çöp kutularının artırılması ile sağlanabilir. Alanda uygulanacak düzenli temizlik yüzey akışına geçen suların daha az kirliliğe yardımcı olacaktır. Yapılardan salınan kirleticilerin bir alanda yüzeyde birikmesini engellemek için ağaç kanopilerinden de destek almak mümkündür.

**Yüzeysel akışı azaltmak:** Yüzey akışı bir alandaki geçirimsiz yüzey miktarı ile orantılı olarak artar. Bir alanın %5'inden azı sert veya sıkıştırılmış yüzeylerle kaplı ise burada sorun edilecek bir yüzey akışı hacmi oluşmaz. Yüzey akışını azaltmak için lüzumsuz sert yüzeylerden vazgeçmek veya geçirimsiz malzemelerle bu sert peyzajları tesis etmek gerekmektedir. Yüzey akışını azaltmak için birbirine doğrudan bağlanan alanların da sürekliliğini kırmak gerekir (çatılardan bina çevresindeki geçirimsiz yüzeylere gelen suyu geçirimsiz bitkilendirilmiş alanlarla buluşturmak veya araç ve yaya yollarının geçirimsiz yüzeylerindeki suları çevredeki geçirimsiz toprak yüzeylerle buluşturmak gibi).

**Sürdürülebilir kentsel drenaj sistemi zinciri kurmak:** Seri şeklinde akışın farklı aşamalarında oluşan akış rejimini ve su kalitesini yönetmek için doğal bir havzadaki drenajı taklit eden bir drenaj yönetimi benimsenmelidir. Yönetim zinciri öncelikle koruma ile başlamalıdır. Bunun ilk şartı da geçirimsiz yüzeylerin miktarını azaltmak ve kirlilik kontrolü bağlamında alanın temizliğini düzenli yapmak ve sonra da yerel kaynaktan mansaba kadar aşama aşama genişleyerek, en sonunda da bütün havzanın yönetilebileceği bir kontrol sistemi kurmaktır. Yüzey akışına geçen suyun bu yönetim aşamalarının hepsinden geçmesi gerekmektedir. En ideal çözüm yerinde müdahale ile suyu kaynağına en yakın yerde doğal bir şekilde oluşturulmuş bir yeşil drenaj sistemine deşarj etmektir. Suların alanın hemen yakınında yönetimi mümkün değilse, daha geniş bir alanda başka bir yere

yönlendirilmesi mümkündür. Bu, bazen suyun daha farklı bir arıtma gerektirmesi veya yağış miktarının yerel kaynağın kapasitesinden fazla olduğu zamanlarda gerekebilir (Esbah 2021a). Yönetim zinciri yaklaşımı alanın farklı drenaj özellikleri ve kullanımları içeren alt havzalara bölünmesini ve her bir alt havzanın da özgün bir drenaj stratejisinin olmasını gerektirir. Bu, suyun etkin şekilde toplanması, filtrelenmesi ve çok uzaklara gitmeden yönetilmesi için en ideal yaklaşımdır. Alt havzalar ile çalışırken bütün havzada oluşacak yönetimsel ve hidrolojik durum da tasarlanmalıdır.

### 4. Sonuç

Sünger Şehirler kavramı şehir planlama süreçlerini yönlendirirken aynı zamanda yeşil alanların ön plana çıkarılması ve korunmasını sağlar. Başarılı bir şekilde uygulandığında gelecekte olacak kentsel gelişmenin yönünü ve şeklini belirler. Aynı zamanda kentsel ekosistemleri daha kaliteli hale getirir, nehirlerin korunması, sulak alanların ve yeşil sistemin diğer önemli parçalarının (ormanlar, tarım alanları vb.) varlığını destekler. Bunu yaparken ekstrem hava şartları için mevcut gri altyapının kullanılmasına da izin verir. Bu hibrit yaklaşım sayesinde şehir genelinde su ve çevre ile ilgili her tür soruna daha etkin bir çözüm üretilir. Sünger şehirler kavramı şehirlerde yüzey akışına geçen suların yönetiminde suyun akışının miktarını, kalitesini, biyoçeşitliliği ve estetik bir çevre oluşturmayı gözeterek yaklaşımların bütünü ifade eder. Uzun vadede insanın yaşam kalitesini ve sağlığını etkileyen bu durum, şehirlerin doğayla daha barışık olmasını gerektirir. Bu aşamada suyun akışını doğa tabanlı çözümlerle yöneten sistemler hem kirliliğin azaltılması hem habitat oluşturulması ve hem de estetik bir çevre oluşturulabilmesi için vazgeçilmez fırsatlar sunmaktadır. Yüzey suyu şehirler için önemli bir kaynaktır ve bunun yönetimi şehirlerin planlaması ve yapılar ile çevresinin tasarımı ile beraber entegre düşünülmelidir. Gelişmenin bütün aşamalarında ve şehirlerin açık alan ve ulaşım kurgusunda sürdürülebilir drenaj, eksenlerden biri olmalıdır. Şehrin farklı bileşenleri ile ele alınması gereken bu konu çok disiplinli bir ekibi gerektirir.

Sünger şehirler yaklaşımı Çin şehirlerinde sürdürülebilir kentsel su yönetimini hem politikalar hem de uygulamalar anlamında iyileştirmiştir. Sünger şehirler uygulamasının en belirgin faydası kent yönetimi anlamında su konusunda söz sahibi bütün kurumların tanımlı bir amaç çevresinde kendi eylemlerini entegre şekilde kurgulamalarıdır. Sünger şehirler esasen kurumlar arası ve teori ile uygulama arasındaki koordinasyonun ve entegrasyonun sağlanmasında önemli bir çerçeve sunar. Bu çerçeve sayesinde bir süreç başlatılıp yol haritası oluşturulabilir. Çin gibi gerek nüfus gerekse de sosyo-ekonomik pek çok krizle baş etmek zorunda kalan bir ülkede rehber mahiyetindeki bu uygulamanın dünyanın benzer şehirlerinde ve gelişmekte olan ülkelerde uygulanma potansiyeli yüksektir. Sünger şehirler yaklaşımı, içinde bulunduğumuz hızlı şehirleşme ve iklim değişikliği döneminde şehirlerin su ile ilgili sorunlarının hepsinin aynı anda çözülemeyeceğini öngörerek daha gerçekçi bir planlama ile aşamalı olarak; sürekli eğitim, öğrenme, geri bildirimler ve pilot çalışmalarla farklı ve özel durumlar anlaşılabilir şekilde uygulanmalıdır.

### 5. Teşekkür ve Bilgi

Bu makale "Suya Duyarlı Şehirler" isimli çalışma çerçevesinde oluşmuştur. Çalışmayı mümkün kılan Türkiye Su Enstitüsü'ne (SUEN) içten teşekkürlerimi sunarım. Makale araştırma ve yayın etiğine uygun olarak hazırlanmıştır.

### 6. Kaynaklar

- ASLA (2010), Shanghai Houtan Park: Landscape as a living system. American Society of Landscape Architects, 2010 Ödülleri. <https://www.asla.org/2010awards/006.html>. Son Ziyaret: 01.03.2022.
- ATB (2021), Su Raporu. Ankara Ticaret Borsası Raporu. [https://www.ankaratb.org.tr/lib\\_upload/Su%20raporu.pdf](https://www.ankaratb.org.tr/lib_upload/Su%20raporu.pdf). Son Ziyaret 22.04.2022.
- Azzout, Y., S. Barraud, S.Cre, E. Alfakih (1994), Techniques alternatives en assainissement pluvial. Choix, conception, re'alisation et entretien. (Alternative stormwater management techniques: Selection, design, construction and maintenance). Paris, France: Collection Tec & Doc, Lavoisier.
- Chan, F.S., J. Griffith, D. Higgith, S. Xu, F. Zhu, Y. Tang, Y. Xhu, C. Thorne (2018), "Sponge City" in China—A breakthrough of planning and flood risk management in the urban context. Land Use Policy Vol. 76, 772-778.
- Cosier, M., D. Shen (2009), Urban water management in China. Int. J. Water Resour. Dev. 25, 249–268.
- CIRIA (2000). Sustainable urban drainage systems – design manual for Scotland and Northern Ireland. Dundee, Scotland: CIRIA Report No. C521.
- Department of Environmental Resources (1999). Low-impact development: an integrated design approach. Maryland, USA: Department of Environmental Resources, Prince George's County.
- Derrible, S. (2017), Complexity in future cities: the rise of networked infrastructure. International Journal of Urban Sciences, 2017 VOL. 21, NO. S1, 68–86.
- Du, N., H. Ottens, R. Sliuzas (2010), Spatial impact of urban expansion on surface water bodies: A case study of Wuhan, China. Landscape Urban Plann. 94, 175–185.
- EPA (1994), Landscape design and maintenance for pollution control. Terrene Institute. National Service Center for Environmental Publications.
- Esbah, H. (2021), Suya Duyarlı Şehirler. Türkiye Su Enstitüsü, İstanbul. ISBN: 978-605-7599-59-9
- Esbah, H. (2021a), Peyzaj mimarlığı mesleği bakış açısından kentsel yağmur suyu hasadı. Su Sorunları Çalıştayı, 18-19 Haziran, 2021, Sonuç Raporu. Makine Mühendisleri Odası. 85-89.
- Ferguson, K.B. (2005). Stormwater Infiltration. Taylor and Francis. ISBN-13:978-0873719872
- Jiang, Y., F.K.S.Chan, J. Holden, Y.Q. Zhao, D.B. Guan, (2013), China's water management challenges and solutions. Environmental Engineering Management. J. 12, 1311–1321.
- Landezine (2012), Quinhuangdao Beach Restoration. Landezine. <https://landezine.com/the-qinhuangdao-beach-restoration-by-turenscape/>. Son Ziyaret: 01.03.2022.



- Liu, W., W. Chen, Q. Feng, C. Peng, P. Kang (2016), Cost-Benefit analysis of green infrastructures on community stormwater reduction and utilization: a case of Beijing China. *Environ. Manage.* 58, 1015–1026.
- Ouyang, T., Z. Zhu, Y. Kuang (2006), Assessing the impact of urbanization on river water quality in the Pearl River Delta economic zone, China. *Environ. Monit. Assess.* 120, 313–325.
- Schueler, T.R. (1987), *Controlling urban runoff: A practical manual for planning and designing urban BMPs.* Washington: Washington Metropolitan Water Resources Planning Board.
- Shen, X. (2010), *Flood Risk Perception and Communication Within Risk Management in Different Cultural Contexts: A Comparative Case Study Between Wuhan, China, and Cologne, Germany.*
- Tang, Y.-T., F.K.S. Chan, J. Griffiths (2015), City profile: Ningbo. *Cities* 42 (Part A), 97–108.
- Yang, L. (2014), *Climate Change, Water Risks and Urban Responses in the Pearl River Delta, China.* Staats- und Universitätsbibliothek Hamburg.
- Yu, K., (2012), *Designed Ecologies. The Landscape Architecture of Kongjian Yu.* William S. Saunders.



## DERLEME MAKALE

## Kentsel Atıksu Arıtma Tesislerinin İyileştirilmesine Yönelik Güncel Yaklaşım ve Uygulamalar

Dilek ERDİRENÇELEBİ

## Yazışma yazarı:

Dilek ERDİRENÇELEBİ,  
derdirencelebi@ktun.edu.trKonya Teknik Üniversitesi, Mühendislik ve Doğa Bilimleri Fakültesi, Çevre Müh. Böl., 42250, Selçuklu, Konya  
0000-0003-0268-3549

## Referans:

Erdirençelebi, D, (2022), Kentsel Atıksu Arıtma Tesislerinin İyileştirilmesine Yönelik Güncel Yaklaşım ve Uygulamalar, Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik, 23(2) 109-116,

Makale Gönderimi : 1 MART 2022  
Online Kabul : 17 MAYIS 2022  
Online Basım :

**Özet** Kentsel atıksu arıtma tesislerinin (AAT) hizmet ettiği nüfus arttıkça işletim maliyetlerinde ve çıkış suyu kalitesinde iyileştirmelerin gerekliliği, araştırmacıları optimizasyon çalışmalarına yöneltmiştir. Fiziksel, kimyasal ve biyolojik birçok işlem ve prosesin yer aldığı AAT’de verimliliğin artırılmasının yanı sıra alıcı ortam kalitesinin korunması veya geri kazanım için birçok kirletici türünün etkin şekilde dönüşümü ve su ortamından uzaklaştırılması dikkate alınmaktadır. Bu süreçler yüksek maliyet gerektirmektedir ve sürdürülebilir atıksu yönetimi için su ve faydalı madde kazanımı optimize edilirken enerji ve kimyasal sarfiyatının azaltılmasını sağlayacak yöntemler geliştirilmektedir. Bu çalışmada kentsel AAT’lerde arıtım verimini, artırma ve maliyetleri azaltma yönünde ana hat biyolojik arıtım, yan akım biyolojik azot arıtımı ve çamur hattı işletimi üzerinde araştırılan ve uygulanan yöntemler derlenmiştir. Uygulanabilirlik açısından en gerçekçi verilerin sunulması amaçlanmış ve bu kapsamda ağırlıklı olarak pilot ve gerçek ölçekli uygulamalar incelenmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Atıksu arıtma, aktif çamur, anaerobik, işletim, optimizasyon.

## Current Approaches and Implementations towards Upgrading of Municipal Wastewater Treatment Plants

**Abstract** As the population serviced by wastewater treatment plants (WWTPs) has increased, the necessity of improvements in operating costs and effluent quality has led researchers to optimization studies. In WWTPs which includes many physical, chemical, and biological processes and processes, efficiency is increased, as well as effective conversion and removal of many types of pollutants are taken into account to maintain or restore the quality of the receiving water bodies. These processes require high costs and methods are being developed to ensure that energy and chemical consumption are reduced while optimizing the recovery of water and useful substances for sustainable wastewater management. In this study, the methods investigated and applied on main line biological treatment, side stream biological nitrogen treatment and sludge line operation in order to increase treatment efficiency and reduce costs in municipal WWTPs have been compiled. It is aimed to present the most realistic data in terms of applicability, and in this context, mainly pilot and real-scale applications have been reviewed.

**Keywords:** Wastewater treatment, activated sludge, anaerobic, operation, optimization.

## 1. Giriş

Artan şehirleşme ile birlikte oluşan atıksuların toplanıp bertarafına kadar uzanan süreçte, kentsel atıksu arıtma tesislerinin (AAT) performansının önemi artarak devam etmektedir. Atıksu arıtımının gerektirdiği yüksek maliyetler pompalama, havalandırma ve çamur bertaraf işlemlerinde yoğunlaşmaktadır. Günümüzde izgara, kum tutucu, ön çöktürme ve biyolojik (aktif çamur) arıtım ünitelerinden oluşan ana hat ve çamur yoğunlaştırma, çamur stabilizasyonu ve susuzlaştırma üniteleri ile geri devir akımlarından oluşan çamur hattı akım şemasından oluşan kentsel AAT'lerde iyileştirme yönünde yapılan araştırmalar; ana hat biyolojik arıtmıda oluşan fazla biyolojik çamurun azaltımı ile çamur bertaraf maliyetlerinin ve oluşan stabilize çamur miktarının azaltılması, ana hatta aerobik yerine anaerobik arıtımla havalandırma ihtiyacının en aza indirilmesi, yan akımda biyolojik azot giderimi ile çıkış suyunda azot konsantrasyonunun minimize edilmesi, çamur hattında ayırık/paralel anaerobik çamur çürütme ile proses veriminin artırılması konularında yürütülmekte ve gerçek ölçekte uygulanmaktadır. Mekanik ve kimyasal metotların etkinliğinin yanında düşük maliyetleri nedeniyle biyolojik yöntemler ağırlık kazansa da her yöntem için uygun işletim detayları öne çıkmaktadır. Bu derleme çalışmasında kentsel AAT ana hat, yan akım ve çamur hattında maliyet azaltıcı ve verim artırıcı yönde uygulama potansiyeli bulunan teknik ve yaklaşımlar laboratuvar, pilot ve gerçek ölçekli olarak incelenmiş ve değerlendirilmiştir.

## 2. Biyolojik Arıtım İyileştirmeleri

### 2.1 Aktif çamur sistemleri

Kentsel AAT'lerde aktif çamur prosesinde oluşan atık biyolojik çamur, ikincil çamur (İÇ) olarak adlandırılmakta ve stabilizasyonu ile bertarafında ekonomik, çevresel ve yasal zorunluluklara göre önemli maliyetler ortaya çıkmaktadır. Aktif çamur proseslerinin uygulandığı kentsel AAT işletiminde İÇ'nin yüksek debilerde ve seyreltik seviyelerde oluşmasının yanı sıra ana hatta uygulanan yüksek çamur yaşı ile çamur çürütücülerde anaerobik ayrışmaya oldukça dirençli bir yapı ortaya çıkmaktadır (Henze vd., 2008). İÇ oluşumunu azaltmak üzere uygulanan teknikler; mikrobiyal içsel solunumlu kriptik büyüme, eşleşmeyen metabolizma, onarım-bakım metabolizması ve bakteri tüketen organizmaların kullanımı üzerine gelişmektedir (Wei vd., 2003). Tekniklerin gerçek ölçekli uygulanması ve yaygınlaşmasında ekonomik ölçülerde uygunluk ve çevreye olan etkilerin yanı sıra biyolojik arıtım verimi ve çıkış suyu kalitesine etkilerinin de analizi önem arz etmektedir.

Dünya genelinde aktif çamur prosesi, evsel ve endüstriyel atıksuların biyolojik arıtımında en yaygın olarak kullanılan prostedir (Wei vd., 2003). Atıksulardaki organik maddenin yüksek verimle CO<sub>2</sub>, su ve canlı biyokütle çevriminde yüksek miktarda havalandırma enerji ihtiyacının yanı sıra bertarafı gereken atık bakteri akımı (ayrıştırılan organik maddenin yarısı) ortaya çıkmaktadır (Tchobanoglous vd., 2003). Bu atık çamurun oldukça seyreltik ve biyo-ayrışmaya dirençli bakteri ve hücre dışı polimerik yapılardan oluşması nedeniyle AAT çamur hattında çeşitli problemler ve düşük verimli işlemler gerçekleşmektedir (Henze vd., 2008; Erdirencelebi ve Kucukhemek, 2015). Çamur stabilizasyon ve bertarafındaki maliyetler toplam AAT işletim maliyetlerinin yaklaşık %50-60'ını oluşturmaktadır (E.P.A., 2008). Oluşan fazla biyolojik çamurun ana hat akımında azaltılmasının yanında geri devir çamur hattında (yan akım) fiziksel, kimyasal veya kombine farklı yöntemlerle azaltılması mümkün olmaktadır. Bakteri hücresi parçalanmasında kullanılan teknikler ultrasonikasyon, yüksek basınçlı homojenleştirme, orta veya yüksek sıcaklıkta termal işlem, asidik veya bazik termal işlemler, ozonlama, klorlama ve peroksidasyon gibi ileri oksidasyon işlemleri olarak sayılabilir (Foladori ve diğ., 2010b). Etkin hücre parçalanması için karşılaştırıldığında ultrasonikasyon ve yüksek

basınçlı homejenleştirme ile hücre bütünlüğü üzerinde orta dereceli etkiler elde edilirken ancak yüksek spesifik enerji gerektiren etkin hücre parçalanması gerçekleşmiştir. Homojenleştirmede ultrasonikasyona göre daha düşük spesifik enerji seviyesinde güçlü kesme kuvveti elde edilmiştir. Termal işlem ise 45-55 °C gibi orta sıcaklıklarda bile etkin hücre duvarı parçalanması sağlarken 10 mg/L'nin altındaki dozlarda ozonlama ile yüksek oranda hücre bütünlüğü bozulması ile düşük oranda çözünürleşme gerçekleşmiştir. Daha yüksek dozlarda ozon, çözünürleşme ürünleri ve flok üzerine etkiye seçici davranmıştır. Spesifik enerji ihtiyacında ise en düşükten yükseğe maliyet; ozonlama, homojenleştirme, termal işlem ve ultrasonikasyon şeklinde sıralama ile elde edilmiştir.

Ozonlama gerçek ölçekli uygulamalara geçmiş başarılı bir yöntem olarak bakteri hücresini parçalayarak sonrasında biyolojik ayrışmaya uygun madde salınımına imkân vermektedir. Yasui ve Shibata tarafından geliştirilen proses, çamur geri devir hattında uygulanmakta ve askıda katıların parçalanması ile açığa çıkan organik substrat, sonraki biyolojik arıtım sürecinde tüketilmektedir (1994). Katıların çözünürleştirilmesinin yanında bir miktar çözünmüş organik madde de oksidasyona uğramaktadır. Optimum ozon dozlarında işletim sürecinde, gerçek ölçekli AAT havalandırma havuzlarında atık çamur ve inorganik madde birikimi oluşmamış ve klasik aktif çamur sistemine göre susuzlaştırma ve uzaklaştırma dâhil olarak daha düşük işletim maliyeti öngörülmüştür (Yasui vd., 1996; Sakai vd., 1997). Ozonlama ve biyolojik arıtımın kesikli ozonlama ile birleştirildiği gelişmiş model ile daha düşük ozon dozlarında çamur kabarmasını kontrol etmek mümkün olmuştur (Kamiya ve Hirotsuji, 1998). Lab-ölçekli reaktörde sentetik atıksu ile gerçekleştirilen çalışmada çamur oluşumu yarı yarıya azalmış ve çamur hacim indeksi iyileştirilmiştir.

Mikrodalga (MV) ve kimyasal ilavesi ile hibritleştirilmiş ilot ölçekli uygulamada çamur oluşumunda %38,6 oranında azalma ve 0,35 kg UAKM/kg KO<sub>İ</sub>tüketilen olarak Y<sub>obs</sub> elde edilmiştir (Wang vd., 2015). Kullanılan kimyasallar içinde MV verimine katkı yapan H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> olmuştur. MV ve MV+ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> için elde edilen KO<sub>İ</sub> çözünürleşmesi sırasıyla %15,91 ve 19,35 olarak gerçekleşmiştir. Hibrit sistemli aktif çamur prosesinin toplam işletim maliyeti %13,64 daha düşük seviyede gerçekleşmiştir.

Maliyet bakımından avantaj sağlamak üzere, fiziksel ve kimyasal yöntemlerin yerine biyokimyasal yöntemlerle hücre bozunumu ve tüketimi elde etmenin çok yönlü olarak uygulamalarına geçilmiştir. Çamur geri devir hattına yerleştirilen anoksik veya anaerobik tank uygulamaları ile çamur akımının farklı oranlarda tanka beslenerek ana hat aktif çamur prosesi çamur oluşumunda azaltım amaçlanmıştır. Geri devirle taşınan biyokütle için açık ve içsel solunum şartları oluşturularak hücre parçalanması sonucu çözünmüş organik maddelerin açığa çıkması ve bir kısmının tekrar bakteri bünyesine alımı sağlanmaktadır. Açığa çıkan substratın bakteri tarafından yeni hücre üretimi (anabolizma) yerine diğer hücre aktivitelerine (katabolizma, ATP üretimi) harcanması için uygun mühendislik çözümleri uygulanmaktadır. Düşük oksijen veya substrat şartında bakteriler için anabolizmanın azalması katabolizmanın artması veya tek olarak sürdürülmesi için yan akım veya ana hat üzerinde farklı proses tipleri uygulanmaktadır. Geri devir çamur akımının tamamının anaerobik tankta hidrolize maruz bırakıldıktan sonra ana hat aktif çamura beslenmesi, oksik çöktürme-anaerobik proses (OSA) olarak Chudoba vd. tarafından önerilmiştir (1992). Çoğunlukla lab- ve pilot ölçekli sentetik atıksularla çalışılan bu sistemde fazla çamur oluşumunun %20-60 gibi geniş bir aralıkta azaltılabildiği gösterilmiştir (Novak vd., 2007; Foladori vd., 2010). CAS+OSA sistemine alternatif olarak membran biyoreaktör+OSA uygulaması geliştirilmiş ve yan akıma giden çamur konsantrasyonunun artırılması amaçlanmıştır (An ve Chen, 2008).

Anaerobik yan akım reaktörü (ASSR) uygulamasında ise çamur

## Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

geri devir akımının belirli bir oranı (yaklaşık %10) reaktöre alınır ve daha yüksek HBS (7-10 gün) uygulanır (Velho vd., 2016). Çamur üretiminde azalma üzerine etkinliği gözlenen parametreler; çamur yaşı, çamur akımına uygulanan oran ve aerobik-anaerobik dönüşümlü faz uygulaması olarak gözlenmiştir (Foladori vd., 2015). Gerçek ölçekli uygulamalarda OSA prosesinden ziyade ASSR uygulaması çamur geri devir akımının düşük bir oranına uygulanması bakımından daha kararlı ve ekonomik olurken çamur üretiminde azaltım sınırlı kalmaktadır.

Troiani ve d. 35 000 nüfus eşdeğerli ön-denitrifikasyonlu AAT'de yan akım reaktörü çalışmasında ardışık anoksik-oksik fazların uygulanması ile 0,49-0,51 kg TAKM/kg KOİ aralığından 0,39-0,44 kg TAKM/kg KOİ aralığına düşen dönüşüm ( $Y_{obs}$ ) katsayısı elde etmişlerdir (2011). Aerobik çamur stabilizasyon tankının 10 gün'lük HBS ve ardışık ve eşit süreli (%50) oksik ve anoksik faz uygulaması ile yan akım reaktörüne dönüştürüldüğü çalışmada -300- (+)50 mV ORP aralığında şiddetli açıklık ve enerji eldesi şartları dönüşümlü olarak elde edilmiştir. Dönüşümlü şartlar mikrobiyomu aşırı ölüm oranından korurken enerji depolayan organizmalar için elverişli şartlar oluşturmuştur. Tesisin azot ve fosfor giderimleri artarken çıkış KOİ konsantrasyonu artmıştır. Bu sistemde yan akım reaktör çıkışı oksik tanka beslenirken fosfat depolayan organizmalar için uygun şartlar oluşturulmuştur.

Geri devir çamur hattı üzerine kurulan yan akım reaktörlerine çamur akımı farklı oranlarda beslenebilmektedir. Biyolojik nütrient giderimi gerçekleştiren bir UCT (University of Cape Town) AAT'sinde Coma vd. -150 mV ORP şartında işletilen pilot ölçekli yan akım anoksik reaktör ile %18 seviyesine kadar çamur üretiminde azalmayı ( $Y_{obs}$ : 0,329 g UAKM/g KOİ), %100'lük çamur akımı beslemeleri ile elde etmişlerdir (2013). Bu işletimde ana hattaki çamur yaşı (17 gün), HBS (24 sa) ile içsel geri devirler korunmuş ve organik madde gideriminde artış elde edilmiştir. Geri devir akımının yan akım reaktörüne beslenmeyen kısmı ana hat anoksik tanka gönderilmiştir. Geri devir çamur akımının %10, 50 ve 100 oranlarında yan akım anoksik reaktöre beslenmesinde, sırasıyla 34,5, 11,8 ve 5,9 sa'lık HBS (=çamur yaşı) uygulanmıştır. Ana hat organik madde giderimine etki oluşmamıştır. Çamur hacim indeksinde (ÇHI) 195 mL/g TAKM değerinden %100 yan akım arıtımında 122 mL/g TAKM'ye düşüş ile çökeltme özelliğinde önemli bir iyileşme sağlanmıştır. Bu tip çalışmalarda mikrobiyomdaki değişimler araştırılmamış olsa da, ÇHI'ndeki iyileşme, uygulanan işletimle biyokütle içindeki ATP artırabilen ve çökeltmeye pozitif etki yapan fosfat (PAO) ve glikojen (GAO) biriktiren organizmaların sayıca arttığını desteklemesi bakımından önem arz etmektedir.

Velho vd. gerçek ölçekli ön denitrifikasyonlu aktif çamur prosesi (toplam 7000 m<sup>3</sup>) ile geri devir akımı üzerine yerleştirilen anaerobik yan-akım reaktörlü sistem işletimlerini 5 yıl boyunca gerçekleştirmişlerdir (2016). Bu yöntemde hücre içsel solunumu ile canlı biyokütle miktarı azaltılmakta ve açığa çıkan çözünmüş BOİs ve amonyum azotunun ana hat aktif çamur sisteminde oksitlenmesi sağlanmaktadır. Çalışmada -250 mV ORP ve 7 gün'lük HBS (=çamur yaşı) değerleri ile işletilen 2 adet anaerobik reaktöre aktif çamurun kütleye %7+10 oranları beslenerek  $Y_{obs}$  dönüşüm oranında 0,44 kg TAKM/kg KOİ'den 0,35 kg TAKM/kg KOİ'ye %20'lik azalma elde edilmiştir. Lab-ölçekli sentetik atıksu ile çalışmalara göre daha düşük azaltım elde edilmesi atıksudaki inert maddelerin varlığına bağlanmıştır. Anaerobik reaktörlere beslenen çamur TAKM konsantrasyonları 9,3-10,1 g TAKM/L'ye yükselmiştir. Uygulanan çamur yükleri ile hızları 1,5-1,6 kg UAKM/m<sup>3</sup>.gün ve pH 6-6,5 aralığında gerçekleşmiştir. Geri devir hattında çözünmüş BOİs 10 mg/L konsantrasyonundan 226-255 mg/L seviyesine yükselmiştir. Eş zamanlı amonyum konsantrasyonundaki artış özellikle proteinli maddelerin (bakteriyel hücrelerin) parçalandığını göstermiştir. Ana hat çamur yaşı değeri 15-17 gün'den yan akım tek ve iki reaktör uygulamalarında sırasıyla 36 ve 44 gün'e yükselmiştir. ÇHI'nde artış ile çökeltme kabiliyetinde bir miktar bozulma gerçekleşmiştir. Yan akım reaktörü için uygulanan ORP seviyesinde ekonomik

olarak kullanılmayacak seviyede biyogaz üretimi gözlenmiştir. Reaktörlerde koku oluşumunu engellemek için periyodik olarak havalandırma yapılmıştır. Tesis çıkış suyu karakterinde herhangi bir etki gerçekleşmemiştir. SON önemli nokta olarak, bu sistemi uygulayacak gerçek ölçekli AAT'lerde açığa çıkacak fazladan amonyum azotunun oksitlenmesi için kurulu havalandırma ve oluşacak nitratin denitrifikasyonu için yeterli kapasite gerekmektedir.

Yan akım üzerinde işletilen anaerobik reaktörler ve uzun çamur yaşı gereğini ortadan kaldırmak için ana hat üzerinde ilave üniteler ile fazla biyolojik çamur oluşumunda azaltım sağlanmaya çalışılmıştır. Ana hat A<sub>2</sub>O ünitesi önüne yerleştirilen mikro-aerobik ünite ve çöktürücüden oluşan ilavede kirleticiler düşük HBS'de giderilmiş ve aktif çamur prosesine gelen AKM konsantrasyonu düşürülerek çıkış suyu kalitesi artırılabilmiştir (Niu vd., 2016). Çamur dönüşümü 0,074 g AKM/g KOİ<sub>giderilen</sub> değerine azaltılmıştır. Bir endüstri bölgesi AAT ana hattında gerçek ölçekli oluşturulan ve işletilen mikro-aerobik ünite ve çöktürme tankı için HBS sırasıyla 1,5 ve 2,9 sa değerlerinde tasarlanmış ve işletilmiştir (Jiang vd., 2018). Fazla biyolojik çamurun giriş atıksu ile beslendiği mikro-aerobik üniteye çözünmüş oksijen 0,5-1,0 mg/L aralığında homojen bir şekilde sağlanmıştır. A<sub>2</sub>O ünitesinde çamur yaşı 20 gün olarak uygulanmıştır. İlave üniteye amonyum, nitrit, nitrat ve organik azottan oluşan giriş azotunun %50'den fazlası giderilmiştir. Düşük oksijenli anoksik şart altında amonyum azotu oksitlenirken nitrit ve nitrat denitrifikasyona uğramışlardır. Organik azotun tamamen giderimi, parçalayıcı heterotrofların hidrolizi tamamladığını göstermiştir. Çöktürme ile biyokütle tamamen ana akımdan ayrılarak sonrasında A<sub>2</sub>O ünitesine atık biyokütle girişi önlenmiştir.

## 2.2 Anaerobik arıtım sistemleri

Evsel atıksu seyreltik yapısına rağmen içeriğinde yaklaşık 7,6 kJ/L'lik kimyasal potansiyel enerji taşımaktadır (Heidrich vd., 2011). Geleneksel yöntemlerle evsel atıksu arıtımı kabaca 0,69–3,01 kWsa/kg KOİ'ye mal olmaktadır (Longo vd., 2016). Avrupa ülkelerinde toplam elektrik tüketiminin yaklaşık %1-3'ü atıksu arıtımında gerçekleşmektedir. Tropik/ilıman bölgelerde evsel atıksu arıtımı anaerobik prosesle gerçekleştirilmektedir (Bowen vd., 2014; Chernicharo vd., 2015). Özellikle Latin Amerika'da ve Hindistan'da evsel atıksuyun doğrudan anaerobik arıtımı gerçek ölçekli gerçekleştirilmektedir (Von Sperling ve Oliveira, 2009; Sato vd., 2007; Chernicharo vd., 2015).

Evsel atıksu gibi seyreltik karakterde atıksuların anaerobik arıtımında düşük ortam sıcaklığında etkin verim eldesi için yüksek çamur yaşı (etkin biyokütle tutunumu) sağlanabilirdi anaerobik aşağı ve/veya yukarı akışlı filtreler, perdeli reaktör, çamur yatağı reaktör ve hibrid filtre reaktörlerin uygulanabilirliği konusunda lab ve pilot ölçekli araştırmalar mevcuttur. Cakir ve Stenstrom'un çalışmalarında ortaya konan dinamik model ile anaerobik filtrelerde düşük KOİ içerikli atıksular için %60'ın üzerinde KOİ giderimi için 24 saatten daha yüksek HBS ihtiyacı gösterilmiştir (2003). Ayrıca 20°C sıcaklıkta ve 130 mg/L'nin altında KOİ içeriğinden oluşan biyogazdaki metan içeriği %50'nin altında kalmaktadır. Halbuki Yu ve Anderson (1996) kombine etikleri anaerobik çamur yatağı ve ikili filtre (aşağı+yukarı akışlı) sisteminde 17-28°C sıcaklık aralığında ön çöktürülmüş evsel atıksuyun arıtımında ortalama %83 KOİ giderim verimi ile 0,09 m<sup>3</sup> biyogaz/m<sup>3</sup>.gün (%72 metan) oluşumu için 10 saatlik HBS yeterli olmuştur. İki aylık adaptasyon sürecinde HBS'nin 11 saate düşürülmesi ile OYH'nin 0,9 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün'e yükseltilmesi mümkün olmuştur. Bu süreçte çamur yatağı bölümünde maksimum 2 mm'lik granüllerin ve filtre bölümlerinde ise biyofilm oluşumu ile %75'lik KOİ giderimi ve %70'lik metan içeriğinde biyogaza ulaşılmıştır. Kararlı işletim döneminde OYH artışları ile HBS'nin azaltılması sonucunda 4 sa'lık HBS'de %62'lik KOİ giderim verim eldesi prosenin düşük sıcaklıkta evsel atıksu arıtımında yüksek potansiyelini ortaya koymuştur. Diğer bir önemli sonuç ise OYH artışıyla KOİ giderim hızında da artışın

## Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

gerçekleşerek çözülmüş ve toplam KOİ için sırasıyla 1 ve 1,6 kg KOİ/m<sup>3</sup>.gün giderim hızlarına ulaşılması olmuştur. Çıkış suyunda 40 mg/L'lik AKM kriterinin sağlanması için gerekli minimum HBS 5 sa olarak gözlenmiştir. Önceki çalışmalara benzer şekilde 0,09-0,12 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg KOİ<sub>giderilen</sub> metana dönüşümde düşük oranın nedeni çözülmüş metan ve atıksudaki sülfat içeriğine bağlanmıştır. Gaz-sıvı sistemlerinde Henry sabitine göre oluşan metanın %50'den fazlası çözülmüş fraksiyon olarak gerçekleşmektedir (Lettinga vd., 1993). İndirgenen her g sülfat için 0,7 g KOİ tüketilmektedir (Speece, 1996).

Evsel atıksuyun anaerobik arıtımında pH, alkalinite ve amonyum yeterli seviyelerde gerçekleşerek proses verimi için kritik şartlar oluşturmamaktadır (Yu ve Anderson, 1996). Çıkış suyunda UYA konsantrasyonu 10 mg/L altında kalırken, çamur yatağı veya filtre reaktörlerde yüksek HBS'de arıtımın yaklaşık %74'ü ilk bölgede oluşmakta ve düşük HBS'de bölmeler arasında birbirine yakın arıtım yüzdeleri gerçekleşmektedir. Uygulamalarda yüksek verim sağlayacak en önemli kriterin HBS ve biyokütle konsantrasyonu olduğu gözlenmektedir.

Trego ve d. gerçek ölçekli hibrid genişlemiş granüler çamur-filtre reaktörleri ile 2-18°C (çoğunlukla <15°C) sıcaklık ve 2-200 mg/L BOİ<sub>5</sub> aralığında ortalama %85 giderim elde ederek düşük ortam sıcaklığında prosesin uygulanabilirliğini desteklemiştir (2021). OYH'nin %85 gibi yüksek derecede artışına karşı BOİ<sub>5</sub> giderimi kararlılığını korumuştur. Düşük sıcaklıkta oluşan metanın çoğu çözülmüş formda olduğundan ölçülememekte, çıkış suyunda KOİ değerini yükseltmekte ve bu durum düşük sıcaklıkta anaerobik arıtımın önemli bir problemi olmaktadır. Granüler biyokütle profilinde özellikle dayanıklı arke türü *Methanobacterium*, uyum sağlayarak popülasyondaki oranını %24'den 35-40'a çıkarmıştır. *Methanosaeta* ve *Synergistaceae* ile mikrobiyal biyokütlenin çoğunluğunu oluşturmuşlardır.

Singh ve Viraraghavan giriş KOİ aralığının 224-350 mg/L olduğu evsel atıksu için anaerobik çamur yatağı reaktörde düşük sıcaklıklar için biyokinetik parametreleri belirlemiştir (2002). Düşük karakterli evsel atıksu için 10 saatlik HBS'de 15, 11 ve 6°C'de sırasıyla %85, 77 ve 57'lik KOİ giderimi elde edilmiştir. Bu verimler ortalama 18300±100 mg/L'lik biyokütle konsantrasyonunda gerçekleşmiştir. Substrat kullanım hızının 15°C'de 0,234 gün<sup>-1</sup>'den 6°C'de 0,041 gün<sup>-1</sup>'e düşerken ölüm hızında belirgin bir azalma gerçekleşmemiştir. 6-20°C aralığında dönüşüm oranı 0,2 g biyokütle/g KOİ seviyesinde belirlenmiştir. Elde edilen katsayılar HBS'nin artırılması ile düşük sıcaklıkta oluşan verim kaybının telafi edilebileceğini göstermektedir. Viraraghavan ve Varadarajan'ın 5, 10 ve 20°C'de evsel atıksu arıtma çalışmasında lab-ölçekli anaerobik filtrede 1. derece hız sabitini sırasıyla 0,27, 0,40 ve 0,71 gün<sup>-1</sup> olarak elde edilmiştir (1996). Kullanılan medya 50 mm çapında ballast halkalar ve porozite %96,5 olarak gerçekleşmiştir. İki çalışma arasındaki katsayı farklılıkları filtrede gerçekleşen yüksek biyokütle konsantrasyonu ve/veya atıksu-tür farklılıklarından oluşsa da bulgular anaerobik prosesin aktif çamurla karşılaştırılabilir performansını ortaya koymaktadır. Anaerobik prosesle gerçekleşen hidroliz derecesinin ve dolayısıyla partikül içeriğinin de kinetik hızlarda etkisi belirleyici olmaktadır.

Evsel atıksuyun çöktürülmeden anaerobik arıtımında düşük HBS nedeniyle partikül KOİ'nin hidrolizi yetersiz kalabilmekte ve düşük giderim verimlerine yol açmaktadır. Halalshah vd. pilot ölçekli AÇYR-AF pilot sisteminde konsantre evsel atıksuyu (>1000 mg/L KOİ<sub>top</sub>) 23°C'de arıtma sürecinde 15 ve 4 sa'lik HBS'lerde KOİ<sub>top</sub>'da %55 ve partiküler KOİ'de %65'lik giderim sağlayabilmiştir (2010). Partiküler KOİ'nin KOİ<sub>top</sub>'in %50-70'ine ulaştığı kuvvetli evsel atıksu karakteri çoğunlukla su kullanımının kısıtlı olduğu Ortadoğu ve Kuzey Afrika bölgelerinde veya karasu ve gri suyun ayrıldığı ülkelerde oluşmaktadır. Partiküler KOİ'nin anaerobik hidrolizi en az 24 sa'lik HBS ile yeterli hidroliz derecesini gerektirmektedir ve düşük HBS ve ortam sıcaklığında anaerobik evsel atıksu arıtımını sınırlandırmaktadır (Halalshah

vd., 2005). 1505 mg/L atıksu KOİ<sub>top</sub> için 26°C'de 13-16 sa'lik HBS'de %55-62 giderim elde edilmiştir. Hidroliz derecesinin artırılabilirdiği 2 kademeli (AÇYR-AÇYR veya çürütücü-AÇYR) reaktör sistemlerinde ise KOİ<sub>top</sub> giderimi %40-70 aralığında kalmaktadır (Mahmoud, 2008; Alvarez ve d., 2008). Evsel atıksuyun yüksek verimle anaerobik arıtımı için "ön çöktürme" şartının sağlanması gereği ortaya çıkmaktadır.

Evsel atıksuyun anaerobik arıtımında yeterli HBS'nin belirlenmesi önem arz etmektedir. Optimum HBS'nin altında değerlerde asitlenme etkileri etkin olmakta ve pH düşüşü gerçekleşmektedir (Bodkhe, 2008). Yeterli HBS ve üzerindeki değerlerde protein ayrışması tamamlandığı için pH'da ve alkaliniteye yükselme gerçekleşmektedir. Amonyum bikarbonat oluşumu proteinin parçalandığını göstermektedir. Uygun TUYA/ALK oranının elde edildiği HBS değerleri optimum olarak değerlendirilebilir. Çalışmada 12 sa'lik optimum HBS'de %95 KOİ giderimi ile 0,35 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg KOİ<sub>gid</sub> ve %70'lik metan içeriği elde edilmiştir.

### 3. Çamur Hattı İyileştirmeleri

Kentsel AAT'lerde ön çöktürme ünitelerinde çökerek ayrılan birincil çamur (BÇ) ve İÇ fraksiyonlarının fiziksel farklılıkları, BÇ'nin İÇ ile karışma göre tek başına daha iyi yoğunlaşması, çürütülmesi ve mekanik olarak susuzlaşması Kopp ve Dichtl tarafından gösterilmiştir (2001). İki fraksiyonun ayrı anaerobik çürütülmesi sonrasında İÇ yüksek nütrient fakat düşük kirletici içeriği ile tarımsal uygulamalar için uygun bulunurken BÇ'un bertarafı için yakma seçeneği daha uygun bulunmaktadır (Mininni vd., 2004). Bu model ile yakmaya gönderilecek çamur miktarının önemli oranda azalması mümkün olmaktadır. Tomei ve d. tarafından geliştirilen Aktif Çamurun Bilgisayar Destekli Modellemesi yazılımı (Activated Sludge Computer Aided Modelling) kullanılarak ve literatürden alınan kabullerle 500000 nüfus için tasarlanan AAT'de (ön çöktürme, biyolojik organik madde ve azot giderimi ile ikincil çöktürme, BÇ ve İÇ için ayrı ve birleşik yoğunlaştırma, anaerobik çürütme ve susuzlaştırma) stabilize BÇ ve İÇ için sırasıyla nihai yakma ve toprakta kullanım için verim ve maliyetler hesaplanmıştır (2016). Elde edilen sonuçlara göre ayrı sistemde ünite sayısı (3 yerine 4 dekantör) ve hacim (yoğunlaştırıcı ve çürütücülerde sırasıyla % 39,4 ve 11,4) artmakta fakat tesis işletiminde önemli bir esneklik avantajı sağlanmaktadır. BÇ'un %31,2'den 59,1'e kurutulması için gerekli yakma entalpi çıkış gazdan sağlanabilmekte ve enerji nötr işletim mümkün olmaktadır. Benzer avantaj düşük yoğunluğundan (%19,1 KM) dolayı stabilize KÇ'un yakılmasında elde edilememekte ve ilave enerji ihtiyacı ortaya çıkmaktadır. Sonuç olarak birleşik çamur sisteminde net metan üretimi 0,35-0,4 MW'tan ayrık sistemde 0,85-0,9 MW'a artırılırken yakılacak çamur miktarında %40 ve kurutucu, fırın, buhar kazanı ve ünitelerinin boyutlarında %60-70 azalma sağlanabilmektedir.

İÇ, seyreltik yapısı ve farklı içeriği ile düşük biyo-ayırabilirlik özelliği göstermektedir (Henze vd., 2008). Özellikle ana hat aktif çamur prosesinin biyolojik azot giderimi modifikasyonları yüksek çamur yaşı gerektirdiğinden oluşan fazla İÇ anaerobik ayrışmaya daha dirençli olmaktadır. Anaerobik çürütme performansını artırmak için yüksek sıcaklık ve kademelendirme çalışmasında Bolzonella vd. pilot ölçekte mezofilik (35°C), termofilik (55°C) ve termofilik kademelendirme (65 (HBS:2 gün) + 55°C (HBS:18 gün)) uygulamasını 2 yıl boyunca 2,2 kg UKM/m<sup>3</sup>.gün OYH ve 20 gün'lük HBS'de yürüterek KOİ gideriminde %35'den %45 ve 55'e artış sağlayarak ayrışabilirlik artırılmıştır (2012). Benzer şekilde UKM giderimi %36'dan 48 ve 55'e yükselmiştir. Metan dönüşümü 0,33 L CH<sub>4</sub>/g UKM<sub>ekl</sub>.gün'den 0,43 ve 0,49 L CH<sub>4</sub>/g UKM<sub>ekl</sub>.gün'e artmıştır. Kısa HBS ve yüksek yüklemeli ilk kademede yüksek çözülmüş KOİ ve UYA oluşumu ikinci kademede %89 oranında metana dönüşmüştür. Termofilik sıcaklık şartında artan hidroliz sonucu çıkış süzöntü suyunda amonyum azotu konsantrasyonu 2380(±290) mg N/L'den yükselerek 3000 mg N/L'nin üzerinde

## Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

gerçekleşmiştir. Bu oluşum özellikle UYA kaynaklı alkalinite ihtiyacını dengeleyerek ilk kademe yüksek termofilik çürütücüde pH'yı 6,3 seviyesinde tutmuştur. Oluşan ilave azotun giderimi tesis için ilave arıtım masrafı olarak ortaya çıkmaktadır. Diğer yandan açığa çıkan alkali amonyak asitlenme eğiliminde olan organik bileşenlerin özellikle çoklu-çürütme uygulamalarında tamponlanmasını sağlamaktadır. Süzüntü suyunda fosfatın artmaması ve yapılan P, Ca ve Mg analizleri, reaktörde % 62 oranında hidroksiapatit ve struvit çökmesi ile birliğini göstermiştir.

BÇ ve İÇ'un ayrı sistemle stabilizasyonunda, ayrı yoğunlaştırma ve anaerobik çürütülmesinde uygulanan OYH'nin ve metan eldesinin artırılması mümkün olmaktadır (Winter ve Pierce, 2010; Erdirençelebi ve Bayhan, 2020).

Ayrı sistem çamur stabilizasyonunun sağladığı avantajların başında fazla İÇ'nin anaerobik çürütme öncesi fiziksel ve kimyasal ön işlemlerle ayrışabilirliğinin, enerji eldesinin ve susuzlaşma özelliğinin artırılması ile çamur hacminin azaltılmasının mümkün olması gelmektedir. Termal ve ultrasonik hidrolizlerin anaerobik çürütme ön işlemi olarak fazla İÇ'a uygulanması ticari olarak geliştirilmiş ve gerçek ölçekte uygulanan sistemler olarak karşımıza çıkmaktadır (Carrere vd., 2010; Barber, 2016). Termal hidroliz tam ölçekli olarak 1995 yılından beri kullanılmaktadır. "Cambi THP" işlemi ilk olarak Norveç'te denemesinden sonra Danimarka, Yunanistan, İrlanda, Birleşik Krallık ve Çin gibi toplam 20 ülkede AAT'lerde uygulanmaktadır (Keep vd., 2000). Uygulanan bir diğer termal hidroliz işlemi BioThelys prosesidir ve Fransa, Danimarka ve Kore gibi ülkelerde uygulanmaktadır (Barber, 2016). Cambi ve BioThelys prosesleri özellikle yakma işleminden önce fazla İÇ'da optimum susuzlaşma ve çamur hacminde azalma sağlamak için tercih edilmektedir (Neyens ve Baeyens, 2003).

Ayrı sistemin sağladığı diğer bir avantaj ise İÇ'un farklı organik atıklarla çoklu çürütmesinde elde edilen performans artışlarıdır. Yüksek protein içeriği ile anaerobik parçalanma sürecinde asitlenme eğilimi gösteren yağ-gres ve karbonhidratlı atıklar (meyve-sebze) ile çoklu çürütme sürecinde C:N oranı artırılmakta ve sinerjik etki elde edilmektedir (Nghiem vd., 2017). Prosesin diğer bir faydalı çıktısı içerikçe zengin stabilize çamur olmaktadır.

### 4. Çıkış Suyu Azot Kalitesi İyileştirme Yöntemleri

Azot ve fosforun AAT çıkış sularında düşük seviyelerde kontrolünün sağlanması alıcı ortam su kalitesinin korunması için sıkı deşarj limitleri ile zorunlu hale getirilmiştir. Bu şartı sağlamak için günümüzde pek çok ülkede klasik aktif çamur sistemleri nütrient giderimi için A<sub>2</sub>O sistemlerine dönüştürülmüştür. Fakat bu sistemlerin tasarımında göz ardı edilen önemli nokta ön çöktürme ünitesinde ayrılan partikül organik azotun anaerobik çürütücüde amonyum azotuna dönüştürülerek süzüntü suyu geri devri ile ana hatta tekrar beslenmesi olmuştur. Bu ilave azotun, aktif çamur ünitesine giren azotun %15-20'sini oluşturduğu ortaya konmuştur (Khin ve Annachhatre, 2004). Geri devredilen amonyum azotunun çıkış suyunda toplam azotun büyük çoğunluğunu oluşturması ve tasarım değerlerinin üzerinde havalandırma ihtiyacı göstermesi, ana hatta giderilmesine olanak sağlamamaktadır. Bu nedenle araştırma ve uygulamasına geçilen yan akım azot giderimi prosesleri başlangıcından itibaren nitrifikasyon-denitrifikasyon, sadece nitrifikasyon, kısa-yol nitritasyon-denitrifikasyon prosesinden sonra günümüzde kısmi nitritasyon-anaerobik amonyum oksidasyonuna (Anammox) evrilmiştir. Tümüyle ototrofik bakterilerce gerçekleşen kısmi nitritasyon+Anammox prosesi ile nitrifikasyon-denitrifikasyona kıyasla havalandırma ihtiyacı, çamur oluşumu ve sera gazı salınımında önemli tasarruflar sağlanmaktadır (Liu vd., 2018).

Kısa-yol azot giderimi proseslerinde uygun olanın seçilmesinde anaerobik çürütücülerde uygulanan HBS'nin önemli rolü

olmaktadır. Düşük HBS (<25 gün) ile işletilen çürütücü çıkış sularında bulunan yüksek konsantrasyonda ayrışabilir KOİ bu prosesin verimini düşürmektedir. Bu tip yan akım şartında ön denitrifikasyonlu nitritasyon-denitrifikasyon prosesi uygun olmaktadır ve ilave organik karbon ihtiyacından tasarruf sağlamaktadır (Erdirençelebi ve Koyuncu, 2018).

25 gün ve üzeri HBS'lerde işletilen anaerobik çamur çürütücülerinin çıkış süzüntü sularında ayrışabilir KOİ oldukça düşük seviyelerde gerçekleştiğinden kısmi nitritasyon-Anammox prosesi başarı ile uygulanabilmektedir. Bu prosesin başarısında birinci kademe kısmi nitritasyonda, sonraki Anammox basamağı için uygun giriş suyunun (KOİ<100 mg/L, NO<sub>2</sub>/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>:1,3 oranı, ihmal edilebilir AKM) eldesi önem arz etmektedir (Strous vd., 1997). Ön kısmi nitritasyon ve ikinci kademe anammox biyofilm reaktörleri şeklinde uygulanan yan akım azot giderimi sistemlerinde Anammox reaktörüne girişte uygun atıksu özelliklerinin sağlanması önemlidir ve işletim zorlukları içermektedir. Kısmi nitritasyon basamağında atıksu içeriğinde amonyum konsantrasyonunun değişim gösterdiği durumlarda gerekli stokiometrik oranı sağlamak için işletimde parametrik izleme önemlidir. pH, ORP ve ÇO'nin yanı sıra amonyum ve nitritin on-line problemlerle izlenmesi gereklidir. Yüksek sıcaklık, düşük ÇO, kesikli havalandırma ve düşük çamur yaşı uygulamaları ile nitrifikasyonun nitrite kalması (nitrit birikimi) elde edilebilmektedir. Kısmi nitritasyon için AKR'lerin kullanımını yüksek seviyede esneklik sağlamaktadır. pH ve ORP yüksek amonyumun oksitlenmesi izlenmesi ile döngü süreleri oluşturulabilir ve gerekli seviyede nitrit oluşumu elde edilirken nitrate dönüşüm engellenebilir. Amonyumun nitrite oksitlenmesinde önemli miktarda asitlenme gerçekleşmektedir. pH'nın 6.0 seviyesi eşik değerdir ve AOB'ler aktivitelerini durdururlar. Atıksuyun tamponlanmasını hassas bir denge gerektirir çünkü bikarbonat konsantrasyonu da ÇO gibi NOB'ler için kısıtlayıcı bir faktördür ve aşırısı durumunda nitritin nitrate oksitlenmesi gerçekleşir (Erdirençelebi ve Koyuncu, 2018). NOB'lerin aktivitelerinin kısıtlanmasında, sırasıyla yüksek ve düşük pH'da konsantrasyonları zararlı seviyelere ulaşan serbest amonyak ve serbest nitroz asit etkili olmaktadır.

Ana hat evsel atıksu arıtımında mevcut modifiye A<sub>2</sub>O aktif çamur sistemlerinde yüksek havalandırma ve çamur oluşumu maliyetleri ile sera gazı salınımını azaltmak için hızlı aktif çamur prosesinin arkasına kısmi nitritasyon+Anammox uygulamaları da bir alternatif olarak geliştirilmiştir ve gerçek ölçekli uygulamalarda yer bulmuştur (Liu vd., 2018). Çoklu avantajlarına rağmen ana hatta Anammox uygulamaları önemli zorluklar içermektedir. Özellikle sıcaklık, havalandırma ihtiyacını etkileyen ve belirleyen önemli bir parametre olmaktadır. Düşük sıcaklıklarda Anammox bakterilerinin aşılması, biyo-artırımı ve adaptasyonunu sağlayacak sistemlerin uygulanması önem arz etmektedir. Anammox biyokütlesinin yeterli tutunumunu sağlayacak biyofilm sistemleri (granül, entegre sabit biyofilm, hareketli biyofilm reaktörler) prosesin yüksek verimi için daha etkin alternatifleri oluşturmaktadır.

### 5. Sonuçlar

Aktif çamur sistemlerinde yan akımda anoksik veya anaerobik reaktör uygulaması çamur oluşumunda %20'ye varan oranlarda etkili olurken, yan akımın kısmi veya tam olarak işleme alınmasında önemli farklar oluşmamaktadır. Elde edilen çamur azaltımı %20 seviyesine ulaşırken Yobs'de ulaşılan düşük seviye her çalışmada değişmektedir. Kimyasal ve fiziksel yöntemlerle çamur azaltımı daha yüksek seviyede gerçekleşirken maliyet azaltıcı olarak ozonlama ve MV öne çıkmaktadır.

Evsel atıksuyun anaerobik arıtımında ön çöktürme yapılmış atıksuyun anaerobik arıtıma alınması ön şarttır ve yeterli HBS'nin

belirlenmesi önem arz etmektedir. Optimum HBS'nin altındaki değerlerde asitleme etkileri öne çıkmakta ve pH düşüşü gerçekleşmektedir. Yeterli HBS ve üzerindeki değerlerde protein ayrışması tamamlandığı için pH ve alkaliniteye yükselme gerçekleşmektedir. Bölgesel olarak evsel atıksu karakterindeki değişimler önemli seviyede gerçekleştiğinden uygun TUYA/ALK oranının elde edildiği HBS değerleri optimum olarak değerlendirilebilir. Düşük sıcaklıklarda da yeterli HBS uygulamasına olanak sağlayacak esneklikte sistemin inşa edilmesi durumunda %70 oranında KOİ'nin biyogaza dönüşümü mümkün olabilmektedir.

Aritma çamurlarının hacimsel ve miktarsal bakımlardan azaltımı ve biyogaz eldesinin artırılmasının da ön işlemlerin uygulanmasına olanak verecek ayrık sistem çamur çürütmesi mevcut birleşik sisteme göre önemli avantajlar içermektedir. Birincil ve ikincil çamur fraksiyonlarının yapı, biyolojik ayrışabilirlik ve susuzlaşma özelliklerindeki önemli farklılıklar hem çürütme performansı hem de nihai çamur kalitesini etkilemektedir.

Yan akım azot giderimi prosesleri ile ana hatta ilave yük getiren AÇSS'nin biyolojik yöntemlerle azot içeriğinden arındırılması ana hat aktif çamur sistemlerinde önemli tasarruflar getirmektedir. AB ülkelerinde 2023'e kadar 1900 AAT'de yan akım arıtımı amaçlanmaktadır. Anammox içerikli tam ototrofik biyolojik azot giderimi sisteminin sağladığı önemli tasarruflar nedeniyle, ana hat biyolojik arıtmada yer alması yönünde yoğun çalışmalar yapılmaktadır. Sistemin düşük sıcaklıkta performans düşüşünü telafi edecek ve Anammox biyokütlesinin tutunumunu sağlayacak biyofilim sistemlerle hızlı aktif çamur prosesi arkasında gerçek ölçekte uygulanması mümkün olacaktır.

## 6. Kaynaklar

Alvarez, J.A.; Armstrong, E; Gomez, M.; Soto, M. 2008. Anaerobic treatment of low strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. *Bioresour. Technol.*, 99,7051–7062.

An, K., and Chen, G. (2008). Chemical oxygen demand and the mechanism of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process. *J. Environ. Eng.* 134, 469–477.

Bodkhe, S. 2008. Development of an improved anaerobic filter for municipal wastewater treatment, *Bioresource Technology* 99, 222–226.

Bolzonella, D., Cavinato, C., Fatone, F., Pavan, P., Cecchi, F. 2012. *Waste Management* 32 1196–1201.

Barber, W.P.F. 2016. Thermal hydrolysis for sewage treatment: A critical review. *Water Res.* 104, 53-71.

Bowen, E.J., Dolfing, J., Davenport, R.J., Read, F.L., Curtis, T.P., 2014. Low-temperature limitation of bioreactor sludge in anaerobic treatment of domestic wastewater. *Water Sci. Technol.* 69, 1004–1013.

Cakir, F. Y. Stenstrom, M. K. 2003. A Dynamic Model for Anaerobic Filter, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, A38(10), 2069–2076.

Carrere, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D.J., Delgenes, J.P., Steyer, J.P., Ferrer, I., 2010. Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: a review. *J. Haz. Mat.* 183(1-3), 1-15.

Chernicharo, C.A.L., van Lier, J.B., Noyola, A., Bressani Ribeiro, T., 2015. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technology* 14 (4), 649–679.

Chudoba, P., Chudoba, J., Capdeville, B., 1992. The aspect of energetic uncoupling of microbial growth in the activated sludge process: OSA system. *Water Sci. Technol.* 26 (9-11), 2477-2480.

Coma, M. Rovira, S. Canals, J. Colprim, J., 2013. Minimization of sludge production by a side-stream reactor under anoxic conditions in a pilot plant, *Bioresource Technology* 129, 229–235.

E.P.A. 2008. Municipal Solid Waste in The United States: 2007 Facts and Figures. EPA530-R-08-01, November 2008, <https://archive.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/web/pdf/msw07-rpt.pdf>.

Erdirencelebi, D., Kucukhemek, M., 2015. Diagnosis of the anaerobic reject water effects on WWTP operational characteristics as a precursor of bulking and foaming, *Water Sci. Technol.* 71 (4) 572-579.

Erdirencelebi, D., Koyuncu, S. 2018. Optimization of Biological Nitrogen Removal over Nitrite in the Presence of Lipid Matter by Regulation of Operational Modes. *Journal of Environmental Engineering*, 144(2): 04017099, 1-9.

Erdirencelebi, D., Bayhan, C. 2020 Feasibility and potential of separate anaerobic digestion of municipal sewage sludge fractions, *Water SA*, 46(1), 123-130.

Foladori, P., Andreottola, G., Ziglio, G., 2010a. Sludge Reduction Technologies in Wastewater Treatment Plants. IWA Publishing, London.

P. Foladori, S. Tamburini, L. Bruni, 2010b. Bacteria permeabilisation and disruption caused by sludge reduction technologies evaluated by flow cytometry. *Water Res.* 44, 4888-4899.

Foladori, P., Velho, V.F., Costa, R.H.R., Bruni, L., Quaranta, A., Andreottola, G., 2015. Concerning the role of cell lysis-cryptic growth in anaerobic side-stream reactors: the single-cell analysis of viable, dead and lysed bacteria. *Water Res.* 74, 132-142.

Halalshah, M.M., Abu Rumman, Z.M., Field, J.A. 2010 Anaerobic wastewater treatment of concentrated sewage using a two-stage upflow anaerobic sludge blanket-anaerobic filter system, *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 45, 383–388.

Halalshah, M., Sawajneh, Z., Zu'bi, M., Zeeman, G., Lier, J., Fayyad, M., Lettinga, G. 2005. Treatment of strong domestic sewage in a 96 m<sup>3</sup> UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor, *Bioresource Technology*, 96, 577-585.



- Heidrich, E.S., Curtis, T.P., Dolfing, J., 2011. Determination of the Internal Chemical Energy of Wastewater. *Environ. Sci. Technol.* 45 (2), 827–832.
- Henze, M., van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A., Brdjanovic, Diğ., 2008. *Biological Wastewater Treatment Principles: Modelling and Design*, IWA Publishing, London.
- Kamiya, T., Hirotsuji, J., 1998. New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment. *Water Sci. Technol.* 38, 145-153.
- Keep, U., Machenbach, I., Weisz, N., Solheim, O.E., 2000, Enhanced stabilisation of sewage sludge through thermal hydrolysis – 3 years of experience with full scale plants, *Water Science and Technology*, 42 (9), 89-96.
- Khin, T., A.P. Annachatre, Novel Microbial Nitrogen Removal Processes. *Biotechnology Advances*, 2004. 22: p. 519-532.
- Kopp, J. and Dichtl, N. 2001. Influence of the free water content on the dewaterability of sewage sludges. *Wat. Sci. Tech.*, 44(10), 177–183.
- Lettinga, G., de Man, A., van der Last, A.R.M., Wiegant, W., van Knippenberg, K., Frijns, J. and van Buuren, J.C.L. 1993. Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. *Water Sci. Technol.* 27, 67-73.
- Liu, W. Yang, D. Shen, Y. Wang, J., 2018. Two-stage partial nitrification-anammox process for high-rate mainstream deammonification, *Appl. Microbiol Biotechnol.* 102, 8079–8091.
- Longo, S., d'Antoni, B.M., Bongards, M., Chaparro, A., Cronrath, A., Fatone, F., Lema, J. M., Mauricio-Iglesias, M., Soares, A., Hospido, A., 2016. Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement. *Appl. Energy* 179, 1251–1268.
- Jiang, L.-M., Z. Zhou, C. Cheng, J. Li, C. Huang, T. Niu, 2018. Sludge reduction by a micro-aerobic hydrolysis process: A full-scale application and sludge reduction mechanisms, *Bioresource Technology* 268, 684–691.
- Mahmoud, N. 2008. High strength sewage treatment in a UASB reactor and an integrated UASB-digester system. *Bioresour. Technol.*, 99, 7531–7538
- Mininni, G., Braguglia C.M., Ramadori, R. and Tomei, M.C. 2004. An innovative sludge management system based on separation of primary and secondary sludge treatment. *Water Science and Technology* 50(9), 145-153.
- Neyens, E., Baeyens, J., 2003, A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability, *Journal of Hazardous Materials*, B98, 51-67.
- Nghiem, L.Diğ., Koch, K., Bolzonella, Diğ., Drewes, J. E. 2017. Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste: bottlenecks and possibilities, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 72, 354-362.
- Niu, T., Zhou, Z., Shen, X., Qiao, W., Jiang, L.-M., Pan, W., Zhou, J., 2016. Effects of dissolved oxygen on performance and microbial community structure in a micro-aerobic hydrolysis sludge in situ reduction process. *Water Res.* 90, 369–377.
- Novak, J.T., Chon, D.H., Curtis, B., Doyle, M., 2007. Biological solids reduction using Cannibal process. *Water Environ. Res.* 79 (12), 2380e2386.
- Sakai, Y., Fukase, T., Yasui, H., Shibata, M., 1997. An activated sludge process without excess sludge production. *Water Science Technology* 36, 163–170.
- Sato, N.; Okubo, T.; Onodera, T.; Agrawal, L.K.; Ohashi, A.; Harada, H. Economic evaluation of sewage treatment processes in India. *J. Environ. Mgmt.* 2007, 48, 447–460
- Semblante, G.U., Hai, F. I., Bustamante, H., Price, W. E., Nghiem, L. D. 2016. Effects of sludge retention time on oxic-settling-anoxic process performance: Biosolids reduction and dewatering properties, *Bioresource Technology*, 218, 1187-1194.
- Singh, K. S., Viraraghavan, T. 2002. Effect of temperature on bio-kinetic coefficients in UASB treatment of municipal wastewater, *Water, Air, and Soil Pollution*, 136: 243–254.
- Speece R.E. 1996. *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Archae Press, TN, USA, p.297.
- Strous, M., et al., 1997. Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (Anammox) process in different reactor configurations. *Water Research*, 31, 1955–1962.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*, Mc Graw Hill Press, New York, 2003.
- Taboada-Santos, A. Lema, J. M. Carballa, M. 2019. Energetic and economic assessment of sludge thermal hydrolysis in novel wastewater treatment plant configurations, *Waste Management* 92, 30–38.
- Tomei, M. C., Bertanza, G., Canato, M., Heimersson, S., Laera, G., Svanstrom M. 2016. Techno-economic and environmental assessment of upgrading alternatives for sludge stabilization in municipal wastewater treatment plants, *Journal of Cleaner Production* 112, 3106-3115.
- Trego, A. C., Conall Holohan, B., Keating, C., Graham, A., O'Connor, S., Gerardo, M., Hughes, Diğ., Ijaz, U. Z., O'Flaherty, V. 2021. First proof of concept for full-scale, direct, low-temperature anaerobic treatment of municipal wastewater, *Bioresource Technology*, 341, 125786.
- Troiani, C., Eusebi, A.L., Battistoni, P. 2011. Excess sludge reduction by biological way: From experimental experience to a real full scale application. *Bioresource Technology*, 102, 10352–10358.
- Velho, V.F., Foladori P., Andreottola, G., Costa, R.H.R. 2016. Anaerobic side-stream reactor for excess sludge reduction: 5-year management of a full-scale plant, *Journal of Environmental Management*, 177, 223-230.
- Viraraghavan, T., Varadarajan, R. 1996. Low-Temperature Kinetics Of Anaerobic-Filter Wastewater Treatment, *Bioresource Technology* 57, 165-171.
- Von Sperling, M., Oliveira, C. 2009. Comparative performance evaluation of full-scale anaerobic and aerobic wastewater treatment processes in Brazil. *Water Sci. Technol.*, 59, 15–23.

## Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

- Wei, Y., Van Houten, R. T., Borger, A. R., Eikelboom, D. H., Fan, Y. 2003. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment, *Water Research* 37, 4453–4467.
- Winter, P., Pearce, P. 2010. Parallel digestion of secondary and primary sludge. In: Horan, N.J. (Ed.), *Proceedings of the 15th European Biosolids and Organic Resources Conference*, November, Aqua Enviro, Leeds.
- Yasui, H., Shibata, M., 1994. An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process. *Water Science and Technology* 30 (9), 11-20.
- Yasui, H., Nakamura, K., Sakuma, S., Iwasaki, M., Sakai, Y., 1996. A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production. *Water Science and Technology* 34(3-4), 395-404.
- Yu, H., Anderson, G.K., 1996. Performance of a combined anaerobic reactor for municipal wastewater treatment at ambient temperature, *Resources, Conservation and Recycling*, 17, 259-271. 85(12), 1713–1719.

## DERLEME MAKALE

## Döngüsel Ekonomi Kapsamında Evsel Atıksu Arıtma Tesislerinde Fosfor Geri Kazanımı Uygulamalarına Genel Bir Bakış

Yazışma yazarı:  
Ali İzzet CENGİZ  
cengizal@itu.edu.tr

Referans:  
Cengiz, A.İ., Güven, H., Erşahin, M.E., Özgün, H., Öztürk, İ. (2022) Döngüsel Ekonomi Kapsamında Evsel Atıksu Arıtma Tesislerinde Fosfor Geri Kazanımı Uygulamalarına Genel Bir Bakış, Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik, 23 (2) 117-132,

Makale Gönderimi : 21.03.2022  
Online Kabul : 25.05.2022  
Online Basım : 30.11.2022

Ali İzzet CENGİZ<sup>1</sup>, Hüseyin GÜVEN<sup>2</sup>, Mustafa Evren ERŞAHİN<sup>3</sup>, Hale ÖZGÜN<sup>4</sup>, İzzet ÖZTÜRK<sup>5</sup>

<sup>1</sup>İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0002-4715-9567

<sup>2</sup>İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0001-6754-0106

<sup>3</sup>İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. MEM-TEK Prof. Dr. Dincer Topacık Ulusal Membran Teknolojileri UYG-AR Merkezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul, Türkiye ORCID: 0000-0003-1607-0524.

<sup>4</sup>İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. MEM-TEK Prof. Dr. Dincer Topacık Ulusal Membran Teknolojileri UYG-AR Merkezi, İstanbul Teknik Üniversitesi, İstanbul, Türkiye ORCID: 0000-0001-8784-8351.

<sup>5</sup>İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye. ORCID: 0000-0002-8274-5326.

## Özet

Güncel projeksiyon çalışmaları, insanlığın temel ihtiyacı olan ve büyük oranda tarım sektörü için gübre üretiminde kullanılan fosforun ait doğal kaynakların önümüzdeki birkaç yüzyıl içerisinde tükenebileceğini göstermektedir. Pek çok ülke fosfor ihtiyacını ithal yol ile karşılamaktadır ve tarımsal üretiminin devamlılığı için dışa bağımlıdır. Dolayısıyla ülkeler özellikle son yıllarda kendilerini bekleyen fosfor krizinin önlenmesine yönelik çeşitli adımlar atmaktadır. Günümüzde, döngüsel ekonomi, kaynak geri kazanımı odaklı atıksu arıtma tesisi (AAT) gibi konseptler, doğal kaynakların sürdürülebilir yönetiminin bir zaruret haline gelmesiyle önem kazanmıştır. Atıksular önemli miktarda fosfor ihtiva etmektedir. Bu yüzden AAT'lerde fosfor geri kazanımı sağlanarak doğal fosfor rezervlerinin sürdürülebilir yönetimine katkı sunulabilir. AAT'lerde geri kazanılan fosforlu nihai ürün, içerdiği toksik madde ve ağır metaller çevre ve insan sağlığı açısından risk teşkil etmediği müddetçe, tarım sektöründe gübre olarak değerlendirilebilir. Böylece birçok ülkenin ulusal hedefinde yer alan yeşil tarıma geçiş sürecine de katkı sunulmuş olur. AAT'lerde çamur, çamur külü, yan akımlar, arıtma çıkış suyu ve kaynağında ayrı toplanması durumunda idrar, yüksek fosfor geri kazanımı potansiyeli nedeniyle literatürde birçok farklı laboratuvar, pilot veya tam ölçekli çalışma kapsamında değerlendirilmiştir. Bu çalışmada belirtilen akımlarda fosfor geri kazanımına dair yapılan araştırmalar incelenerek derlenmiş ve kapsamlı bir değerlendirme yapılmıştır.

**Anahtar Kelimeler:** Atıksu arıtma tesisi, döngüsel ekonomi, fosfor, geri kazanım, gübre.

## An Overview of Phosphorus Recovery Applications in Municipal Wastewater Treatment Plants in the Scope of Circular Economy

## Abstract

Future projections show that natural resources of phosphorus, that is a basic need for humanity and is largely used in the production of fertilizers for the agricultural sector, may be depleted in the next few centuries. Many countries meet their phosphorus needs through imports and are dependent on external sources for the continuity of their agricultural production. Therefore, especially in the recent years, countries are taking various steps to prevent the phosphorus crisis that awaits them. Nowadays, concepts such as circular economy, resource recovery-oriented wastewater treatment plant (WWTP) have gained importance since sustainable management of natural resources has become an obligatory issue. Wastewaters contain significant amounts of phosphorus. Therefore, phosphorus recovery in WWTPs can contribute to the sustainable management of natural phosphorus reserves. As long as the toxic substances and heavy metals contained in the phosphorus-rich final product recovered in WWTPs do not pose a risk to the environment and human health, it is possible to use it as a fertilizer in the agricultural sector. Thus, this will contribute to the transition to green agriculture, which is also included in the national target of many countries. Sludge, sludge ash, side streams, treatment effluent of WWTPs and source separated human urine have been evaluated within the scope of many different laboratory, pilot or full-scale studies in the literature. In this study, studies on phosphorus recovery at the specified sources were reviewed and a detailed evaluation was performed.

**Keywords:** Wastewater treatment plant, circular economy, phosphorus, recovery, fertilizer.

## 1.Giriş

Kaynak kazanımı odaklı atıksu arıtımı, yüksek kalitede arıtılmış çıkış suyu eldesini, enerji ve besi maddesi gibi katma değere sahip çeşitli atıksu bileşenlerinin geri kazanımını hedefleyen yenilikçi teknolojilerle sürdürülebilir politikaları esas alan bir konsepttir (Chrispim vd., 2019). Bu konseptte göre konvansiyonel atıksu arıtma tesislerinin (AAT) kaynak ve enerji geri kazanım merkezleri haline gelerek döngüsel ekonomiye doğrudan katkı sağlamaları amaçlanmaktadır. Dolayısıyla 21.yüzyılda AAT'ler yalnızca deşarj standartlarını sağlayan proseslerin tasarlanıp işletildiği mühendislik yapıları değil aynı zamanda kaynak geri kazanımı potansiyelinin göz önünde bulundurulmuş yenilikçi mühendislik yöntemlerinin uygulandığı biyofinerilerdir (Pott R. vd., 2018).

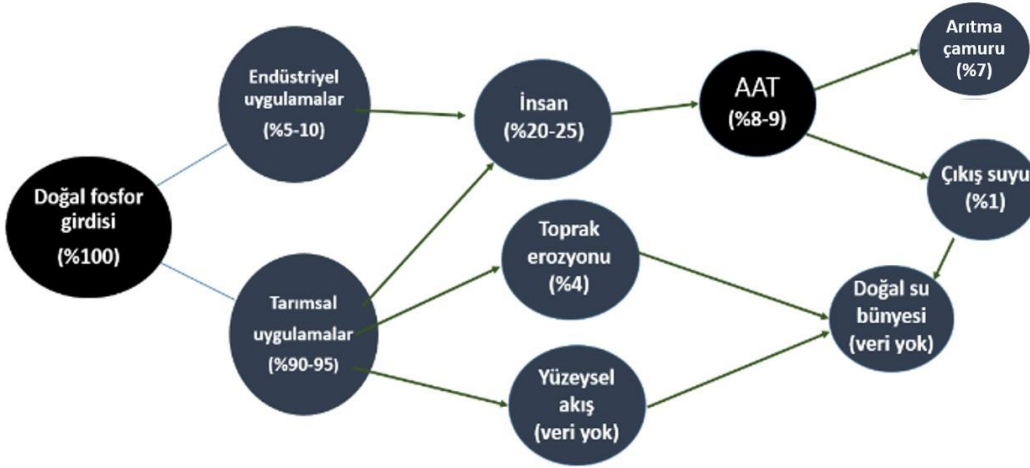
Döngüsel ekonomi, doğal kaynak kullanımı ile ürün eldesini ve bu ürünün kullanımı sonucu nihai olarak bertaraf edilmek üzere atık oluşturulmasını esas alan doğrusal ekonomi modeline alternatif olarak geliştirilmiş, 21. yüzyılda önemi her geçen gün artan popüler bir yaklaşımdır (Pacurariu vd., 2021). Döngüsel ekonomi modeline göre faydalı ve değerli ürünler üretmek için geri kazanım, yeniden kullanım gibi stratejilere odaklanılır (Leong vd., 2021). Son yıllarda doğal kaynaklarının yetersiz olması sebebiyle özellikle Avrupa ülkelerinde, AAT'ler atıksuyu arıtarak yüksek kalitede çıkış suyu eldesi sağlarken aynı zamanda kaynak geri kazanımı, enerji üretimi gibi konseptler ile döngüsel ekonominin önemli bir parçası konumuna gelmeye başlamıştır (Neczaj ve Grosser, 2018).

Fosfor; rezervleri yeryüzünde homojen dağılım göstermeyen, tarımsal üretimin ve gıda arzının sürdürülebilirliğinde kritik role sahip olan sınırlı bir kaynaktır (Soares vd., 2017). Günümüzde fosfor ihtiyacı birincil olarak fosfat kayası madenlerinden sağlanmaktadır. Elde edilen fosfor genellikle (toplam arzın %90'a kadarı) sülfürik asit, azot ve potasyum ile birlikte tarım sektöründe kullanılmak üzere gübre üretiminde kullanılmaktadır (Cordell vd., 2009). Fosfor, bitkilerin büyümesi için gerekli ve ikamesi olmayan bir maddedir. Dolayısıyla tarımsal üretimin devamlılığı için gerekli bir "besi maddesi" olarak tanımlanmaktadır (Agronomist, 1998). Thurston (2015) fosfor kaynaklarının yeryüzündeki homojen olmayan dağılımı, mevcut rezervlerin sınırlı oluşu ve dünya çapındaki fosfor talebinin fazlalığına dikkat çekerek fosforu "tükenmekte olan besi maddesi" olarak nitelendirmiş ve her geçen yıl stratejik önemini artacağını vurgulamıştır. Yeryüzündeki fosfor rezervlerinin %85'i Fas, ABD, Ürdün, Çin ve Güney Afrika'da bulunmaktadır (Smit vd., 2009). Gerek yeryüzündeki fosfor rezervlerinin belirli ülkelerde toplanması gerekse fosfora olan talebin gün geçtikçe artması neticesinde fosforun önümüzdeki yıllarda parasal karşılığının da artması beklenmektedir (Tchobanoglous vd., 2014). Önümüzdeki yıllarda yerli kaynakları fosfor ihtiyacını karşılamakta yetersiz kalan ve tarımsal üretimin devamlılığını sağlamak zorunda olan her ülke fosfor ithalatına devasa bütçeler ayırmak durumunda kalacaktır. Bu durumun gıda fiyatlarına yansımaları kaçınılmaz olduğu için fosfor rezervlerinin yetersizliği doğrudan küresel gıda güvenliğini tehdit etmektedir. Literatürde fosfat kayası kaynaklarının yeryüzündeki azalması ve yakın gelecekte tükenmesi üzerine yapılan bazı projeksiyon çalışmaları rezervlerin ömrü için 50 ila 370 yıl arasında değişen zaman öngörüsünde bulunmuştur (Atienza vd., 2014; Cooper vd., 2011). Atıksular fosfor açısından zengin kaynaklar olarak değerlendirilmektedir. Küresel fosfor bütçesi ele alındığında

Şekil 1'deki yüzdesel dağılım elde edilmektedir. Buna göre doğal kaynaklardan elde edilip endüstriyel ve tarımsal uygulamalarda değerlendirilen fosforun %8-9 civarındaki kısmı AAT'lere ulaşmaktadır. Dolayısıyla fosforun sınırlı ve kritik bir kaynak oluşu ile kaynak kazanımına odaklanan AAT'ler birlikte değerlendirildiğinde "AAT'lerde fosfor geri kazanımı" konsepti ortaya çıkmaktadır. Literatürde AAT'lerde fosfor geri kazanımına yönelik pek çok farklı çalışma yer almaktadır. AAT'lerde fosfor geri kazanımını amaçlayan araştırmalardaki ana motivasyon kaynakları; fosforun sınırlı bir kaynak olması, fosfor giderimi sağlayan proseslerin AAT'lerde yüksek bir maliyet kalemi oluşturması, arıtılmış atıksuyun alıcı ortam deşarj standartları bakımından fosfor limitlerini sağlaması gerekliliği, fosfor içeren AAT yan akımlarında çökelti (strüvit gibi) oluşumunun tesiste bulunan borular ve pompalar için iç kireçlenme riski doğurması ve bunun büyük bir bakım onarım maliyetine yol açması şeklinde sıralanabilir (Bashar vd., 2018). Ayrıca evsel nitelikli atıksuların fosfor giderimi ya da geri kazanımı olmaksızın alıcı ortamlara deşarj edilmesi su kalitesinin olumsuz yönde etkilenmesi, ötrofikasyon gibi çevresel sorunlara sebep olmaktadır. Son olarak "yeşil pazarlama" stratejilerinin tüketici üzerindeki olumlu algısı özel sektör için önemli bir motivasyondur (De Boer vd., 2018). AAT'lerde geri kazanılan fosfor ile üretilen gübre kullanımı ile "yeşil tarıma" geçiş ve kimyasal gübre ithalatının azaltılmasına katkı sunulabilir. Yapılan hesaplamalara göre teorik olarak Orta Avrupa'da tarımsal faaliyetlerde yıllık kullanılan gübrede bulunan fosforun %40 ila 50'si evsel atıksularda bulunan fosfor yüküne denktir (Zoboli vd., 2016). Bu sebeple son yıllarda evsel atıksuda bulunan fosforun geri kazanımı için AAT'lerin çeşitli noktalarında yapılan deneysel çalışmalar ile teknik ve ekonomik uygulanabilirliği ispatlanan yöntemler tam ölçekli olarak hayata geçirilmektedir (Egle vd., 2016).

Şekil 1'de doğal kaynaklardan sağlanan fosfor girdisinin %7 civarındaki kısmının AAT çamuruna geçtiği görülmektedir. AAT çamurunun doğrudan araziye uygulanarak toprak şartlandırıcısı veya gübre şeklinde değerlendirilmesi en ekonomik bertaraf yöntemidir (Metcalf ve Eddy, 2003). Bu yöntem aynı zamanda kimyasal gübre ihtiyacını da ciddi olarak azaltma potansiyeline sahiptir (Ribarova vd., 2017). Fakat AAT çamurunun ihtiva ettiği toksik maddeler ve ağır metaller doğrudan arazi uygulamaları, özellikle de uygulandıkları arazide yetiştirilen tarımsal ürünlerin bu maddeleri bünyelerine alabilir özellikte olmaları durumunda, çevre ve insan sağlığı açısından ciddi mânâda risklidir (Singh ve Agrawal, 2008). Ağır metal, organik mikroirritatif ve patojen mikroorganizma içeriğine bağlı çevre ve halk sağlığı riskleri öne sürülerek, bazı ülkeler arıtma çamurlarının doğrudan araziye uygulanmasını sınırlayıcı adımlar atmaktadırlar (Ott ve Rechberger, 2012). Çimento fabrikaları ve atık yakma tesislerinde birlikte yakma gibi mevcut çamur bertaraf seçenekleri ise, arıtma çamuru bünyesindeki fosforun geri getirilemez şekilde fosfor döngüsünden çıkmasına neden olmaktadır. Dolayısıyla AAT çamurundaki ve bu çamurun yakılmasıyla elde edilen çamur külündeki fosforun ağır metaller ve toksik maddeler göz önünde bulundurulmuş geri kazanılması gerekmektedir.

Literatürde fosfor geri kazanımı potansiyeli bakımından AAT'lerde fosfor geri kazanımının yapılabileceği noktalar



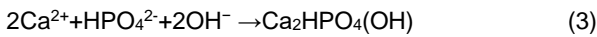
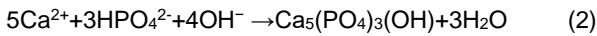
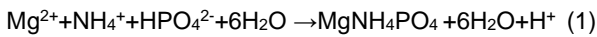
Şekil 1: Örnek fosfor bütçesi (Ribarova vd., 2017).

Şekil 2'de gösterildiği gibi AAT yan akımları (2), AAT çıkış suyu (3), AAT çamuru (4), çamurun yakılması neticesinde elde edilen çamur külü (5) olarak tespit edilmiştir. Ayrıca ayrıklı toplanılan idrar (1) fosfor içeriği bakımından yüksek bir potansiyele sahiptir. Bu çalışmada, belirtilen akımlardan fosfor geri kazanımına dair yapılan çalışmalar derlenmiş, literatürün eleştirel bir özeti sunulmuş ve detaylı bir değerlendirme yapılmıştır.

## 2. Akım Bazında Fosfor Geri Kazanımı

### 2.1 Ayrıklı toplanan idrardan fosfor geri kazanımı

Beler-Baykal vd. (2011), evsel atıksuda bulunan fosforun %50'sinin insan idrarından kaynaklandığını belirtmiştir. İdrarı evsel atıksudan ayırmanın bir yolu olmadığı için kaynağında ayrıklı toplama idrardan fosfor geri kazanımı için tek yoldur. Bu amaç doğrultusunda geliştirilmiş özel NoMix tipi tuvaletler insan idrarını etkin bir şekilde kaynağında toplayabilmektedir (Gundlach vd., 2021). Kaynağında ayrıklı toplanmış idrara uygun miktarda magnezyum ( $Mg^{2+}$ ) ya da kalsiyum ( $Ca^{2+}$ ) eklenmesi vasıtasıyla fosfor çöktürmesi gerçekleştirilebilir (Wei vd., 2018).  $Mg^{2+}$  eklenmesiyle fosfor, magnezyum-amonyum-fosfat (Strüvit) formunda Denklem 1'deki reaksiyon,  $Ca^{2+}$  eklenmesiyle ise kalsiyum fosfat (CaP) olarak Denklem 2 ve Denklem 3'teki reaksiyonlar neticesinde çöktürülerek geri kazanılabilir (Maurer ve Gujer, 1999):



İdrar, içeriğinde düşük konsantrasyonlarda ağır metal bulunması ve çökelen nihai ürünün patojen içermemesi açısından fosfor geri kazanımı için son derece uygun bir kaynaktır (Kirchmann ve Pettersson, 1994; Gell vd., 2011). Fakat ayrıklı sistem vasıtasıyla idrar toplama, gerek mevcut yapılarıdaki altyapısal engeller gerekse bekletme süresi kaynaklı yüksek depolama hacimlerinin ihtiyacı nedeniyle kentsel bölgelerde uygulanabilirliği düşük olan bir yöntemdir. Dolayısıyla idrardan fosfor geri kazanımı daha çok siteler gibi küçük yerleşim merkezlerinde, stadyum, alışveriş merkezi, havalimanı, hastane gibi günlük insan hareketliliğinin yüksek olduğu yerlerde uygulanma potansiyeli olan bir yöntemdir (Irwin ve Forrester, 2019);

Simha vd., 2020).

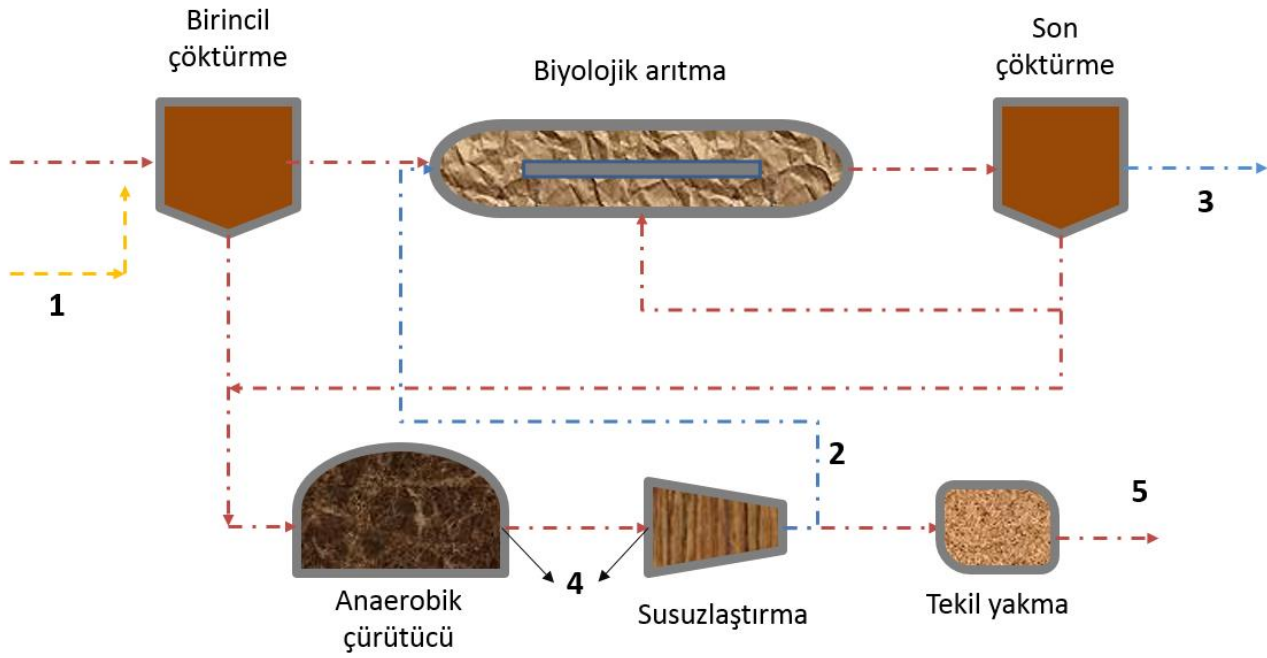
### 2.2 Arıtma çıkış suyundan fosfor geri kazanımı

AAT çıkış suyu fosfor potansiyeli açısından göz önünde bulundurulması gereken akımlardan biridir. Ayrıca fosfor muhtevası yüksek çıkış sularının alıcı ortama deşarj edilmesi durumunda ötrofikasyon, deniz salyası (müsilaj) gibi çevresel sorunlar meydana gelebilmektedir (Öztürk ve Şeker 2021).

Fosfor, AAT çıkış suyundan çöktürme, adsorpsiyon gibi prosesler vasıtasıyla geri kazanılabilir (Egle vd., 2016). Adsorpsiyon mekanizmasıyla fosfor geri kazanımı hem daha basit bir proses olması itibarıyla hem de yüksek verimi nedeniyle çöktürme veya biyolojik yöntemlerle fosfor geri kazanımına göre önemli ölçüde ilgi çekmiştir (Ohura vd., 2011). Bununla birlikte Egle vd. (2016) iyon değiştirici gibi prosesler için gerekli kimyasal ve reçine ihtiyacı kaynaklı maliyetlerin de göz önünde bulundurulması gerektiğine dikkat çekmiştir. Bu gibi maliyetlerin fosfor geri kazanımının ekonomik uygulanabilirliğini düşürebileceği göz önünde bulundurulmalıdır.

Literatürde pek çok farklı adsorban kullanılarak AAT çıkış suyundan fosforun geri kazanımı üzerine çalışmalar yürütülmüştür. Xia vd. (2020) arıtma çamurunu adsorban olarak kullanarak iyon değiştiricide karşılaşılan reçine ve kimyasal maliyetine bir çözüm sunmuştur. Demir içeren arıtma çamurunun 0,5 M sodyum hidroksit (NaOH) ile 30 dakika alkali arıtmaya tabi tutulması neticesinde adsorpsiyon kapasitesi artırılmıştır. Elde edilen çamurun adsorban olarak değerlendirilmesi vasıtasıyla arıtma çıkış suyundan yüksek verimde fosfor adsorbe edilmiştir. Sonrasında pirolizde yakılan çamurdan biyoçar elde edilerek fosfor geri kazanımı sağlanmıştır. Elde edilen biyoçarın ağır metal konsantrasyonları Uluslararası Biyoçar Girişimi Raporu'nda (IBI, 2015) sunulan sınır değerlerden düşük olduğu için tarımsal uygulamalarda kullanılmasında herhangi bir engel olmadığı tespit edilmiştir. Gerek atığın faydalı bir amaç uğruna kullanılması gerekse kaynak geri kazanımı uygulanması açısından bu çalışma döngüsel ekonomi uygulamalarına çok iyi bir örnek olarak sunulabilir. Kalaitzidou vd. (2016) arıtma çıkış suyunda demir bazlı adsorban ile fosfor geri kazanımına odaklanan pilot ölçekli çalışmada 200 L/sa debi ile çalışmıştır. Rejenerasyon çözültisine uygun miktarda  $Ca^{2+}$  eklenmesi ile ağırlıkça %51 fosfat içeren amorf katı çöktürülmüş ve gübre olarak

kullanımının uygunluğu ortaya konulmuştur.



Şekil 2: Evsel AAT'lerde fosfor geri kazanımı yapılabilecek çeşitli noktalar (Desmidt vd., 2015 ve Egle vd., 2015'den uyarlanmıştır).

Midorikawa vd. (2008) 0,1-2,1 mg P/L konsantrasyona sahip arıtma çıkış suyundan fosfor geri kazanımı için adsorban teşkili ile %97'ye varan giderim sağlamıştır. Adsorbe edilen fosfor, NaOH çözeltisi ile desorbe edilmiştir. Sonrasında çözeltiye eklenen kalsiyum hidroksit ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) vasıtasıyla fosforun CaP olarak çöktürülmesi sağlanmıştır. Yapılan analizler sonucunda çökeltinin %16 civarında fosfor içerdiği ve yapısında bulunan tehlikeli maddelerin çevre ve insan sağlığı açısından risk teşkil etmeyecek kadar düşük seviyede olduğu tespit edilmiştir. Çökeltinin fosfat kaybı ile benzer fosfor içeriği dolayısıyla fosfor bazlı gübre olarak kullanımının uygun olabileceği sonucuna ulaşılmıştır. Arıtma çıkış suyundan fosfor geri kazanımında adsorpsiyonu baz alan diğer bazı çalışmalarda adsorban olarak manyetit mineral mikropartikülleri (Xiao vd., 2017), demir oksit partikülleri (Kang vd., 2003), asit madeni drenaj çamuru (Wei vd., 2008) gibi farklı maddeler değerlendirilmiştir.

Johir vd. (2011) yüksek yüklemeli membran biyoreaktör (MBR) sistemine entegre iyon değiştirici ile MBR çıkış suyundan besi maddesi geri kazanımı üzerine çalışmıştır. Sonuçlara göre çıkış suyundaki fosfor %95 oranında geri kazanılmıştır. Buna göre entegre sistem ile yüksek besi maddesi giderimi ve geri kazanımı sağlanmıştır. Diğer yandan membran tıkanması ve iyon değiştirici kaynaklı maliyet de sistemin ekonomik uygulanabilirliği değerlendirilirken göz önünde bulundurulmalıdır. Laboratuvar ortamına nazaran çok daha yüksek debilerle çalıştırılacak tam ölçekli tesislerde ne gibi sonuçlar ortaya çıkabileceği analiz edilmelidir. Bu çalışmadan çıkarılabilecek bir diğer sonuç ise MBR ile arıtma yapan tesislerin çıkış suyunda fosfor geri kazanımı uygulayabilmek için sistem düşük hidrolik bekletme süresinde çalıştırılarak yalnızca organik karbon giderimine odaklanması gerekliliğidir.

Nir vd. (2018) ise fosfatın tutulma verimi ve asit dayanımı yüksek olan membran kullanılarak seyreltik arıtma çıkış suyundan fosfor geri kazanımını incelemiştir. Nanofiltrasyon (NF) konsantrisine asit ilavesi ile uygun pH'ın ayarlanması neticesinde CaP çöktürülmesi mümkündür. Çalışmada

ayrıca NF kimyasal yıkanması sırasında nitrik asit ( $\text{HNO}_3$ ) kullanılarak kalsiyum-fosfor-azot içeren çözelti eldesi sağlanmış ve doğrudan gübre olarak kullanılabilmesine değinilmiştir. Sonuç itibarıyla arıtma çıkış suyunda fosfor geri kazanımı için NF membran kullanımı yenilikçi ve döngüsel ekonomi konseptine uygun bir teknoloji olarak sunulmuştur. Liberty vd. (2001) iyon değiştirici ve strüvit çöktürmesini entegre ederek fosfor geri kazanımını incelemiş ve tarımsal uygulamalarda kullanılabilir patojen içermeyen bir çöktelti elde etmiştir.

Liu vd. (2017) elektrodializ yöntemi ile konsantrasyonunda yüksek fosfor konsantrasyonu neticesinde fosfor geri kazanımının sağlanabileceğini ortaya koymuştur. Çalışmaya göre uygulanan voltaj arttığında geri kazanım potansiyelinin arttığı sonucuna varılmıştır.

Özellikle ileri biyolojik fosfor giderimi yapan AAT'lere ait çıkış suyu düşük konsantrasyonlarda fosfor içermektedir. Dolayısıyla arıtma çıkış suyundan fosfor geri kazanımı söz konusu olacağına arıtma tesisinde fosfor giderimi için özel herhangi bir proses uygulanmıyor olması beklenir. Diğer yandan iyon değiştirici gibi proseslerin yüksek işletme maliyeti gibi dezavantajları da vardır. Fosfor geri kazanımına odaklanılan çıkış sularında bulunan diğer bileşenlerin de adsorbe edilebileceğine dikkat edilmelidir. Arıtma çıkış suyunda fosfor geri kazanımının tam ölçekli bir uygulaması mevcut değildir (Egle vd., 2016).

### 2.3 Yan akımlardan fosfor geri kazanımı

Biyolojik fosfor giderimi uygulanan AAT'lerde giriş atıksuyundaki düşük organik madde dolayısıyla fosfor gideriminde sorunlar açığa çıkabilmektedir. Bu sebeple deşarj standartlarını sağlamada problemler meydana gelebilmektedir. Bu problemleri önlemek için bazı AAT'lerde harici karbon kaynağı kullanılarak ek maliyet kalemi oluşmasına sebep olunmaktadır. AAT'de oluşan fosfor açısından zengin yan akımların tesis girişine yönlendirilmesi halinde ana akımdaki fosfor yükünde artış yaşanmaktadır.

AAT yan akımlarından fosfor geri kazanımı sağlanmasıyla tesisin ana akımının fosfor yükü azalacağı için; ana akımdaki organik madde göstergesi kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) fosfor oranı (C/P) yükseltilecek biyolojik fosfor giderimi açısından muhtemel sorunlar önlenirken fosfor geri kazanımı sağlanarak kaynak geri kazanımı odaklı AAT konseptine katkı sunulmuş olur (Xiao-Jun vd., 2021).

AAT giriş atıksuyu ve çıkış suyunda düşük konsantrasyonlar ve yüksek debiler nedeniyle fosfor geri kazanımı düşük uygulanabilirliğe sahiptir. Buna karşın anaerobik çürütücü (AÇ) üst fazı gibi fosfor açısından zengin AAT akımlarında fosfor kazanım uygulamaları teknik ve ekonomik açıdan daha caziptir (Salehi vd., 2018). Bu sebeple AAT'lerde tam ölçekli fosfor geri kazanımı uygulamaları hem fosfor konsantrasyonunun yüksek olması (>60 mg/L) hem de katı madde içeriğinin düşük olması nedeniyle genellikle AÇ ve çamur üst fazı gibi yan akımlardan yapılmaktadır. Düşük katı içeriği çöktürme işlemi sonrası elde edilen kristal formdaki maddenin (strüvit, CAP) ayrıştırılarak toplanmasını kolaylaştırmaktadır (Soares vd., 2017). AÇ üst fazı çok düşük konsantrasyonda ağır metal içerdiği için çöktürülen strüvitin (Denklem 1) gübre olarak kullanılmasından kaynaklı tarım topraklarına ağır metal aktarımının çok düşük olması beklenmektedir (Egle vd., 2016). Diğer yandan AÇ üst fazında bulunan yüksek konsantrasyonlardaki fosfor, borularda ve pompalarda istenmeyen iç kireçlenmelere neden olabilecek potansiyele sahiptir. Bu gibi durumlarda ekipmanlar zarar görebileceği için bakım/onarım maliyetlerinde artış riski bulunmaktadır (Heinzmann ve Engel, 2003). Dolayısıyla AÇ üst fazında bulunan fosforun giderilmesi bu riskin önüne geçilmesi için de önem arz etmektedir.

Ma vd. (2020) laboratuvar ölçekli ardışık kesikli reaktör (AKR) ile biyolojik fosfor giderimi uygulamış ve üst fazda fosfor geri kazanımı potansiyelini araştırmıştır. Çalışmada fosfor giderimi %91 bulunurken üst fazda bulunan fosfor %70,3 civarında geri kazanılmıştır. Çalışmada üst fazdan fosfor geri kazanımı için farklı parametrelerin etkisi denendiğinde optimum  $Mg^{2+}$  kaynağı  $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ , sıcaklık 25 °C; karıştırma hızı 150 rpm olarak tayin edilmiştir. Nihai ürün olarak strüvit elde edilmiş ve taramalı elektron mikroskopu (SEM-EDS) ile yapılan karakterizasyon çalışmalarına göre geri kazanılan ürünün saflıkta içeren magnezyum-amonyum-fosfat olduğu ortaya konulmuştur. Çalışmada elde edilen önemli sonuçlardan biri de üst fazın AKR'den çekilmesinin AKR fosfor giderimi ve çamur çökeltme özellikleri üzerinde herhangi bir olumsuz etkisi olmamasıdır. Reaktör performansı olumsuz yönde etkilenmediği için bu yöntemin teknik olarak uygulanabilir olduğu da ortaya konulmuştur. Xiao-Jun vd. (2021) yine AKR reaktöründe üst fazı farklı oranlarda (1/4, 1/3, 1/2) çekerek fosfor geri kazanımını incelemiştir. Bununla birlikte farklı çözülmüş oksijen (ÇO) konsantrasyonlarının fosfor salımına etkisini gözlemiştir. Daha düşük ÇO konsantrasyonları fosfor salımını ve netice olarak fosfor geri kazanım potansiyelini düşürmektedir. Çalışmada yüksek ÇO konsantrasyonlarında reaktörden daha yüksek üst faz çekilerek fosfor geri kazanımı potansiyelinin artırılabilirliğinin altı çizilmiştir. Vanotti vd. (2017) gaz-geçirgen membranlar vasıtasıyla iki aşamalı bir mekanizmayla AÇ üst fazından fosfor geri kazanımı sağlamıştır. Üst faz 730 mg N/L, 140 mg P/L ve 2900 mg/L alkalinite içermektedir. Buna göre ilk aşamada amonyum ve alkalinite giderimi sağlanmış ikinci aşamada ise magnezyum klorür ( $MgCl_2$ ) ile fosfor geri kazanımı sağlanmıştır. Çöktürülen katı maddenin fosfor içeriği bakımından çok zengin (%42-44  $P_2O_5$ ) denebilecek durumda olduğu tespit edilmiştir. Fakat ilk aşamanın es geçilmesi durumunda elde

edilen nihai ürünün fosfor içeriği daha düşük olmaktadır. Dolayısıyla amonyum ve alkalinite gideriminin yüksek kalitede fosforlu son ürün oluşumu için yüksek öneme sahip olduğu ortaya çıkmıştır. Sonuç olarak iki aşamalı gaz-geçirgen membran kullanılarak elde edilen nihai ürün fosfor bazlı kimyasal gübreye alternatif olabilecek oranda fosfor içermektedir.

Yan akımlardan fosfor geri kazanımı amacıyla pek çok patentli ticari proses geliştirmiş olup bazıları da tam ölçekli uygulanmaktadır. Tam ölçekli uygulanan proseslerden biri olan ve 14 tam ölçekli AAT'de işletmeye alınan Pearl® prosesine göre prensip olarak akışkan yataklı reaktöre çözünebilir Mg tuzları eklendikten ve geri kazanım yapılacak sulu faz girişi yapıldıktan sonra strüvit kristalleşmesi başlar. Hedeflenen strüvit miktarına ulaşıldıktan sonra reaktördeki strüvit toplanır (Schaum, 2018). Bu süreci baz alan bir çalışmada; Britton vd. (2005), ileri biyolojik fosfor giderimi yapılan bir AAT'de AÇ üst fazını depoladıktan sonra akışkan yataklı reaktörde strüvit kristalleştirilmesi yöntemiyle fosfor geri kazanımı gerçekleştirmiştir (Denklem 1). Sonuçlara göre AÇ üst fazından %90'a kadar fosfor geri kazanımı sağlanmıştır. Elde edilen kristallerin yüksek saflıkta (ağırlıkça >% 99) olduğu tespit edilmiştir. Münch ve Barr (2001) tarafından strüvit çöktürmesini esas alan pilot ölçekli çalışmada anaerobik olarak çürütülmüş çamurun susuzlaştırılması sonucu oluşan sulu fazdan fosfor geri kazanımı incelenmiştir. Toplam fosfor (TP) değeri 78 mg/L; ortofosfat ( $PO_4-P$ ) değeri 61 mg/L olan sulu fazdan %94  $PO_4-P$  giderimi sağlanmıştır. Bu yöntemle elde edilen strüvitin kadmiyum (Cd), kurşun (Pb) ve civa (Hg) içerdiği tespit edilmiş fakat gübre olarak kullanımının önüne geçmeyecek seviyede olduğu belirtilmiştir. Çalışmada 42 L/sa sulu faz besleme debisi için günde 320 gram civarında strüvit elde edilebilmiştir. Elde edilen strüvitin fosfor içeriği %9,1'dir ve bu değer teorik olarak hesaplanarak tahmin edilen değerle uyumludur.

Phostrip® çamur üst fazından fosfor geri kazanımını hedefleyen ticari olarak geliştirilmiş patentli bir prosesdir (Perera vd., 2019). Tam ölçekli uygulanan diğer başlıca yan akımlardan fosfor geri kazanım teknolojileri ANPHOS®, DHV Crystallactor®, AirPrex®, Multifarm Harvest®, pilot ölçekli uygulamalara sahip olan teknolojiler ise P-RoC®, PRISA® şeklinde sıralanabilir. Bu teknolojiler yalnızca kristalleştirme ya da çöktürme/kristalleştirme proseslerini esas almaktadır ve nihai ürün olarak CaP ya da strüvit sunmaktadır (Amann vd., 2018; Chrispim vd., 2019). Bu teknolojilerde proses işletme parametreleri pH,  $Mg^{2+}$  dozu, çöken maddenin bekletme süresi; tasarım parametreleri ise reaktör geometrisi, reaktör boyutları, giriş ve çıkış debisi, kimyasal dozlama debisi şeklinde sıralanabilir (Mavinic vd., 2007). Genel olarak çöktürme/kristalleştirme proseslerinin meydana geldiği reaktör ince kum ya da önceden elde edilmiş strüvit ile aşılacak ilk kristalleştirme adımı kolaylaştırılır (Egle vd., 2015).

AÇ üst fazı, çamur susuzlaştırmada oluşan sulu faz gibi AAT'de oluşan yan akımlardan fosfor geri kazanımı tam ölçekli uygulamalara sahiptir. Bu amaca hizmet eden ticari olarak geliştirilmiş birçok teknoloji mevcuttur. Uygun teknoloji; ekonomik, teknik ve çevresel uygulanabilirliğe göre geri kazanım yapılacak AAT'ye özgü seçilmelidir.

### 2.4 Arıtma tesisi çamurundan fosfor geri kazanımı

Biyolojik fosfor giderimi sağlayan proseslerin bulunduğu AAT'lerde giriş atıksuyundaki fosforun %90'a kadar kısmı

arıtma çamuruna geçmektedir. Fakat aynı zamanda giriş atıksuyundaki ağır metallerin %50-80'i AAT çamuruna aktarılmaktadır. Dolayısıyla AAT çamurunun herhangi bir arıtma olmaksızın tarımsal uygulamalarda kullanılması durumunda ağır metaller tarımsal arazilere geçmesi olacaktır (Egle vd., 2016). Özetle arıtma çamurunun tarım arazilerinde doğrudan gübre olarak kullanılması insan sağlığı için potansiyel risk oluşturan bir uygulamadır. Bu sebeple bazı ülkeler bu uygulamayı sınırlandırmış ya da doğrudan yasaklamıştır (Hollanda, İsviçre gibi). AAT çamurundan fosfor geri kazanımında anaerobik arıtma, termal hidroliz, oksidasyon, yaş kimyasal işleme gibi çeşitli prosesler sıklıkla kullanılmaktadır (Egle vd., 2015). AAT çamurundan fosfor geri kazanımı için iki farklı yöntem vardır. Birinci yöntem uygun kimyasalların eklenmesiyle uygun koşullar altında doğrudan strüvit gibi geri kazanım nihai ürünlerini elde etmektir. İkinci yöntem ise çamurun içerdiği fosforun ekstraksiyonu ile oluşan fosfor bakımından zengin akımlardan geri kazanımdır (Yu vd., 2021). Cao vd. (2019) çamurdan yüksek saflıkta (%93,7) vivianite formunda fosfor geri kazanmıştır. Çalışmada anaerobik fermantasyon prosesi ile fosforun salımı sağlanarak reaktör üst fazında fosfor geri kazanımı gerçekleştirilmiştir. Çalışmada en fazla fosfor salımı için farklı koşullar denenerek karşılaştırılmıştır. Buna göre en yüksek fosfor salımı asidik fermantasyon (pH: 3) şartlarında demir(III) klorür ( $FeCl_3$ ) dozlaması ile gerçekleşmektedir. Bu şartlar altında çamurda bulunan TP'nin %85,69 oranında salımı sağlanabilmiştir. Farklı bir çalışmada ise alkali fermantasyon ile polialüminyum klorür (PACl) dozlanarak çöktürülmüş birincil çamurda bulunan fosforun salımının sağlanması amaçlanmıştır. Atıksuya eklenen 100 mg/L PACl ile atıksuda bulunan fosforun %90'ı çamura aktarılabilmektedir. Alkali fermantasyon ile (pH: 11) çamurda bulunan fosforun %36,49 oranında salımı sağlanmıştır. Reaktör üst fazında mevcut fosforun strüvit çöktürmesi ile %85 oranında geri kazanımı sağlanmıştır. Sonuç olarak kimyasal ilavesi ile atıksuda bulunan fosforun önemli bir kısmı çamura aktarılmış sonrasında alkali fermantasyon vasıtasıyla fosforun salımı sağlanmış ve üst fazda bulunan bu fosfor strüvit formunda çöktürülmüştür. Netice itibarıyla atıksudaki fosforun %28'e yakın kısmı geri kazanılmıştır (Chen vd., 2019).

Blöcher vd. (2012), NF membranı ile fosforu ağır metallerden ayırmayı amaçladığı çalışmada ileri biyolojik AAT'lerde ve alüminyum (Al) tuzları kullanılarak çöktürme uygulanan tesislerde oluşan çamurlardan ağır metal içermeyen fosforlu nihai ürün geri kazanımının mümkün olduğunu göstermiştir. NF ile fosfor geri kazanımı sağlanacak çamurda bulunan ağır metallerin son ürüne aktarımını azaltma üzerine yapılan bir diğer çalışmada Schütte vd. (2015) çürütülmüş çamuru seyrelterek NF membranından geçirmiştir. Bu çalışmada çürütülmüş çamurdaki fosforun salımı için  $H_2SO_4$  kullanılmıştır. Seyreltme işlemi her 100 mL çamur için 33 mL deiyonize su kullanılarak yapılmıştır. Her 100 mL çamur için 1,2 mL  $H_2SO_4$  kullanılarak asidik işleme sağlanmıştır. Sonrasında NF membranı kullanılmış ve bu sayede %95 üzerinde ağır metal NF sayesinde tutulurken fosfor tutulma verimi yalnızca %30 seviyesindedir. Dolayısıyla NF süzütüsünde bulunan yüksek konsantrasyonlu fosforun geri kazanımı sağlanabilmektedir.

AAT çamurundan fosfor geri kazanımı için farklı kimyasal/termal mekanizmaları esas alan pek çok ticarileşmiş patentli proses mevcuttur. Giffhorn prosesi, Stuttgart prosesi gibi yaş kimyasal yöntemlerle; termal hidroliz/arıtma gibi termal yöntemlerle; PHOXNAN yaklaşımı gibi yaş oksidasyon yöntemiyle; MERPHEC® gibi metalurjik yöntemlerle fosfor geri kazanımı uygulanmaktadır. Bu

yöntemler üç ana mekanizmayı esas olarak gerçekleştirilmektedir (Egle vd., 2015):

- I. Fosforun çözünmesi.
- II. Girişim yapan iyonların giderimi.
- III. Geri kazanım ve nihai ürün eldesi.

Bahsi geçen yöntemlerle çamurdan fosfor geri kazanımı nihai ürün olarak  $CaP$ , strüvit ve fosfor açısından zengin cüruf eldesiyle gerçekleşir. Gutierrez vd. (2020), farklı yöntemleri fosfor geri kazanımı açısından değerlendirmiş ve karşılaştırmıştır. Konvansiyonel AAT, ileri biyolojik fosfor giderimi yapan AAT ve kimyasalla fosfor çöktürmesi yapılan AAT'nin farklı noktalarından çamur numuneleri alınmıştır. Buna göre fosfor geri kazanım yöntemleri AirPrex®, Stuttgart prosesi, KREPRO prosesi; AAT'den çamur numunesi alınan noktalar da birincil çökeltme çamuru, ikincil çökeltme çamuru, yoğunlaştırılmış çamur ve anaerobik çürütülmüş çamur olarak seçilmiştir. Çalışma neticesinde en yüksek fosfor geri kazanımının her yöntemde de ileri biyolojik fosfor giderimi yapan tesisten alınan anaerobik çürütülmüş çamurdan yapıldığı tespit edilmiştir. Yöntemler karşılaştırıldığında ise fosfor geri kazanımı verimleri açısından sıralama KREPRO prosesi, Stuttgart prosesi ve AirPrex® şeklinde tespit edilmiştir.

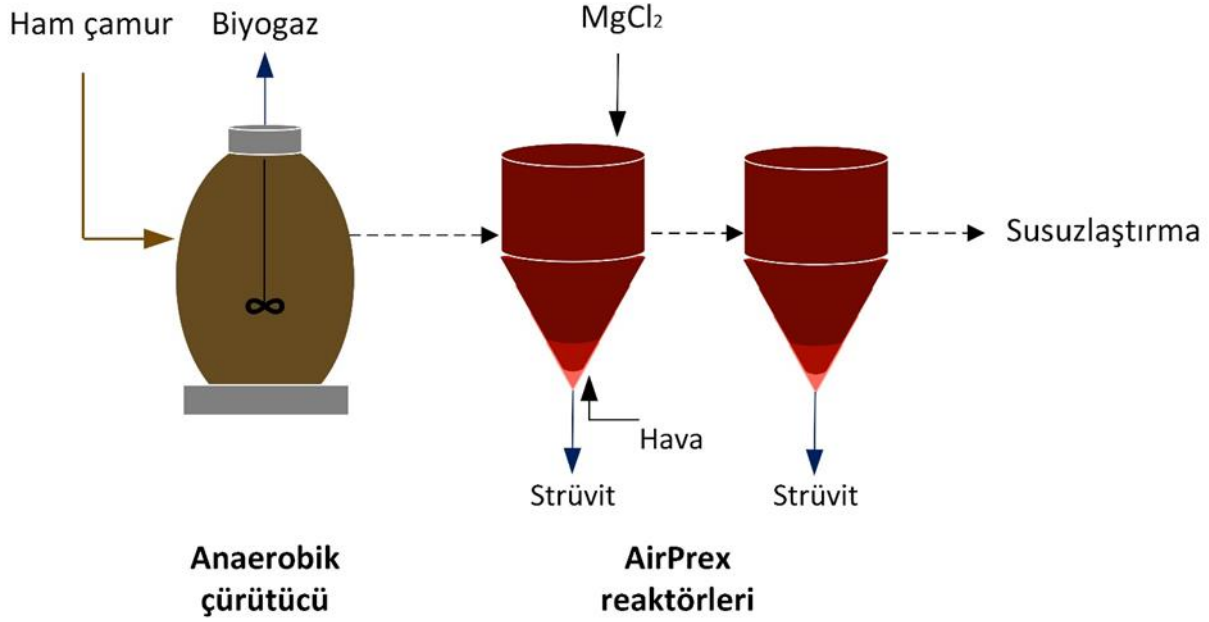
AirPrex® teknolojisi ile çürütülmüş çamurdan strüvit çöktürmesi neticesinde fosfor geri kazanımı uygulanabilmektedir (Desmidt vd., 2015). AirPrex® teknolojisine ait fosfor geri kazanımında uygulanan prosese ait akım şeması Şekil 3'te verilmiştir. Uygulaması görece basit olan bu teknoloji, yüksek fosfor geri kazanım verimi elde edebilmek için biyolojik fosfor giderimi yapılan AAT'lerde önerilmektedir. AAT'de yer alan AÇ'de elde edilen çürütülmüş çamur AirPrex® reaktörlerine beslenerek havalandırılmaktadır. Orta kısımdan havalandırılan reaktöre  $MgCl_2$  ilavesi ile strüvit oluşumu ve çöktürülmesi sağlanmaktadır. Reaktördeki ortalama pH değerinin 7,8 – 8,5 aralığında olması gerekirken bekleme süresi 10 saat civarında olmalıdır (Ortwein 2018). Dozlanan  $MgCl_2$  beslenen çamurun  $PO_4^{3-}$  konsantrasyonu ile orantılı olacak şekilde belirlenir. Stitt vd. (2017) pilot ölçekli AirPrex® reaktörüne beslenen 1 metreküp çürütülmüş çamura karşı 1,8 litre %30'luk  $MgCl_2$  sıvı çözelti dozlamıştır. Reaktörlerin özel tasarımı sayesinde ince strüvit kristalleri reaktörde kalarak büyümeye devam ederken iri ve ağır strüvit daneleri reaktörün konik kısmına çökerek kolayca toplanabilmektedir. Waßmannsdorf AAT'de (Berlin, Almanya) yer alan AirPrex® reaktörü yaklaşık 17 metre uzunluğunda, 10 metre çapında ve 500 m<sup>3</sup> hacindedir. Reaktörün hidrolik bekleme süresi 8 saat olarak verilmiştir. Reaktöre 400 L/sa  $MgCl_2$  dozlanmaktadır. (Nieminen, 2010). AirPrex® teknolojisinin kimyasal ihtiyacı kaynaklı işletme maliyeti düşüktür. İşletme ve tasarım olarak diğer proseslerle karşılaştırınca AirPrex® uygulanabilirliği yüksek bir teknolojidir. Önemli bir avantaj olarak AirPrex® prosesi sayesinde çamurun su tutma kapasitesi azaldığı için çamur susuzlaştırma maliyetleri de önemli derecede azalmaktadır. 1 milyon nüfus eşdeğeri olan Amsterdam West AAT'de AirPrex® teknolojisi uygulanmaktadır. Anaerobik çürütülmüş çamura havalandırma sırasında  $MgCl_2$  eklenmesi ile günde 1.000 ton strüvit elde edilmektedir. Bu tam ölçekli fosfor geri kazanım prosesi ile yılda 400.000 Euro kazanç sağlanmaktadır (van der Hoek vd., 2017).

Yaş kimyasal yöntemlerle çürütülmüş çamurdan fosfor geri kazanımı sağlanan Stuttgart prosesine ait akım şeması Şekil

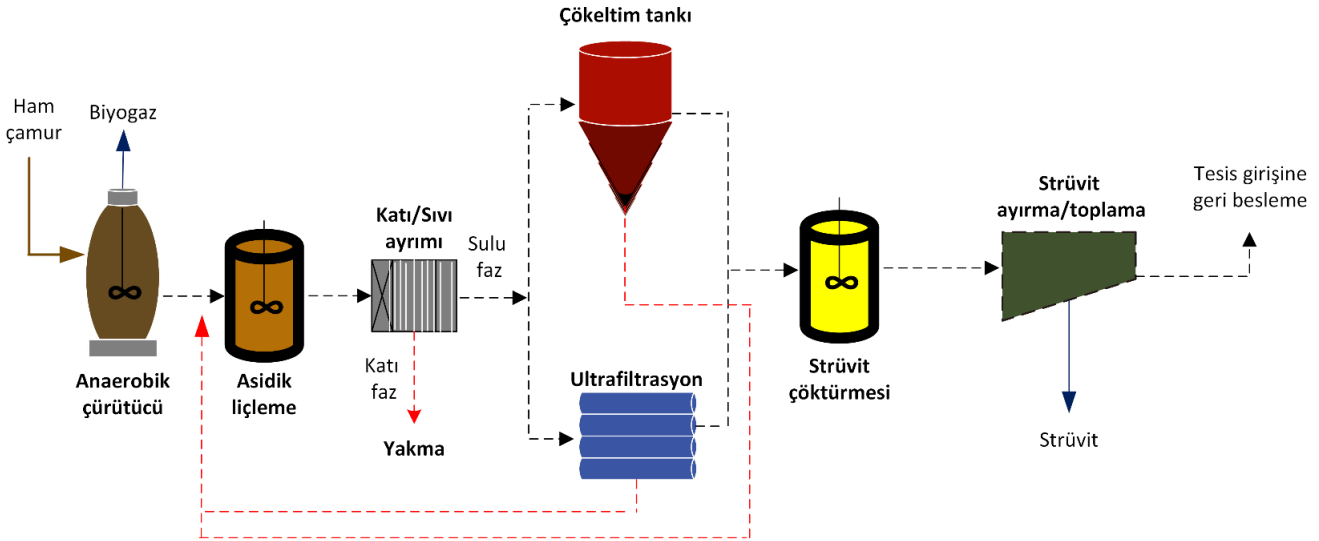


4'te verilmiştir. Stuttgart prosesi fosfor geri kazanımı yapılan AAT'lerde mevcut proseslerde herhangi bir tasarımsal değişikliğe ihtiyaç duyulmadan AAT'lere kolayca entegre

edilebilmektedir. Proses sırasıyla asidik liçleme ve strüvit çöktürmesi adımlarını esas almaktadır.



Şekil 3: AirPrex prosesi akım şeması (Desmidt vd., 2015'den uyarlanmıştır).



Şekil 4: Stuttgart prosesi akım şeması (Naji vd., 2016'dan uyarlanmıştır).

Asidik liçleme ile fosfor salımı gerçekleşikten sonra filtre pres, santrifüj gibi mekanik separatörler ile fosfor bakımından zengin sulu fazın ayrılması sağlanır. Elde edilen sulu faz yine de küçük partiküller içermektedir. Dolayısıyla küçük partiküllerin giderimi için ultrafiltrasyon ya da çökeltim prosesleri uygulanabilmektedir. Ultrafiltrasyon, çökeltime göre daha yüksek kalitede son ürün eldesi sağlamaktadır (Meyer vd., 2015). Strüvit çöktürmesi sağlanan reaktörde, metal iyonları sitrik asitle girdiği kompleksleşme reaksiyonları neticesinde strüvite aktarılmamış olur. Bu sayede elde edilen yüksek fosforlu nihai ürün ağır metal bakımından risk teşkil etmeyecek düzeyde tutulabilir.

Ribarova vd. (2017), AAT'den aldığı çamur ve üst faz numunelerinde fosfor konsantrasyonunu incelemiş ve yoğunlaştırılmış çamur, anaerobik çürütülmüş çamur, susuzlaştırma ve yoğunlaştırma üst fazlarını karşılaştırmıştır. Buna göre yoğunlaştırılmış çamur ve anaerobik çürütülmüş çamurun en yüksek fosfor

konsantrasyonuna sahip olduğu tespit etmiştir. AAT fosfor yükü her bir akımın debisi göz önünde bulundurularak hesaplandığında en yüksek fosfor geri kazanımının anaerobik çürütülmüş çamurdan yapılabileceği tespit edilmiştir. Anaerobik çürütülmüş çamurdan strüvit çöktürmesi yöntemi ile giriş atıksuyundaki fosforun %5'inin geri kazanılabileceği sonucuna ulaşılmıştır (Saerens vd., 2021).

Tam ölçekli fosfor geri kazanım uygulaması olan Leuven AAT'de (Belçika) NuReSys® teknolojisi vasıtasıyla anaerobik çürütülmüş çamura MgCl<sub>2</sub> ilavesi ile son ürün olarak strüvit elde edilmektedir. Bu uygulama neticesinde tesise gelen fosfor yükünün %15'inin geri kazanımı sağlanmaktadır (Chrispim vd., 2019).

Fosfor geri kazanımının yapılabileceği farklı özellikteki AAT çamurları; ham çamur, çürütülmüş çamur, yoğunlaştırılmış çamur ve susuzlaştırılmış çamur olarak sıralanabilir. Bu

amaç doğrultusunda gerek ticari olarak geliştirilmiş ve uygulanmış gerekse AR-GE aşamasında çeşitli kimyasal ve termal yöntemler bulunmaktadır. Özellikle ileri biyolojik fosfor giderimi yapan AAT'lerde çamurdan yüksek miktarda fosfor kazanımı elde etmek mümkündür. Fakat bu yöntemlerin AAT'de arıtılması gereken yeni atık akımlar (ağır metal içeriği yüksek) oluşturma gibi olumsuz yan etkileri olabileceği de göz önünde bulundurulmalıdır.

## 2.5 Çamur yakma tesisi külünden fosfor geri kazanımı

Termal bir proses olan yakma sayesinde önemli bir hacim azalması, organik kirleticilerin yok edilmesi, patojen giderimi gibi olumlu sonuçlar elde edilir (Jupp vd., 2021). Yakma sonrası ortaya çıkan kalıntı %9-13 arasında fosfor içerdiği için değerli bir son üründür (Moreno ve Espada, 2020). AAT çamurunun yakılmasıyla oluşan kül ile AAT giriş fosforunun %60 ila 90 civarındaki kısmı çamur külü üzerinden geri kazanılabilir (Egle vd., 2016). Fakat birçok metal uçucu olmayan formdadır dolayısıyla yakma ile hacimsel azalma sonrasında elde edilen külde ağır metaller daha konsantrasyon hâle gelir. Yüksek ağır metal konsantrasyonu nedeniyle çamur külünün tarımsal uygulamalarda doğrudan kullanımı uygun değildir. Ayrıca çamur külünün ihtiva ettiği fosfor suda çözünabilir özellikte değildir (Egle vd., 2015). Bu gibi nedenlerle çamurda olduğu gibi çamur külünde de yaş kimyasal ve termokimyasal proseslerle arıtma uygulanması gerekmektedir (Jupp vd., 2021). Bu prosesler biyoliçleme, yaş kimyasal özütleme, yaş kimyasal liçleme, termokimyasal, termoelektirik, termoindirgeme şeklinde sıralanabilir (Egle vd., 2015). Yaş kimyasal ekstraksiyon asidik ve bazik yöntemler vasıtasıyla fosfor geri kazanımını esas almaktadır. Nihai hedef ekstraksiyon ardından uygulanacak kimyasal çöktürme ile strüvit veya CaP formunda fosfor geri kazanımını sağlamaktır (Liu vd., 2021). Termokimyasal yöntemlerde de yüksek sıcaklıkta çamur külü ve dozlanan kimyasalın reaksiyona girmesiyle ağır metal giderimi hedeflenir (Jupp vd., 2021).

Çamur külünden fosfor ekstraksiyonu prosesinde çoğunlukla  $H_2SO_4$ ,  $HNO_3$ , hidroklorik asit (HCl), ortofosforik asit ( $H_3PO_4$ ) gibi asitler kullanılmaktadır. Fosfor ekstraksiyonunda ekonomik fizibilite açısından  $H_2SO_4$  en uygun asit olarak kabul edilir. Bununla birlikte  $H_2SO_4$  kullanılarak yapılan ekstraksiyon daha az kompleksleşme reaksiyonunun meydana gelmesinden ötürü düşük miktarlarda ağır metal ekstraksiyonu ile neticelenir (Ciešlik ve Konieczka, 2017).

Çamur külünden fosfor geri kazanımı amacıyla ticari olarak geliştirilmiş patentli yaş kimyasal yöntemlere RecoPhos®, EcoPhos®, PASCH®, LEACHPHOS®, termokimyasal yöntemlere ise AshDec® örnek verilebilir (Egle vd., 2016).

EcoPhos® prosesinde öncelikle HCl veya  $H_3PO_4$  ilavesi ile fosforun ekstraksiyonu sağlanırken daha sonrasında da çöktürme işlemi ile fosfor geri kazanımı sağlanır. AshDec® prosesinde ise çamur külü  $MgCl_2$  ve  $CaCl_2$  dozlaması yapılarak 20-30 dakika boyunca 1000 °C sıcaklığa maruz bırakılır. Bu sıcaklıkta Cd, Pb, bakır (Cu) ve çinko (Zn), tuzlarla etkileşime girerek gaz forma geçer ve buharlaşır. Dozlanan klorlu birleşik, çamur külünün ağır metal konsantrasyonuna bağlıdır. Termokimyasal arıtma sonrasında arıtılan çamur külü diğer besi maddeleri ( $NH_4NO_3$ ,  $K_2SO_4$ , KCl) ile özel mikserler aracılığıyla karıştırılarak topaklaştırılır ve pelet formuna getirilir (Desmidt vd., 2015). SESAL-phos prosesi ise fosfor geri kazanımının yanı sıra Al geri kazanımını da hedefleyen ardışık reaktörler

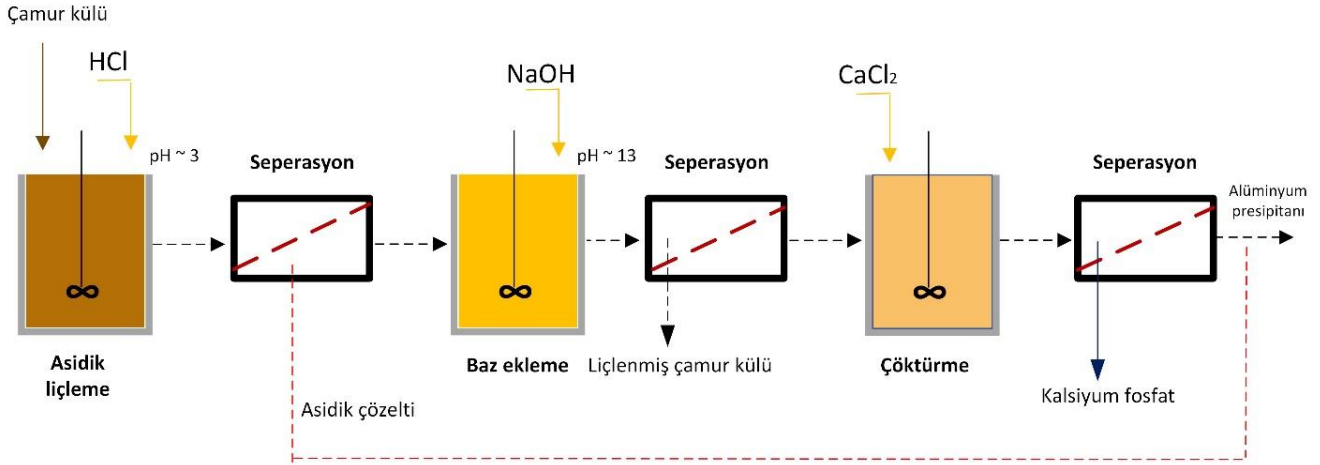
ve separasyon adımlarının yer aldığı bir prosestir (Şekil 5). Laboratuvar ölçekli geliştirilen bu proseste ilk olarak çamur külündeki fosforun HCl (0.4 mol/L) eklenerek salımı sağlanmaktadır. İkinci adımda ise asidik çözelti ve ağır metaller santrifüj vasıtasıyla ayrılmaktadır. Üçüncü adımda alüminyum fosfatın çözünmesi için NaOH eklenmektedir. Son olarak  $CaCl_2$  eklenerek geri kazanım ürününün çöktürülmesi sağlanmaktadır. Çöken CaP'in son adımda separasyonu sağlanmaktadır. Çözünmüş Al ise presipitan olarak değerlendirilebilmektedir (Petzet vd. 2011). SESAL-phos prosesi hem fosfor hem de Al geri kazanımı açısından oldukça dikkat çekici bir proses olsa da tasarım esaslı değerlendirildiğinde gerek yüksek ekipman gereksinimi gerek de yüksek kimyasal ihtiyacı gibi öne çıkmaktadır.

Sonuç itibarıyla çamur külünden fosfor geri kazanımında üç genel yaklaşım bulunmaktadır (Egle vd., 2015).

- I. Ağır metal giderimi olmaksızın yüksek fosfor geri kazanımı (giriş fosfor yükünün %85'ine kadarı geri kazanılabilir).
- II. Termokimyasal yöntemlerle kısmi ağır metal giderimi sağlayarak yüksek fosfor geri kazanımı (giriş fosfor yükünün %85'ine kadarı geri kazanılabilir).
- III. Yaş kimyasal yöntemlerle yüksek verimde ağır metal giderimi fakat daha düşük fosfor geri kazanımı (giriş fosfor yükünün %70'e kadarı geri kazanılabilir).

Ma ve Rosen (2021), çamur külünün arazi uygulamaları üzerine geniş bir çalışma yapmış ve önemli sonuçlara ulaşmıştır. Buna göre AAT'de uygulanan arıtma yöntemleri, AAT'ye gelen endüstriyel atıksu karakteristiği gibi unsurların çamur külünün fosfor içeriği ve iz kirletici konsantrasyonları gibi kimyasal bileşimi üzerine yüksek etkiye sahip olduğu tespit edilmiştir. Dolayısıyla doğrudan arazi uygulamaları söz konusu olduğunda arıtılmış veya arıtılmamış durumda olması fark etmeksizin çamur külü kaynaklı ağır metal kontaminasyonu izlenmelidir. Çalışmada literatüre göre çamur külü kaynaklı araziye geçen ağır metal yükünün görece düşük olmasına rağmen risk değerlendirme çalışmalarının uygulanması gerekliliği vurgulanmıştır.

Semerci vd. (2021) çamur külünden fosfor geri kazanımı için biyoliçleme yöntemini uygulamıştır. Bu amaç doğrultusunda ileri biyolojik bir AAT'den alınan kurutulmuş çamur numunesi kül fırını ile 850 °C'de yakılarak çamur külü elde edilmiştir. Nihai ürün olarak  $H_3PO_4$  eldesi sağlanan çalışmada %24,6 fosfor geri kazanımı sağlanmıştır. Çalışmada biyoliçleme yöntemiyle fosfor geri kazanımının gelecek vaat eden bir yöntem olduğuna ve prosesi etkileyen parametrelerin optimizasyonu neticesinde daha yüksek fosfor geri kazanımı sağlanabileceğine vurgu yapılmıştır. Xu vd. (2012) 0,5 mol/L HCl ile çamur külünden fosfor ekstraksiyonu sağlamak üzere çalışmalar yürütmüştür. Sonuç olarak %95'ten daha fazla fosfor ekstraksiyonu sağlanmıştır. Daha sonrasında strüvit formunda fosfor geri kazanımının en yüksek olacağı farklı pH ve Mg:N:P molar oranlarının etkisi incelenerek optimum koşullar tespit edilmiştir. Buna göre pH 10 ve Mg:N:P molar oranı 1,05:0,98:1 olduğunda %97,2'ye kadar fosfor geri kazanımı sağlanabilmiştir. Ayrıca çalışmada ulaşılan önemli sonuçlardan biri de strüvit oluşumunu etkileyen parametreler etki faktörleri esas alınarak sıralandığında pH, N:P, Mg:P gibi bir sıralamaya ulaşılmış olmasıdır. Petzet vd. (2012) asidik ve alkali liçleme yöntemlerinin optimize edilmiş bir kombinasyonu ile çamur külünden fosfor geri kazanımını incelemiştir. Sonuç olarak



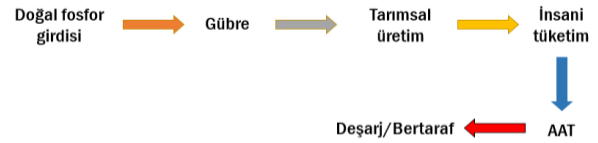
Şekil 5: SESAL-phos prosesi akım şeması (Petzet vd. 2011'den uyarlanmıştır).

Al tuzlarının kimyasal fosfor çöktürmesi için kullanıldığı AAT'lerde oluşan çamur külünden asidik ve alkali işleme yöntemlerinin kombinasyonu ile %78'e kadar fosfor geri kazanımı yapılabileceği tespit edilmiştir. Donatello vd. (2010) çamur külünden  $H_2SO_4$  vasıtasıyla  $H_3PO_4$  üretimini incelemiş ve %72 ila %91 aralığında değişen fosfor geri kazanım yüzdelerini sağlamıştır. Çalışma neticesinde elde edilen optimize edilmiş geri kazanım yöntemine göre %85'lik 195 kg  $H_3PO_4$  üretebilmek için 1 ton çamur külü, 368 kg %98'lik  $H_2SO_4$ , 426 kg %36'lık HCl ve 987 kg su gerektiği tespit edilmiştir. Luyckx ve Van Caneghem (2021) yakma sıcaklığının kül minerolojisi üzerindeki etkisini incelemiştir. Çamur külünden fosfor ekstraksiyon veriminin 850 °C'de maksimum (> %86) olduğu gözlemlenmiştir. Bununla birlikte ağır metal ekstraksiyonunun daha yüksek yakma sıcaklıklarında düştüğü tespit edilmiştir. En düşük ağır metal ekstraksiyonunun 1000°C'de (< 21%) olduğu sonucuna varılmıştır. Fakat yüksek sıcaklıklarda fosfor ekstraksiyon verimi düştüğü için 800-850 °C aralığındaki yakma sıcaklığı yüksek oranda fosfor geri kazanılabilirliği için önerilmiştir. Çamur külünden fosfor geri kazanımında hangi yaklaşımın izleneceği mevcut AAT prosesleri, potansiyel geri kazanım olanağı, nihai ürünün kalitesi, çevresel etkiler, teknik uygunluk ve ekonomik uygulanabilirlik gibi konular göz önünde bulundurularak seçilmelidir (Egle vd., 2016).

### 3. Değerlendirme ve Öneriler

Yeryüzündeki fosfor arzının neredeyse %90'a yakın kısmı fosfor bazlı gübre olarak değerlendirilerek tarım sektörünün ihtiyacını karşılamada kullanılmaktadır (Schroder vd., 2010). Fosforun sınırlı ve tükenmekte olan bir kaynak olması araştırmacıları fosfor geri kazanımı uygulamalarına yöneltmiştir. Konvansiyonel AAT'lerdeki fosfor giderme stratejisi lineer ekonomi modelini esas almaktadır (Şekil 6). Bu anlayış Birleşmiş Milletler tarafından belirlenen sürdürülebilir kalkınma amaçlarıyla çelişmektedir. Dolayısıyla günümüzde, konvansiyonel AAT konsepti yerini enerji ve madde geri kazanımını esas alan döngüsel ekonomi modeline bırakmaktadır. AAT'lerin biyofinerilere dönüşümü ile alıcı ortam deşarj standartlarının sağlanmasının ötesinde değerli kaynakların geri kazanımı sağlanarak ortaya çıkan "Atıksu Biyofinerileri" döngüsel ekonomi konseptine doğrudan hizmet etmektedir (Verster vd., 2014). AAT'lerdeki fosfor stratejisi döngüsel ekonomiyi

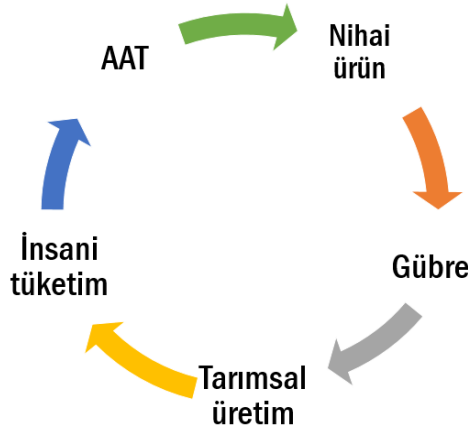
göre güncellendiğinde (Şekil 7) AAT'de geri kazanılan fosfor ile üretilen gübre tarım sektöründe kimyasal gübreyle ikame olarak kullanılabilir. Böylece doğal fosfor kaynaklarının sürdürülebilir yönetimine katkı sunularak doğal kaynakları fosfor talebini karşılamaya yeterli olmayan ülkelerin dışa bağımlılığının azaltılmasına katkı sunulabilir.



Şekil 6: Lineer ekonomi modelini esas alan AAT fosfor giderim stratejisi.

Tablo 1'de AAT için akım bazında, farklı yöntemlerle fosfor geri kazanım uygulamalarına dair bazı çalışmalar verilmiştir. AAT'deki akımlar değerlendirildiğinde AAT çıkış suyundan fosfor geri kazanımı teknik olarak mümkün olsa da ekonomik açıdan uygulanabilir görünmemektedir. Ayrıca toplanan idrardan fosfor geri kazanımı ise toplama ve depolama konusundaki altyapı zorlukları nedeniyle yalnızca küçük ölçekli (bölgesel) uygulamalarda mümkün olabilmektedir.

Pearl® prosesinin geliştirici firması Ostara'ya göre strüvite çöktürmesi ile fosfor geri kazanım sisteminin genel olarak geri ödeme süresi 3-10 yıl arasında değişmektedir (Bergmans, 2011). Bu kapsamda Chrispim vd. (2019) fosfor geri kazanımına ilaveten; diğer değerli maddelerin geri kazanımı, enerji geri kazanımı ya da yeniden kullanıma uygun kalitede bir arıtılmış su sağlama gibi yöntemlerle fosfor geri kazanımına yönelik proseslerin ekonomik olarak uygulanabilir hale getirilebileceğini önermektedir. Bu sebeple AAT'lerdeki geri kazanım uygulamaları bütüncül olarak ele alınmalı ve birlikte değerlendirilmelidir. Ayrıca geri kazanım uygulamalarından elde edilen fosfor bazlı gübrenin kimyasal gübre ile rekabet edebilmesi için devlet hibe ve teşvikleri sağlanması gerekmektedir.



Şekil 7: Döngüsel ekonomi modelini esas alan AAT fosfor stratejisi.

Literatürdeki çalışmalara göre en yüksek fosfor geri kazanım potansiyeline sahip AAT akımları sırasıyla çamur yakma tesisi külü ve çamurdur. Bunun yanısıra yan akımlar da hem fosfor geri kazanım potansiyeli açısından hem de iç kireçlenmenin önüne geçerek bakım/onarım maliyetlerinin düşürülebilmesi açısından geri kazanıma elverişlidir. Bununla birlikte ileri biyolojik arıtım yapılmayan bir AAT'de fosfor geri kazanımı gerçekleştirilecekse çıkış atıksuyundan geri kazanım da göz önünde bulundurulabilir. Çamur ve çamur külünden fosfor geri kazanım potansiyeli yüksek olmasına rağmen kimyasal ve enerji ihtiyacı kaynaklı fosfor geri kazanım maliyetinin artma ihtimali dikkate alınmalıdır. İleri biyolojik arıtma uygulanan tesislerde fosforun büyük kısmının çamura geçmesinden dolayı çıkış suyundaki fosforun seyreltik olması beklenmektedir. Bu şartlar altında çıkış suyundan geri kazanım potansiyeli cazip değildir. Fakat geri kazanım uygulamaları değerlendirilirken tek kriter fosfor geri kazanım verimi değildir. Fosfor geri kazanımının sağlanacağı kaynak ve bu doğrultuda kullanılacak yöntem elde edilen nihai ürünün çevre ve insan sağlığı üzerinde olumsuz etkileri olan maddeleri (ağır metal, organik mikrokirletici) içerip içermemesi, kimyasal ve enerji ihtiyacından kaynaklı işletme maliyeti, ekonomik ve teknik uygulanabilirlik gibi hususlar göz önünde bulundurularak seçilmeli ve yapılacak yatırımın geri ödeme süresi dikkate alınmalıdır. Ayrıca seçilecek geri kazanım yönteminin AAT fosfor kütle dengesi açısından ne gibi sonuçlar doğuracağı, uygulama neticesinde ilave bir yan akım oluşup oluşmayacağı düşünülmesi gereken önemli hususlar arasındadır. Tam ölçekli uygulamalara geçilmeden önce laboratuvar ve pilot ölçekli deneysel çalışmalar ile elde edilecek nihai ürünün tarım sektöründe gübre olarak kullanım potansiyeli araştırılmalıdır. Ayrıca deneysel çalışmalar, Yaşam Döngüsü Analizi (YDA) ve Fizibilite Analizi gibi çalışmalarla desteklenerek uygulanacak fosfor geri kazanım yönteminin çevresel ve ekonomik etkileri de incelenmelidir.

Avrupa'da 2020 yılında 990 ila 1250 ton arasında fosforun strüvite olarak geri kazanılacağı öngörülmüştür. Pearl®, Phosphogreen® gibi teknolojilerle elde edilen strüvite tonu başına 350-1000 Euro gibi geniş bir aralıkta piyasada fiyatlanmaktadır (Muys et al., 2021). Münch ve Barr (2001), 21.yüzyıl başında yaptıkları piyasa araştırmasında Avusturya'da strüvite tonu başına 198-300 \$ aralığında satılabileceğini vurgulamıştır. Bu durum piyasada geri kazanılan fosfora olan talebin arttığını ve bunun strüvite fiyatlarına yansıtıldığını göstermektedir. Avrupa Birliği, 2019 yılında revize edilen Gübre Regülasyonu'nda biyoçar,

strüvite, kül bazlı nihai geri kazanım ürünleri için belirgin bir market talebi olduğunu belirtmiştir (EC, 2019). Bu kapsamda Dünya Bankası (2022) verilerine göre 2010-2021 arasında kimyasal gübrede bulunan fosforun birim maliyeti analiz edildiğinde DAP (Di-ammonium Phosphate) gübresi için  $1,99 \pm 0,39$  \$ kg P<sup>-1</sup>; TSP (triple superphosphate fertilizer) gübresi için  $1,82 \pm 0,38$  \$ kg P<sup>-1</sup>; fosfat kayası için  $0,85 \pm 0,19$  \$ kg P<sup>-1</sup> bulunmuştur. Tablo 2'ye göre geleneksel yöntemlerle elde edilen kimyasal gübrenin ihtiva ettiği fosforun tüketici için birim maliyetinin AAT'den geri kazanılan fosforun üretici için birim maliyetinden pek çok akım için daha düşük olduğu görülmektedir. Bu durum AAT'de geri kazanılan fosfor içeren nihai ürünlerin geleneksel kimyevi gübre ile güncel piyasa şartlarında rekabet edebilme olasılığını fazlasıyla düşürmektedir. Fakat yine Dünya Bankası (2022) verileri incelendiğinde 2020-2021 yılları arasında fosfor bazlı kimyasal gübrede bulunan fosforun birim fiyatındaki artış dikkat çekmektedir. Birim Birim fiyatlar, DAP gübresi için 2020 yılında  $1,56$  \$ kg P<sup>-1</sup> iken 2021 yılında  $2,95$  \$ kg P<sup>-1</sup>; TSP gübresi için 2020 yılında  $1,32$  \$ kg P<sup>-1</sup> iken 2021 yılında  $2,64$  \$ kg P<sup>-1</sup>; fosfat kayası için 2020 yılında  $0,58$  \$ kg P<sup>-1</sup> iken 2021 yılında  $0,93$  \$ kg P<sup>-1</sup> olmuştur. Bu fiyat artışlarının en önemli nedeni kimyasal gübreye olan talebin yıldan yıla artarken kaynakların ise azalmasıdır. Dolayısıyla gelecek yıllarda birim fosfor fiyatlarındaki artışın sürmesi beklenmektedir. Ayrıca 2008 yılında fosfor birim fiyatlarının %800 gibi bir çok artış yaşadığı göz önünde bulundurulduğunda geleneksel yöntemlerle elde edilen fosfor için fiyat istikrarsızlığı riskinin ne boyutta olduğu da anlaşılabilir (De Boer vd., 2019). Bununla birlikte çeşitli akımlardan farklı teknolojilerle geri kazanılan fosforun birim maliyeti için ilk yatırım maliyeti ve çeşitli işletme maliyetleri; doğrudan (zengin fosfor içeren nihai ürünün piyasada satılması) ve dolaylı (fosfor arıtma maliyetinin düşmesi, bertaraf edilecek çamur hacminin azalması vs.) gelirler birlikte değerlendirilerek analiz edildiğinde fosfor geri kazanım teknolojileri vasıtasıyla kâr elde edilebileceği görülmektedir. Nättorp et al. (2017), çamurdan çöktürme ve külden işleme yöntemleriyle fosfor geri kazanım yöntemleriyle kâr elde edilebileceğini belirtmiştir. Münch ve Barr (2001), Avusturya'da bulunan Oxley Creek AAT'de strüvite çöktürmesi ile en iyi senaryoda yılda 149.000 AUD (Avusturya doları) kâr, en kötü senaryoda ise -13.000 AUD zarar ile karşılaşılabileceğini öngörmüştür. Egle vd. (2016), farklı akımlardan ticari olarak geliştirilmiş patentli çeşitli teknolojiler ile fosfor geri kazanımlarının birim maliyetlerini incelemiştir. Buna göre yan akımlardan  $2,2$  \$ kg P<sup>-1</sup> ile AirPrex®, çamurdan  $1,21$  \$ kg P<sup>-1</sup> ile Aquareci®, çamur külünden  $1,65$  \$ kg P<sup>-1</sup> ile EcoPhos® teknolojileri kullanılarak fosfor geri kazanımından en yüksek kârın elde edilebileceğini belirtmiştir (Tablo 2). İncelenen veriler baz alınarak önümüzdeki yıllarda Yeşil Mutabakat, Sürdürülebilir Kalkınma Hedefleri gibi eylem planları çerçevesinde devletler tarafından yapılacak düzenlemeler ve/veya sağlanacak hibe ve teşvikler ile fosfor geri kazanım teknolojilerinin ekonomik uygulanabilirliğinin daha da artması öngörülmektedir.

Tablo 1: AAT'lerde farklı yöntemlerle fosfor geri kazanımı uygulamalarına dair literatürde yer alan bazı çalışmalar.

Akım	Yöntem/Teknoloji	Ölçek	Fosfor geri kazanım verimi (%)	Nihai ürün	Referans
Yan akımlar	Kristalizasyon	Pilot	90	Strüvit	(Mavinic et al., 2007)
	Çöktürme	Laboratuvar	90,6	Strüvit	(Xavier et al., 2014)
	Akışkan yataklı reaktör	Laboratuvar	70,7	Strüvit	(Ghosh et al., 2020)
	Ozonlama ve Kristalizasyon	Laboratuvar	86,4	CaP	(Vasenko et al., 2020)
İkincil arıtma çıkışı	İyon değişimi	Pilot	verilmemiş	Strüvit; CaP	(Amann et al., 2018)
	Adsorpsiyon	Laboratuvar	>80	Biyoçar	(Xia et al., 2020)
	Nanofiltrasyon membranı	Laboratuvar	>90	CaP	(Nir et al., 2018)
	Adsorpsiyon	Laboratuvar	verilmemiş	CaP	(Xiao et al., 2017)
Çamur	İleri osmoz-Membran distilasyonu	Laboratuvar	verilmemiş	Strüvit	(Xie et al., 2014)
	Kristalizasyon	Tam ölçek	34	Strüvit	(Saerens et al., 2021)
	Yaş kimyasal ekstraksiyon / çöktürme	Tam ölçek	35-60	Strüvit; CaP	(Chripim et al., 2019)
	Yaş kimyasal ekstraksiyon / çöktürme	Pilot	50-80	Biyoçar	(Jupp et al., 2021)
Çamur külü	Termokimyasal arıtma	Tam ölçek	>90	Yüksek fosforlu pelet	(Desmidt et al., 2015)
	Asidik ve Alkali yaş kimyasal ekstraksiyon	Laboratuvar	94 ; 60	Yüksek fosforlu sıvı faz	(Semerci, et al., 2021)
	Asidik yaş kimyasal ekstraksiyon	Pilot	85	Mineral gübre, H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	(Chripim et al., 2019)
	Asidik yaş kimyasal ekstraksiyon ve çöktürme	Laboratuvar	75-94	Strüvit	(Xu et al., 2012)

Tablo 2: AAT'de farklı akımlardan geri kazanılan fosfor ve geleneksel yöntemlerle üretilen kimyasal gübrenin ihtiva ettiği fosforun birim maliyetinin karşılaştırması.

Kaynak	Tür	Birim maliyet (\$ kg P <sup>-1</sup> )	Referans
Geleneksel kimyasal gübre	Fosfat kayası	0,85 ± 0,19	(Dünya Bankası, 2022)
	DAP gübresi	1,99 ± 0,39	
	TSP gübre	1,82 ± 0,38	
AAT'de farklı akımlardan geri kazanım	Yan akımlar	-0,5 - 0,37	(Shu et al., 2006)
		3,52 - 4,03	(Nättorp et al., 2017)
		-2,2 - 31,57	(Egle vd., 2016)
	Çamur	-4,19 - 11,05	(Nättorp et al., 2017)
		-1,21 - 9,35	(Egle vd., 2016)
		-1,33 - 5,1	(Nättorp et al., 2017)
		-1,65 - 1,76	(Egle vd., 2016)

\* Birim maliyetler çalışmalarda ulaşılan en düşük ve en yüksek değerler verilerek aralık olarak ifade edilmiştir. Eksi (-) birim maliyet, elde edilen nihai üründen toplam gelir ve giderlerin analizi sonucunda kâr eldesini belirtmektedir.

Makale araştırma ve yayın etiğine uygun olarak hazırlanmıştır. Yazarlar arasında herhangi bir çıkar çatışması bulunmamaktadır.

#### 4. Kaynaklar

- Agronomist, G. (1998). Phosphorus availability in the 21st century Management of a non- renewable resource. *CI*, 1–13.
- Amann, A., Zoboli, O., Krampe, J., Rechberger, H., Zessner, M., & Egle, L. (2018). Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 130(December 2017), 127–139.
- Atienza-Martinez, M., Gea, G., Arauzo, J., Kersten, S., Koostra, M. (2014): Phosphorus recovery from sewage sludge ash. In: *Biomass and Bioenergy* 65 (42-50)
- Bashar, R., Gungor, K., Karthikeyan, K. G., & Barak, P. (2018). Cost effectiveness of phosphorus removal processes in municipal wastewater treatment. *Chemosphere*, 197, 280–290.
- Beler-Baykal, B., Allar, A. D., & Bayram, S. (2011). Nitrogen recovery from source-separated human urine using clinoptilolite and preliminary results of its use as fertilizer. *Water Science and Technology*, 63(4), 811–817. doi:10.2166/wst.2011.324
- Bergmans B. (2011). *Struvite Recovery from Digested Sludge*. Thesis Master of Science in Civil Engineering. Delft University, Delft, Netherlands.
- Blöcher, C., Niewersch, C., & Melin, T. (2012). Phosphorus recovery from sewage sludge with a hybrid process of low pressure wet oxidation and nanofiltration. *Water Research*, 46(6), 2009–2019. https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.022
- Britton, A., Koch, F. A., Mavinic, D. S., Adnan, A., Oldham, W. K., & Udala, B. (2005). Pilot-scale struvite recovery from anaerobic digester supernatant at an enhanced biological phosphorus removal wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 4(4), 265–277. https://doi.org/10.1139/s04-059
- Cao, J., Wu, Y., Zhao, J., Jin, S., Aleem, M., Zhang, Q., & Fang, F. (2019). Bioresource Technology Phosphorus recovery as vivianite from waste activated sludge via optimizing iron source and pH value during anaerobic fermentation. *Bioresource Technology*, 293(August), 122088. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122088
- Chen, Y., Lin, H., Yan, W., Huang, J., Wang, G., & Shen, N. (2019). Bioresource Technology Alkaline fermentation promotes organics and phosphorus recovery from polyaluminum chloride-enhanced primary sedimentation sludge. *Bioresource Technology*, 294(September), 122160. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122160
- Chrispim, M. C., Scholz, M., & Nolasco, M. A. (2019). Phosphorus recovery from municipal wastewater treatment: Critical review of challenges and opportunities for developing countries. *Journal of Environmental Management*, 248(July), 109268. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109268
- Cieślak, B., & Konieczka, P. (2017). A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid waste generation” and analytical methods. *Journal of Cleaner Production*, 142, 1728–1740. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.116
- Cordell, D., Drangert, J. O., & White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19(2), 292–305. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009
- Cooper, J., Lombardi, R., Boardman, D., & Carliell-marquet, C. (2011). Resources , Conservation and Recycling The future distribution and production of global phosphate rock reserves. “Resources, Conservation & Recycling,” 57(January), 78–86. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.09.009
- De Boer, M. A., Romeo-Hall, A. G., Rooimans, T. M., &

- Slootweg, J. C. (2018). An assessment of the drivers and barriers for the deployment of urban phosphorus recovery technologies: A case study of the Netherlands. *Sustainability (Switzerland)*, 10(6), 1–19. <https://doi.org/10.3390/su10061790>
- De Boer, M.A.; Wolzak, L.; Slootweg, J.C. (2019). Phosphorus: Reserves, Production, and Applications. In *Phosphorus Recovery and Recycling*; Springer: Singapore, 2019; pp. 75–100; ISBN 9789811080319.
- Desmidt, E., Ghyselbrecht, K., Zhang, Y., Pinoy, L., Van Der Bruggen, B., Verstraete, W., Rabaey, K., & Meesschaert, B. (2015). Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(4), 336–384. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.866531>
- Donatello, S., Tong, D., & Cheeseman, C. R. (2010). Production of technical grade phosphoric acid from incinerator sewage sludge ash (ISSA). *Waste Management*, 30(8–9), 1634–1642. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.04.009>
- EC. (2019). Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the council of 5 June 2019 laying down rules on the making available on the market of EU fertilising products and amending regulations (EC) no 1069/2009 and (EC) no 1107/2009 and repealing regulation (EC) no 2003/2003 (text with EEA relevance). European Parliament. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A2019R1009>
- Egle, L., Rechberger, H., Krampe, J., & Zessner, M. (2016). Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of the Total Environment*, 571, 522–542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.019>
- Egle, Lukas, Rechberger, H., & Zessner, M. (2015). Overview and description of technologies for recovering phosphorus from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 105, 325–346. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.016>
- Gell, K., Ruijter, F. J. d., Kuntke, P., Graaff, M. de, & Smit, A. L. (2011). Safety and Effectiveness of Struvite from Black Water and Urine as a Phosphorus Fertilizer. *Journal of Agricultural Science*, 3(3), 67–80. <https://doi.org/10.5539/jas.v3n3p67>
- Ghosh, S., Lobanov, S., & Lo, V. K. (2020). Chemical Engineering and Processing - Process Intensification Investigation of the impact of hydrodynamic parameters for phosphorus recovery from synthetic anaerobic digester supernatant in a fluidized bed reactor. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 157(June), 108155. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2020.108155>
- Gundlach, J., Bryla, M., Larsen, T. A., Kristoferitsch, L., Gründl, H., & Holzner, M. (2021). Novel NoMix toilet concept for efficient separation of urine and feces and its design optimization using computational fluid mechanics. *Journal of Building Engineering*, 33(March 2020), 101500. <https://doi.org/10.1016/j.jobe.2020.101500>
- Gutierrez, F., Kinney, K. A., & Katz, L. E. (2020). Phosphorus speciation in municipal wastewater solids and implications for phosphorus recovery. *Environmental Engineering Science*, 37(5), 316–327. <https://doi.org/10.1089/ees.2019.0360>
- Heinzmann, B., Engel, G. (2003). Phosphorus Recycling in Treatment Plants with Biological Phosphorus Removal. Seminar German Federal Environment Ministry/RWTH Aachen. "Recovery of phosphorus in land management and from water and wastes", 6–7 February 2003, Berlin.
- International Biochar Initiative (IBI). (2015). Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar that Is Used in Soil (version number 2.1)
- Irwin, J., & Forrester, L. (2019). Urine collection practices in a small rural hospital: Evaluation of alignment with antimicrobial stewardship guidelines. *Canadian Journal of Infection Control*, 34(1), 35–40. <https://doi.org/10.36584/cjic.2019.005>
- Johir, M. A. H., George, J., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., & Grasmick, A. (2011). Removal and recovery of nutrients by ion exchange from high rate membrane bio-reactor (MBR) effluent. *Desalination*, 275(1–3), 197–202. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.02.054>
- Jupp, A. R., Beijer, S., Narain, G. C., Schipper, W., & Slootweg, J. C. (2021). Phosphorus recovery and recycling-closing the loop. *Chemical Society Reviews*, 50(1), 87–101. <https://doi.org/10.1039/d0cs01150a>
- Kalaitzidou, K., Mitrakas, M., Raptopoulou, C., Tolkou, A., Palasantza, P. A., & Zouboulis, A. (2016). Pilot-Scale Phosphate Recovery from Secondary Wastewater Effluents. *Environmental Processes*, 3, 5–22. <https://doi.org/10.1007/s40710-016-0139-1>
- Kang, S. K., Choo, K. H., & Lim, K. H. (2003). Use of iron oxide particles as adsorbans to enhance phosphorus removal from secondary wastewater effluent. *Separation Science and Technology*, 38(15), 3853–3874. <https://doi.org/10.1081/SS-120024236>
- Kirchmann, H., & Pettersson, S. (1994). Human urine - Chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research*, 40(2), 149–154. <https://doi.org/10.1007/BF00750100>
- Leong, H. Y., Chang, C. K., Khoo, K. S., Chew, K. W., Chia, S. R., Lim, J. W., Chang, J. S., & Show, P. L. (2021). Waste biorefinery towards a sustainable circular bioeconomy: a solution to global issues. *Biotechnology for Biofuels*, 14(1), 1–15. <https://doi.org/10.1186/s13068-021-01939-5>
- Liberti, L., Petruzzelli, D., & De Florio, L. (2001). Rem nut ion exchange plus struvite precipitation process. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 22(11), 1313–1324. <https://doi.org/10.1080/09593330409355443>
- Liu, H., Hu, G., Basar, I. A., Li, J., Lyczko, N., Nzihou, A., & Eskicioglu, C. (2021). Phosphorus recovery from municipal sludge-derived ash and hydrochar through wet-chemical technology: A review towards

- sustainable waste management. *Chemical Engineering Journal*, 417(January), 129300. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129300>
- Liu, R., Wang, Y., Wu, G., Luo, J., & Wang, S. (2017). Development of a selective electrodialysis for nutrient recovery and desalination during secondary effluent treatment. *Chemical Engineering Journal*, 322, 224–233. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.149>
- Luyckx, L., & Van Caneghem, J. (2021). Recovery of phosphorus from sewage sludge ash: Influence of incineration temperature on ash mineralogy and related phosphorus and heavy metal extraction. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6), 106471. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106471>
- Ma, J., Yang, R., Yu, X., Zhao, Y., Sang, Q., Wang, F., & Chen, Y. (2020). Investigation of anaerobic side-stream phosphorus recovery and its effect on the performance of mainstream EBPR subjected to low-consumption. *Water Science and Technology*. doi:10.2166/wst.2020.014
- Ma, P., & Rosen, C. (2021). Land application of sewage sludge incinerator ash for phosphorus recovery: A review. *Chemosphere*, 274, 129609. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129609>
- Maurer, M., & Gujer, W. (1999). Kinetics of biologically induced phosphorus precipitation in wastewater treatment. *Water Research*. 33(2), 484–493.
- Mavinic, D. S., Koch, F. A., Huang, H., & Lo, K. V. (2007). Phosphorus recovery from anaerobic digester supernatants using a pilot-scale struvite crystallization process. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6(5), 561–571. <https://doi.org/10.1139/S07-007>
- Metcalf, I., Eddy, H., (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw- Hill, New York.
- Meyer, C., Preyl, V., Steinmetz, H., Maier, W., Mohn, R.-E., Schönberger H., Piersson, T. (2018): The Stuttgart Process. In: Schaum, Chr. (editor) *Phosphorus: Polluter and Resource of the Future: Removal and Recovery from Wastewater*, IWA Publishing, ISBN13: 9781780408354, eISBN: 9781780408361.
- Midorikawa, I., Aoki, H., Omori, A., Shimizu, T., Kawaguchi, Y., Kassai, K., & Murakami, T. (2008). Recovery of high purity phosphorus from municipal wastewater secondary effluent by a high-speed adsorban. 1601–1608. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.537>
- Moreno, J., & Espada, J. J. (2020). treatment systems for sludge. In *Wastewater Treatment Residues as Resources for Biorefinery Products and Energy*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816204-0.00010-2>
- Muys, M., Phukan, R., Brader, G., Samad, A., Moretti, M., Haiden, B., Pluchon, S., Roest, K., Vlaeminck, S. E., & Spiller, M. (2021). A systematic comparison of commercially produced struvite: Quantities, qualities and soil-maize phosphorus availability. *Science of the Total Environment*, 756, 143726. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143726>
- Münch, E.V., Barr, K., 2001. Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Res.* 35 (1), 151e159.
- Naji F., Drenkova-Tuhtan A., Rapf M., Meyer C., Steinmetz H., Kranert M. (2016). Phosphorus recovery from wastewater, sewage sludge and sewage sludge ash. *Indo-German Conference on Sustainability*. DOI: 10.13140/RG.2.1.3427.8166.
- Nättorp, A., Remmen, K., & Remy, C. (2017). Cost assessment of different routes for phosphorus recovery from wastewater using data from pilot and production plants. *Water Science and Technology*, 76(2), 413–424. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.212>
- Neczaj, E., & Grosser, A. (2018). Circular Economy in Wastewater Treatment Plant – Challenges and Barriers†. <https://doi.org/10.3390/proceedings2110614>
- Nieminen, J. (2010). Phosphorus recovery and recycling from municipal wastewater sludge. A Master of Science thesis Submitted for inspection in Espoo.
- Nir, O., Sengpiel, R., & Wessling, M. (2018). Closing the cycle: Phosphorus removal and recovery from diluted effluents using acid resistive membranes. *Chemical Engineering Journal*, 346(March), 640–648. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.181>
- Ohura, S., Harada, H., Biswas, B. K., Kondo, M., Ishikawa, S., Kawakita, H., Ohto, K., & Inoue, K. (2011). Phosphorus recovery from secondary effluent and side-stream liquid in a sewage treatment plant using zirconium-loaded saponified orange waste. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 13(4), 293–297. <https://doi.org/10.1007/s10163-011-0029-6>
- Ortwein, B. (2018). AirPrex® sludge optimization and struvite recovery from digested sludge in Phosphorus: Polluter and Resource of the Future. *IWA Publishing*. Chapter17. [https://doi.org/10.2166/9781780408361\\_343](https://doi.org/10.2166/9781780408361_343).
- Ott, C., & Rechberger, H. (2012). The European phosphorus balance. *Resources, Conservation and Recycling*, 60, 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.12.007>
- Öztürk İ., Şeker., M. (2021). Marmara Denizi'nin Ekolojisi: Deniz salyası oluşumu etkileşimleri ve çözüm önerileri, Türkiye Bilimler Akademisi. ISBN: 978-605-2249-73-4
- Pacurariu, R. L., Vatca, S. D., Lakatos, E. S., Bacali, L., & Vlad, M. (2021). A critical review of eu key indicators for the transition to the circular economy. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(16). <https://doi.org/10.3390/ijerph18168840>
- Perera, M. K., Englehardt, J. D., & Dvorak, A. C. (2019). Technologies for Recovering Nutrients from Wastewater: A Critical Review. *Environmental Engineering Science*, 36(5), 511–529. <https://doi.org/10.1089/ees.2018.0436>
- Petzet, S., Peplinski, B., Bodkhe, S. Y., & Cornel, P. (2011). Recovery of phosphorus and aluminium from sewage



- sludge ash by a new wet chemical elution process (SESA-Phos-recovery process). *Water Science and Technology*, 64(3), 693–699. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.682>
- Petzet, S., Peplinski, B., & Cornel, P. (2012). On wet chemical phosphorus recovery from sewage sludge ash by acidic or alkaline leaching and an optimized combination of both. *Water Research*, 46(12), 3769–3780. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.068>
- Pott, R., Johnstone-robertson, M., & Verster, B. (2018). *Wastewater Biorefineries: Integrating Water Treatment and Value Recovery*. Wastewater Biorefineries: Integrating Water Treatment and Value Recovery. November 2020. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-63612-2>
- Ribarova, I., Dimitrova, S., Lambeva, R., Wintgens, T., Stemann, J., & Remmen, K. (2017). Phosphorus recovery potential in Sofia WWTP in view of the national sludge management strategy. *Resources, Conservation and Recycling*, 116, 152–159. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.10.003>
- Saerens, B., Geerts, S., & Weemaes, M. (2021). Phosphorus recovery as struvite from digested sludge – experience from the full scale. *Journal of Environmental Management*, 280(February 2020), 111743. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111743>
- Salehi, S., Yu, K., Heitz, A., & Ginige, M. P. (2018). Revisiting the Phostrip process to recover phosphorus from municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 343(December 2017), 390–398. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.02.074>
- Semerci, N., Ahadi S., Coşgun S. (2021). Comparison of dried sludge and sludge ash for phosphorus recovery with acidic and alkaline leaching. 359–370. <https://doi.org/10.1111/wej.12633>
- Schaum, C. (2018). Phosphorus: Polluter and Resource of the Future - Removal and Recovery from Wastewater. *Water Intelligence Online*, 17, 9781780408361. <https://doi.org/10.2166/9781780408361>
- Schroder, J. J., Cordell, D., Smit, A. L., & Rosemarin, A. (October 2010). Sustainable use of phosphorous. *Plant Research International*, Retrieved from [http://ec.europa.eu/environment/natres/pdf/sustainable\\_use\\_phosphorus.pdf](http://ec.europa.eu/environment/natres/pdf/sustainable_use_phosphorus.pdf)
- Schütte, T., Niewersch, C., Wintgens, T., & Yüce, S. (2015). Phosphorus recovery from sewage sludge by nanofiltration in diafiltration mode. *Journal of Membrane Science*, 480, 74–82. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.01.013>
- Shu, L., Schneider, P., Jegatheesan, V., & Johnson, J. (2006). An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. *Bioresource Technology*, 97(17), 2211–2216. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.005>
- Smit, A.L., Bindraban, P.S., Schröder, J.J., Conjin, J.G., Meer, H.G. (2009). Phosphorus in agriculture: global resources, trends and developments. *Plant Research International B.V., Wageningen Report 282*.
- Simha, P., Karlsson, C., Viskari, E. L., Malila, R., & Vinnerås, B. (2020). Field Testing a Pilot-Scale System for Alkaline Dehydration of Source-Separated Human Urine: A Case Study in Finland. *Frontiers in Environmental Science*, 8(September), 1–10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.570637>
- Singh, R. P., & Agrawal, M. (2008). Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. 28, 347–358. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.010>
- Soares, A., Czajkowska, J., Colprim, J., Gali, A., Johansson, S., Masic, A., Marchi, A., McLeod, A., Nenov, V., Rusalleda, M., & Siwec, T. (2017). Nutrients recovery from wastewater streams. *Innovative Wastewater Treatment & Resource Recovery Technologies: Impacts on Energy, Economy and Environment*, 369–398. [https://doi.org/10.2166/9781780407876\\_0369](https://doi.org/10.2166/9781780407876_0369)
- Stitt B., Goss T., Moncholi M., Abu-Orf M., Diaz I. (2017) Enhanced Dewatering with Struvite Recovery: Pilot Testing of AirPrex® Technology at Miami's South District WWTP. *Proceedings of the Water Environment Federation · January 2017*, 139-154.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R., Burton, F. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, 5th Edition, Metcalf & Eddy Inc., McGraw-Hill, New York, 2014.
- Thurston, A. (2015). The disappearing nutrient. *Nature*, 516(4), 310.
- van der Hoek, J. P., Struiker, A., & de Danschutter, J. E. M. (2017). Amsterdam as a sustainable European metropolis: integration of water, energy and material flows. *Urban Water Journal*, 14(1), 61–68. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2015.1076858>
- Vanotti M.B., Dube P.J., Szogi A.A., Garcia-Gonzalez M.C. (2017). Recovery of ammonia and production of high-grade phosphates from side stream digester effluents using gas permeable membranes, in *Lecture notes in civil engineering*, Springer. ISSN 2366-2565.
- Vasenko, L., Bonnemain-fernandes, A., Malwade, C., & Qu, H. (2020). Environmental Science Water Research & Technology via a two-step process of ozonation and. 817–828. <https://doi.org/10.1039/c9ew00994a>
- Verster, B., Minnaar, S., & Cohen, B. (2014). Introducing the Wastewater Biorefinery Concept: A scoping study of poly-glutamic acid production from a *Bacillus*-rich mixed culture using municipal wastewater. In *Water Research Commission* (Issue April). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3120.9688>
- Wei, X., Viadero, R. C., & Bhojappa, S. (2008). Phosphorus removal by acid mine drainage sludge from secondary effluents of municipal wastewater treatment plants. *Water Research*, 42(13), 3275–3284. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.005>
- Wei, S. P., van Rossum, F., van de Pol, G. J., & Winkler, M. K. H. (2018). Recovery of phosphorus and nitrogen from human urine by struvite precipitation, air stripping and acid scrubbing: A pilot study. *Chemosphere*, 212, 1030–1037.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.154>

- World Bank. (2022). World Bank commodity markets data. <https://thedocs.worldbank.org/en/doc/5d903e84db1d1b83e0ec8f744e555700350012021/related/CMO-Historical-Data-Annual.xlsx>.
- Xavier LD, Cammarota MC, Yokoyama L, Volschan I (2014) Study of the recovery of phosphorus from struvite precipitation in supernatant line from anaerobic digesters of sludge. *Water Sci Technol Water Supply* 14:751–757. <https://doi.org/10.2166/ws.2014.033>
- Xia, W. J., Xu, L. Z. J., Yu, L. Q., Zhang, Q., Zhao, Y. H., Xiong, J. R., Zhu, X. Y., Fan, N. S., Huang, B. C., & Jin, R. C. (2020). Conversion of municipal wastewater-derived waste to an adsorbent for phosphorus recovery from secondary effluent. *Science of the Total Environment*, 705, 135959. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135959>
- Xiao-jun, Y., Wen-qing, T., Ying, D., Yu-qj, C., Ya-e, W., Zhi-long, W., & Li, J. (2021). Journal of Water Process Engineering Nutrient removal and phosphorus recovery performance of an anaerobic side-stream extraction based enhanced biological phosphorus removal subjected to low dissolved oxygen. *Journal of Water Process Engineering*, 42(December 2020), 101861. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101861>
- Xiao, X., Liu, S., Zhang, X., & Zheng, S. (2017). Phosphorus removal and recovery from secondary effluent in sewage treatment plant by magnetite mineral microparticles. *Powder Technology*, 306, 68–73. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2016.10.066>
- Xie, M., Nghiem, L. D., Price, W. E., & Elimelech, M. (2014). Toward Resource Recovery from Wastewater: Extraction of Phosphorus from Digested Sludge Using a Hybrid Forward Osmosis – Membrane Distillation Process.
- Xu, H., He, P., Gu, W., Wang, G., & Shao, L. (2012). Recovery of phosphorus as struvite from sewage sludge ash. *Journal of Environmental Sciences*, 24(8), 1533–1538. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60969-8](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60969-8)
- Yu, B., Luo, J., Xie, H., Yang, H., Chen, S., Liu, J., Zhang, R., & Li, Y. (2021). Species , fractions , and characterization of phosphorus in sewage sludge : A critical review from the perspective of recovery. *Science of the Total Environment*, 786, 147437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147437>
- Zoboli, O., Zessner, M., & Rechberger, H. (2016). Science of the Total Environment Supporting phosphorus management in Austria: Potential , priorities and limitations. *Science of the Total Environment*, 565, 313-323

## DERLEME MAKALE

## Mikrokirleticiler: Tanım, Mevzuat ve Ülkemizde Atıksularda ve Yerüstü Sularında Mevcudiyetleri

Serdar DOĞRUEL<sup>1,2</sup>, Melike GÜREL<sup>1,3</sup>, Elif PEHLIVANOĞLU-MANTAŞ<sup>1,4</sup>

## Yazışma yazarı:

Elif PEHLIVANOĞLU-  
MANTAŞ,  
elif.pehlivanoglu@itu.edu.tr

<sup>1</sup>Istanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye.<sup>2</sup>ORCID: 0000-0003-4214-8436, <sup>3</sup>ORCID: 0000-0002-2130-2062, <sup>4</sup>ORCID: 0000-0003-1335-365X

## Referans:

Dogrue, S., Gurel, M. ve Pehlivanoglu-  
Mantas, E. (2022), Mikrokirleticiler: Tanım,  
Mevzuat ve Ülkemizde Atıksularda ve  
Yerüstü Sularında Mevcudiyetleri, Çevre,  
İklim ve Sürdürülebilirlik, 23(2), 133-144,

Makale Gönderimi : 8 TEMMUZ 2022

Online Kabul : 4 AĞUSTOS 2022

Online Basım : 5 AĞUSTOS 2022

**Özet** Mikrokirleticiler, sularda buldukları düşük konsantrasyonlarda bile neden oldukları olumsuz etkilere bağlı olarak tanımlanmış olan ve ilaçlar, endokrin bozucu maddeler, pestisitler ve kişisel bakım ürünleri gibi çeşitli gruplardan kimyasalları içeren bir kirletici grubudur. Dünyada ve ülkemizdeki çalışmalar ve yönetmeliklerde, “yeni kirleticiler”, “tehlikeli maddeler”, “öncelikli kirleticiler”, “öncelikli maddeler” ve “belirli kirleticiler” gibi farklı isimler ile anılan mikrokirleticiler hakkındaki uluslararası çalışmalar, mikrokirleticilerin kullanım miktarına bağlı olarak atıksularda ve yerüstü sularında bulunmakta olduğunu göstermiştir. Bu makalede, ülkemizde mikrokirleticiler için gerçekleştirilmiş ölçümler derlenerek, atıksularda ve yerüstü sularındaki konsantrasyonlar detaylı bir şekilde sunulmuştur. Kullanım amacına göre atıksu gibi noktasal kaynaklardan ya da tarımsal geri dönüş suyu gibi yayılı kaynaklardan yerüstü sularına karışabilen mikrokirleticilerin kontrolü için iki faktör öne çıkmaktadır. Bunlardan ilki, bu maddelerin ölçümlerinin güvenilir bir şekilde yapılabilmesi ve gerekiyorsa kimyasal ölçümlerin, mikrokirleticilerin birarada buldukları durumda oluşturacakları etkiyi de tanımlamak amacıyla, ekotoksikolojik deneylerle desteklenmesidir. Mikrokirleticilerin kontrolü için önemli ikinci faktör ise, hem çevresel kalite hem de deşarj standartları için yönetmeliklerde doğru tanımlanmalarıdır. Mevcut durumda hem AB’de hem de AB uyum sürecinde ülkemizde yayınlanmış yönetmeliklerde, yerüstü sularının iyi kimyasal durum olarak nitelendirilmesi “öncelikli maddeler” ve “belirli kirleticiler” olarak tanımlanmış ve listelenmiş mikrokirleticilerin çevresel kalite standartlarını aşmamasına bağlıdır. Ancak, bu iki tanımlama ile listelenen mikrokirleticinin yerüstü sularına karışmasını engellemek üzere belirlenmiş bir deşarj standardı mevcut değildir. Ülkemizdeki su miktarı ve kalitesinin korunmasının yanı sıra gelecekte atıksuların tekrar kullanılması uygulamalarının artması da beklendiğinden mikrokirleticilerin giderimi ve geliştirilecek deşarj standartlarına uygunluğunun sağlanması önemlidir.

**Anahtar Kelimeler:** Çevresel kalite standardı, deşarj, mikrokirletici, belirli kirleticiler, öncelikli maddeler

## Micropollutants: Definition, Legislation, and Presence in Wastewater and Surface Waters in Türkiye

**Abstract** Micropollutants are defined due to their adverse effects even at low concentrations in the environment and they include different chemicals such as pharmaceuticals, endocrine disruptors, pesticides, and personal care products. Studies on micropollutants, which are referred to with different names such as "emerging pollutants", "hazardous substances", "priority pollutants", "priority substances", and "specific pollutants" indicated that depending on their use, micropollutants can be found in wastewaters and surface waters. In this article, measurements for micropollutants in Türkiye have been compiled and their concentrations in wastewater and surface waters have been presented in detail. Since the micropollutants might enter surface waters through point or non-point sources depending on their use, two factors are important for their control. The first one is to obtain reliable measurements and, if necessary, to support analytical measurements with ecotoxicological experiments. The second important factor is that micropollutants are included with correct definitions in the regulations for both environmental quality and discharge standards. In the current situation, in our regulations, good chemical status of surface waters depends on the concentrations of micropollutants defined and listed as "priority substances" and "specific pollutants". However, there is no established discharge standard to prevent the micropollutants listed with these two definitions from being discharged into surface waters. Considering the amount and quality of water in our country and that the reuse of wastewater is expected to increase in the future, it is important to treat the micropollutants and to check compliance with discharge standards to be established.

**Keywords:** Discharge, environmental quality standards, micropollutants, priority substances, specific pollutants

## 1. Giriş

Mikrokirleticiler, sularda ve atıksularda mikrogram ve daha düşük konsantrasyonlarda bulunan (Jiang ve diğ., 2013; Luo ve diğ., 2014; Sousa ve diğ., 2019; Rogowska, 2020) ancak bu konsantrasyonlarda bile insan ve çevre üzerine olumsuz etkileri olduğu belirlenmiş olan ya da olduğu düşünülen maddelerdir. Mikrokirleticilerin çevredeki miktarları, kentleşme ve endüstriyel faaliyetlerdeki artış ile sağlık hizmetlerindeki yenilikler ve iyileşmeler sebebiyle gittikçe önem kazanmaktadır (Bhatt ve diğ., 2022).

Mikrokirleticiler organik ve inorganik yapıdaki kirleticileri içerebilir. Sucul ortamlarda bulunan mikrokirleticiler genellikle insan kaynaklı kirleticiler olup insan ve hayvan sağlığı için kullanılan ilaçlar, kişisel bakım ürünleri, endüstriyel kimyasallar, çözücüler (solventler), tarım ilaçları (pestisitler), nano-malzemeler ve dezenfeksiyon yan ürünleri mikrokirleticiler arasında yer alan madde gruplarına örnek verilebilir. Bazı durumlarda, insan kaynaklı mikrokirleticileri tanımlamak için zenobiyotik kavramı da kullanılabilir. Zenobiyotik organizmaya yabancı olan madde anlamında kullanılmakta olup organizmanın tanımadığı, dolayısıyla kullanmakta ve ayrıştırmakta zorlandığı için organizmaya zararlı etki eden maddeler olarak tanımlanabilir.

Mikrokirleticilerin sucul ortamlara farklı yollarla karışmaları mümkündür (Şekil 1). Beşeri ilaçlar, kişisel bakım ürünleri ya da endüstriyel kimyasallar atıksu arıtma tesisinde yeterli arıtmaya tabii tutulmadığı için atıksu deşarjı ile yerüstü sularına karışabilirken, pestisitler ve hayvan sağlığı için kullanılan ilaçların yayılı kaynak olarak sucul ortamlara karışması mümkün olabilir. İçme suyu kaynağı olarak kullanılacak yüzeysel suya ya da yeraltı suyuna karışmış olan mikrokirleticiler su arıtma tesislerinde de yeterli kadar arıtmadan tekrar kullanıma sokulabilir. Ayrıca, su arıtma tesisinde kullanılacak dezenfeksiyon yöntemine bağlı olarak çeşitli dezenfeksiyon yan ürünlerinin ve mikrokirleticilerin dönüşüm ürünlerinin oluşumu da söz konusu olacaktır.

Mikrokirleticilerin kullanım amaçları ve sucul ortama karışma yolları incelendiğinde, en kolay sınıflandırma mikrokirleticinin ya da kimyasalın kullanım amacıdır. Bu şekilde bir sınıflandırma ile insan ve hayvan sağlığı için kullanılan çeşitli ilaçlar, farmasötikler olarak gruplanmaktadır. Ancak, bu grupta toplanan mikrokirleticiler, ana amaçları için kullanımları bitip çevresel sulara karıştıklarında farklı etkiler gösterebilmektedir. Örneğin bu grupta yer alan antibiyotikler, sucul ortamda oluşturabilecekleri antibiyotik dirençli organizmalar sebebiyle dikkat çekerken (Yang ve diğ., 2018; Ben ve diğ., 2019; Danner ve diğ., 2019), antienflamatuvar bir ilaç olan Diklofenak'ın çok farklı organizmalarda yüksek zehirlilik etkisi gösterdiği belirlenmiştir (Lonappan ve diğ., 2016; Sathishkumar ve diğ., 2020). Mikrokirleticilerin oluşturacağı zehirlilik, çevresel sularda bulunan mikro ya da nanoplastikler sebebiyle de artabilir (Yu ve diğ., 2021).

Mikrokirleticileri incelerken yararlanılan bir başka gruplama da mikrokirleticilerin etkilerine göre yapılan gruplamadır. Esas olarak farklı amaçlarla kullanımları sonucunda suya karışan maddelerin, sucul ortamda benzer etki göstermelerine göre gruplamaları yapılabilmektedir. Örneğin, endokrin bozucu maddeler (EBM'ler) olarak tanımlanan mikrokirleticiler grubu, hedef endokrin reseptörünü aktive veya deaktive eden

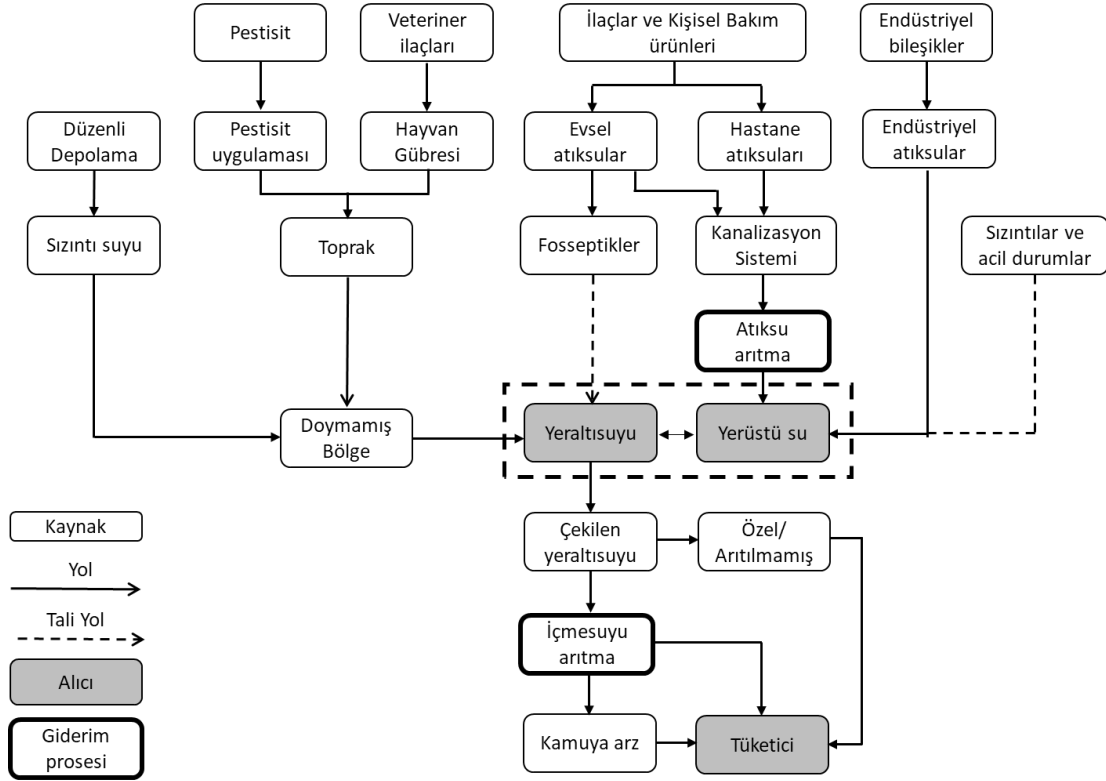
ya da hormonların sentezini engelleyen (Giulivo ve diğ., 2016; Viera ve diğ., 2020) çeşitli bileşikler kapsamaktadır (Tablo 1). Bu gruplama ile, esas olarak sucul ortamlarda antibiyotiklere dirençli gen oluşumu sebebiyle önem taşıyan antibiyotiklerin alıcı ortama verildiğinde bazı organizmalarda endokrin bozucu etkiye de sebep olabileceği görülmektedir (Song ve diğ., 2021), hangi etkinin hangi alıcı ortamda alıcı ortamın potansiyel yararlı kullanımları da göz önüne alınarak önceliklendirilmesi gerektiği ortaya konabilir.

Mikrokirleticilerin gösterdiği etkilere göre gruplanması ve incelenmesi, suda bulunan maddelerin tamamının tanımının yapılamadığı durumlarda, biyolojik/ekotoksikolojik bir deney ile su ortamında oluşturacakları etkinin belirlenmesi ve değerlendirilebilmesi açısından önemlidir.

Etkilerine göre yapılan değerlendirmeler, aynı zamanda mikrokirleticilerin su ortamında uğrayabileceği çeşitli dönüşüm prosesleri sonucunda oluşacak yeni maddelerin etkisini de görmeyi sağlayabilir. Özellikle organik mikrokirleticiler için mineralizasyona kadar gitmeyen, doğal ortamda ya da su arıtma tesisinde gerçekleşen her proses, mikrokirleticinin mevcut etkisini de değiştirebilir. Bazı prosesler ile etki azalabilirken, sabun ve diş macunlarında çokça kullanılan ve antibakteriyel bir kişisel bakım ürünü olan triklosan'ın klorlanması örneğinde olduğu gibi kimi maddeler çoğu prosesler ile daha zehirli (Chen ve Wang, 2019) ya da daha yüksek anti-östrojenik etkileri olan bir forma dönüşebilir (Li, 2021).

Geniş bir grubu kapsayan mikrokirleticiler için "yeni kirleticiler", "öncelikli maddeler" ve "belirli kirleticiler" kavramları da kullanılabilir. Yeni kirleticiler esas olarak, önemleri ve çevresel etkileri konusunda çalışmalar yapılmakta olan ancak daha herhangi bir kontrol mekanizması ile konsantrasyonlarına bir sınırlama getirilmemiş olan kirleticilerdir (NORMAN, 2022a). Bu maddelerin herhangi bir yönetmelik/standart ile kontrol edilmiyor olmasının iki sebebi olabilir. Bunlardan ilki, maddenin yeni üretilmiş bir kimyasal olması dolayısıyla sularda daha bu maddeye çok rastlanmamış olması iken, bir diğer sebep de bu kirleticiler daha önceden sularda bulunsa da ancak yeni geliştirilen ve ölçüm limiti daha düşük olan analitik yöntemlerle ölçülebilir hale gelmeye başlamış olmasıdır. Bütün mikrokirleticiler için kullanılabilen standart bir yöntem olmasa da çeşitli ön işlemler ile matris temizlenmesi ve ölçülecek maddenin konsantrasyonuna edilmesinin sonrasında LC-MS/MS ile ölçümü, hidrofilik ve uçucu olmayan maddeler için yaygın olarak kullanılmaktadır (Rosen, 2007). Mikrokirleticilerin ölçümü için kullanılan analiz yöntemlerinin validasyonu konusunda da çeşitli laboratuvarlar arası çalışmalar yürütülmüştür (NORMAN, 2022b).

Mikrokirleticilerin ölçümü açısından en son gelinen nokta, suda sadece ne olduğunu bildiğimiz maddeleri ölçtüğümüzde aslında birçok tehlikeli olabilecek mikrokirleticiyi ölçemediğimiz farkına varılmış olmasıdır (Krauss ve diğ., 2010; Rogowska, 2020). Genel olarak uygulanan "hedef madde analizi" ancak ne arandığının bilindiği durumlarda kullanılabilir ve hedeflenen maddenin konsantrasyonu ölçülebilmektedir. Son yıllarda geliştirilen diğer bir yaklaşım ise hedefsiz izleme olup, hem hassas ve pahalı ekipman (Yüksek çözünürlüklü LC-MS) hem de uzman bir kişinin kullanımını gerektirmesi sebebiyle yaygın olarak kullanılmamaktadır.



Şekil 1. Mikrokirleticilerin çevreye karışma yolları (Gavrilescu ve diğ., 2014'den çevrilmiştir).

Tablo 1. Endokrin sistemini bozan mikrokirletici örnekleri (Bojanowska-Czajka, 2021'den uyarlanmıştır).

Mikrokirletici	Kullanım amacı/Özelliği
17-β-östradiol, E2	Doğal östrojen
17-α-etinil östradiol, EE2	Sentetik östrojen
Bisfenol-A	Plastikleştirici
Paraben	Koruyucu kimyasal
PFOA	Koruyucu kaplama malzemesi
Atrazin	Pestisit
Karbamazepin	Epilepsi ilacı
Diklofenak	Antienflamatuvar ilaç
Sülfametaksazol	Antibiyotik

Ancak, deşarj edilen atıksular ya da çevresel sularda bulunabilecek mikrokirleticilerin oluşturacağı riskin değerlendirilmesinde sadece hedef maddelerin değil, suda bulunabilecek ancak ne olduğu ve konsantrasyonu bilinmeyen maddelerin varlığı da önemlidir (Rogowska, 2020). Bu sebeple, standartları belirlemek için yapılacak risk analizinde hedefli kimyasal analizin yanısıra, hedefsiz analiz ile mikrokirleticilerin bir arada bulunmasının oluşturacağı etkileri de izleyebilecek şekilde ekotoksikolojik biyodeneylemler yapılması da önemlidir (Hollender ve diğ., 2019).

Yeni kirleticilerin standartlarda henüz yer almamasının ikinci sebebi de standart oluşturmak için bu maddelerin ölçülebilmesine ilave olarak maddeler hakkında insan ya da çevre sağlığı açısından bir risk değerlendirilmesinin yapılmış olması gerekliliğidir. Yeni kirleticiler hakkında çalışmalar artıp literatüre bağlı olarak risk değerlendirmeleri yapıp kriterler oluşturulduktan sonra her ülke kendi şartlarına bağlı olarak bu maddeleri uygun görülen standartlar ile sınırlamayı tercih edebilir.

Mikrokirleticilerin standartlar ile sınırlandırılmaya başlaması

ile, kullanılacak yönetsel ve hukuksal yapıya bağlı olarak kirleticiler farklı sınıflamalarla tanımlanabilir.

Avrupa Birliği (AB)'nde ve ülkemizde kullanılan "öncelikli madde" ve "belirli kirletici" tanımları bu şekilde oluşturulmuş iki ayrı grup olarak karşımıza çıkmaktadır. AB'de yerüstü su kalitesi açısından en önemli mevzuatlardan biri olan Su Çerçeve Direktifi (SÇD)'nin amacı, yerüstü suların kalitesini çeşitli göstergeler yardımıyla belirlemek ve suların durumunu iyileştirmek üzere hedefler koymaktır (AB, 2000). SÇD'de su kütleleri için "iyi kimyasal durum" ve "iyi ekolojik durum" tanımları yapılmıştır. İyi kimyasal durum bir su kütleğinde öncelikli maddeler açısından çevresel kalite standartlarının sağlanması durumu olarak tanımlanırken, iyi ekolojik durum ise belirli kirleticilerin çevresel kalite standartını sağlayıp sağlamamasına göre belirlenmektedir.

Dolayısıyla, öncelikli maddeler yerüstü su kütlelerinde kimyasal durumun değerlendirilmesi için sucul çevre açısından önemli risk teşkil eden ve yönetmeliklerde listeler halinde verilmiş olan madde ve madde gruplarını, belirli kirletici ise su kütlelerine, kalitesini olumsuz yönde

etkileyebilecek miktarda deşarj edilen ve yerüstü su kütlesinin iyi ekolojik duruma ulaşması için çevresel kalite standardı belirlenmiş olan madde veya madde gruplarını ifade etmektedir.

Çeşitli mikrokirleticileri içeren bir başka hukuksal tanım da "tehlikeli madde"dir. Tehlikeli maddeler tanımı, su ve çevresi için önemli risk teşkil eden, zehirlilik, kalıcılık ve biyolojik birikme özelliğinde olan madde ve madde grupları için kullanılmaktadır (TMSÇNOKKY, 2010).

Ülkemizde ya da AB'de kullanılmayan ancak Amerika'daki Çevre Koruma Ajansı tarafından kullanılan ve 126 kirleticiyi içeren "Öncelikli kirleticiler- Priority Pollutants" listesi de mikrokirletici gruplarını içeren bir başka tanımlamadır. Öncelikli kirleticiler çeşitli ağır metalleri ve organik maddeleri içeren ve Temiz Su Yasası ile tanımlanmış olan bir grup zehirli bileşiktir (USEPA, 2015).

Mikrokirletici sınıfları içinde yer alan kimyasallar için özellikle eskiden daha çok kullanılan bir diğer tanımlama da "Kalıcı Organik Maddeler (Persistent Organic Pollutants- POP)"dir (Teodosiu ve diğ., 2018). Kalıcı organik maddeler esas olarak ortak özellikleri, kalıcılık, zehirlilik, biyoakümülyasyon ve farklı ortamlarda uzun mesafeler katedebilme olan, diklorodifeniltrikloroetan, poliklorlanmış bifeniller, dioksin/furan, organokurşun ve organociva gibi maddelerdir.

Ülkemizde yapılan çalışmalarda bu tanımların hemen hemen hepsi kullanılmış ya da kullanılmaktadır. Mevcut durum belirlemesinin amaçlandığı bilimsel çalışmalarda araştırmacılar ölçmek/izlemek istedikleri madde için istedikleri tanımı kullansa da standartlara uygunluğun izlenmesi amaçlandığında ülkemizdeki mevzuattan yararlanılması gerekmektedir.

## 2. Ulusal Mevzuat

Ülkemizde su kalitesini belirlemek ve su kirliliğini önlemek için kullanılan standartlar temelde ikiye ayrılabilir. Bunlardan daha eski ve daha çok kullanılan standart "Deşarj Standartları"dır. Deşarj standartları, noktasal kirleticiler su kütlesine (alıcı ortama) deşarj edilmeden önce kirlilik kaynağından alınan numunelerdeki kirletici konsantrasyonları ile karşılaştırma yaparak suyun/atıksuyun deşarjının uygun olup olmadığını belirlemekte kullanılmaktadır. Diğer standart ise "Çevresel Kalite Standardı" olarak tanımlanmakta olup, su kütlelerinden alınan numunelerdeki kirlilik parametrelerinin ölçülen değerlerine göre su kalitesini belirlemekte kullanılmaktadır.

Deşarj standartları ile çevresel kalite standartlarının arasındaki tek fark numunenin nereden alındığı değildir; kavram olarak da deşarj standartları bir uyumsuzluk olduğunda, kirleticiyi su kütlesine deşarj eden noktasal kirlilik kaynağını cezalandırmaya, çevresel kalite standartları ise su kütlesinin mevcut durumunu değerlendirmeye yöneliktir. Zaten deşarj standartlarının uygulandığı numunelerin doğrudan deşarj eden noktasal kirlilik kaynağını temsil etmesi beklenmekte olup, bu durumu sağlamak üzere su numunelerinin herhangi bir su kütlesi ile karışmadan alınması esastır.

Ülkemiz mevzuatında, deşarj standartları, Su Kirliliği Kontrol Yönetmeliği (SKKY, 2020) ve Kentsel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği'nde (KAAY, 2006) yer almakta olup, esas olarak mikrokirleticilerden ziyade Biyokimyasal Oksijen İhtiyacı (BOİ), Kimyasal Oksijen İhtiyacı (KOİ) gibi konvansiyonel ve kolektif parametrelerin kontrolünü sağlamak üzere

kullanılmaktadır. SKKY içinde bulunan endüstriyel atıksuların su kütlelerine deşarjı durumunda kullanılan deşarj standartları (deşarj sonrası su kütlesinde ng/L ve µg/L konsantrasyonlarında bulunacakları için) mikrokirletici olarak sınıflandırılacak olan çeşitli ağır metalleri ve hidrokarbonlar ve fenoller gibi bazı organik maddeleri de içermektedir. Ancak, yürürlükteki mevzuat içerisinde atıksu deşarjları, ilaç kalıntıları, hormonlar, nano-malzemeler gibi önemli mikrokirletici sınıflarında yer alan herhangi bir madde bakımından kontrol edilmemektedir.

Çevresel kalite standartları ile kalitesi belirlenen su kütlesi yerüstü ya da yeraltı suyu olabilir. Yerüstü suları için Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği (YSKY, 2021) yürürlükte olup yönetmelik mikrokirleticiler açısından da su kütlelerinin değerlendirilmesini sağlamaktadır. AB'ye uyum çerçevesinde düzenlenmiş olan bu yönetmelikte, hem AB üye ülkelerinde aynı sayısal değerler kullanılarak değerlendirilmekte olan öncelikli maddeler hem de Türkiye'ye özel olarak belirlenmiş olan belirli kirleticiler için standartlar mevcuttur. 2000 yılında yerüstü suların iyi ekolojik ve iyi kimyasal duruma sahip olması için çıkarılan SÇD (AB, 2000) kapsamında 2008 yılında 33 öncelikli madde ya da madde grubu listelenmiş olup (AB, 2008), bu sayı 2013 (AB, 2013) yılında 45'e çıkarılmıştır. Ayrıca, AB yerüstü sularında izlenmesi gereken bir mikrokirletici listesi (Watch list) de hazırlanmış olup, 2015 yılında yayınlanan ilk liste 2018 ve 2020 yıllarında güncellenmiştir. Bu liste sabit olmayıp 4 yıl boyunca izleme çalışması yapıldıktan sonra, her iki senede bir güncellenmektedir (Gomez Cortes ve diğ., 2020).

Ülkemizde YSKY (2021), Ek 5, Tablo 5'te verilmiş olan öncelikli maddeler listesinde metaller, pestisitler, ftalatlar, polisiklik aromatik hidrokarbonlar ve endokrin bozucular yer almaktadır. YSKY (2021), Ek 5 Tablo 4'te listelenmiş olan belirli kirleticiler ise 250 adet olup bu maddelerin çoğunluğunu pestisitler oluşturmakta ancak diklofenak gibi ilaçlar ve doğal ve sentetik östrojenler (17-β-östradiol, E2 ve 17-α-etinil östradiol, EE2) de bulunmaktadır.

Yeraltı Sularının Kirlenmeye ve Bozulmaya Karşı Korunması Hakkında Yönetmelik (YSKBKKY, 2015), yeraltısularını "iyi (risk altında değil)", "zayıf (risk altında)" ya da "yeterli veri yok" olarak sınıflandırmaktadır. Bu yönetmelikte daha az mikrokirletici yer almaktadır. Yönetmeliğin ekinde, Temel Kirleticiler olarak biosidler ve bitki koruma ürünleri, organohalojen bileşikler ve su çevresinde bu gibi bileşikler oluşturabilecek maddeler, organofosforlu bileşikler, organotin bileşikler, kanserojen ya da biçim bozucu (mutajenik) özellikler ya da stroidojenik, tiroit, üreme ya da diğer endokrin bağlantılı faaliyetleri su çevresinde ya da su yoluyla etkileyebilecek özelliklere sahip olduğu kanıtlanmış maddeler ve preparatlar ya da türevleri ile kalıcı hidrokarbonlar ve kalıcı ve biyolojik olarak birikebilir organik toksik maddeler sıralanmıştır. Tarım ve Orman Bakanlığı, Su Yönetimi Genel Müdürlüğü (SYGM) yeraltısularının (YAS) risk altında olmasına sebep olan bu kirleticiler ve kirlilik belirtileri için eşik değerler ve YAS kalite standartlarını belirlemekle yükümlüdür. Eşik değerlerin belirlenmesinde bakılması gereken asgari parametreler arasında ise trikloroetilen ve tetrakloroetilen maddeleri yer almakta olup, bu maddeler AB'deki öncelikli kirleticiler listesinde yer almaya da "aday kirleticiler" arasındadır (ECHA, 2022).

## 3. Mevcut Durum

Türkiye'de öncelikli maddeler ve belirli kirleticiler için yapılan çalışmalar özellikle AB uyum sürecinde ilk olarak "Yüzeysel Su Kalitesi Yönetimi Yönetmeliği" olarak Kasım 2012'de

yayınlanan ve şu andaki ismi “Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği” (YSKY, 2021) olan yönetmelik ile birlikte hız kazanmıştır.

Nehir Havza Yönetim Planları (NHYP) 11 havza için tamamlanmıştır (Tablo 2) Bu havzalarda NHYP çerçevesinde öncelikli maddeler ve belirli kirleticiler ile ilgili izleme çalışmaları yapılmıştır (TOB, 2022).

Tablo 2. Ülkemizde Nehir Havzası Yönetim Planı (NHYP) tamamlanmış olan havzalar.

NHYP tamamlanmış olan havzalar	
Konya Kapalı	Küçük Menderes
Susurluk	Kuzey Ege
Meriç-Ergene	Akarçay
Büyük Menderes	Batı Akdeniz
Gediz	Yeşilirmak
Burdur	

Ülkemizde mikrokirleticilerin ölçümü ile ilgili yapılmış çalışmalar özellikle analitik ölçüm teknikleri ve gereken ekipman sebebiyle kısıtlıdır. Mikrokirleticilerin bir kısmı atıksu arıtma tesisi giriş/çıkış suyunda ve yüzeysel sularda çeşitli farmasötikler (Komesli ve diğ., 2015; Yaman ve diğ., 2017; Guzel ve diğ., 2019; Dogruel ve diğ., 2020; Emadian ve diğ., 2021; Korkmaz ve diğ., 2022a; Korkmaz ve diğ., 2022b), dezenfeksiyon yan ürünleri (Yaman ve diğ., 2017; Birtek ve diğ., 2022) endokrin bozucu maddeler (Yaman ve diğ., 2017) ya da pestisitleri (Birtek ve diğ., 2022; Canlı ve diğ., 2022) ölçerken, havza bazında yapılan çalışmalarda daha çok hukuken izlenmesi gereken öncelikli maddeler ve belirli kirleticiler arasında yer alan pestisitler ve poliaromatik hidrokarbonlar (Canlı ve diğ., 2020; Emadian ve diğ., 2021; Hanedar ve diğ., 2021; Kucuk ve diğ., 2021; Canlı ve diğ., 2022) ölçülmüştür.

Bakanlıklarca yürütülen izleme çalışmaları ve çeşitli araştırma faaliyetleri çerçevesinde kurum ve kuruluşların yaptığı çalışmalardan literatürde yayınlanmış olanlar, mikrokirletici sınıfları bazında incelenerek numunenin alındığı ortama bağlı olarak Tablo 3'te verilmiş ve aşağıda özetlenmiştir.

İlaçlar arasında en çok çalışılan madde bir antiepileptik ilaç olan karbamezapin olup, bu maddeye atıksularda 95–4093 ng/L, yüzeysel sularda ise 0,1–2940 ng/L aralığında rastlanmıştır. Bir antienflamatuvar olan naproksen konsantrasyonu atıksularda daha geniş bir aralıkta ölçülmüş olup (5390–17219 ng/L) benzer şekilde antienflamatuvar bir başka ilaç olan diklofenak konsantrasyonu ise atıksularda 656–5870 ng/L, yüzeysel sularda da 18–1460 ng/L aralığında ölçülmüştür. Atıksularda, ilaçlar arasında en yüksek konsantrasyona (10369–404759 ng/L) bir uyarıcı olan kafeinde rastlanmıştır.

Diklorvos ve sipermetrin, havza bazında yapılan çalışmalarda pestisitler arasında en sık karşılaşılan maddeler olarak saptanmıştır. Bu iki pestisit havza ortamındaki maksimum konsantrasyonları, sırasıyla 18820 ve 6240 ng/L olarak tayin edilmiştir. Aynı maddeler, atıksularda ise sırasıyla 10–84 ve 0,7–74 ng/L aralıklarında ölçülmüştür. Bifenoks (488 ng/L), kinoksifen (280 ng/L) ve endrin (110 ng/L) atıksularda 100 ng/L bandını aşan üç pestisittir. Diuron (10640 ng/L), imidakloprid (8630 ng/L) ve karbendazim (6330 ng/L) diklorvos ile sipermetrinin dışında Meriç-Ergene Havzası'nda 5000 ng/L'nin üzerinde konsantrasyona sahip pestisit türleridir.

17 $\alpha$ -etinilöstradiol (EE2) ve 17 $\beta$ -östradiol (E2), yüzeysel sularda ölçümü yapılan hormonlar içerisinde en yüksek konsantrasyona sahip olan maddeler olarak belirlenmiştir. Konsantrasyon aralığı, 17 $\alpha$ -etinilöstradiol (EE2) ve 17 $\beta$ -östradiol (E2) için sırasıyla <10–3550 ve 31–3890 ng/L şeklinde ölçülmüştür. Yüzeysel sularda, bu iki maddeyi 48–2090 ve <48–1070 ng/L konsantrasyon aralıklarıyla östradiol ve östron (E1) hormonları izlemiştir. Atıksularda ise, östron (E1) ve progesteron (P4) için görece çok daha düşük konsantrasyonlarda (187 ve 20 ng/L) gözlenmiştir.

Literatürde yayınlanmış olan çalışmalarda atıksu ortamında endokrin bozucu maddelere rastlanmamasına karşın, yüzeysel sularda tris (2-kloroetil) fosfat ve tris(2-butoksietil) fosfat için sırasıyla 2,7–7,9 ve 1,2–31 ng/L konsantrasyon aralıkları tespit edilmiştir.

Havza bazında yürütülen çalışmalar sırasında, poliaromatik hidrokarbonlar içerisinde en çok çalışılan madde antrasen olmuştur. Antrasen yüzeysel sularda 2–851000 ng/L şeklinde geniş bir konsantrasyon aralığında yer alırken, atıksuların giriş ve çıkış akımlarında ise daha dar konsantrasyon aralıklarında (sırasıyla 1,1–14 ve 0–3,0 ng/L) ölçülmüştür. Havza ortamında 50000 ng/L'nin üzerinde konsantrasyona sahip poliaromatik hidrokarbonlar benzo(g,h,i)perilen (61430 ng/L), floranten (59400 ng/L) ve benzo(a)piren (57920 ng/L) olurken; petrol hidrokarbonları için görece çok yüksek konsantrasyonlara (52000–997000 ng/L) erişilmiştir. Naftalin ise, hem konsantrasyonun büyüklüğü hem de konsantrasyon aralığının genişliği açısından atıksularda en dikkat çekici poliaromatik hidrokarbon türü olarak tespit edilmiştir.

Ülkemizde en çok çalışılan maddelerden olan ilaçların en az 80 çeşidi dünyada da ham ve arıtılmış atıksularda, yerüstü sularında ve içme suyunda da ölçülmüştür (Jiang ve diğ., 2013). Atıksuların ham olarak ya da arıtılmaları sonrasında alıcı ortama karışmaları ile özellikle ilaçlar, kişisel bakım ürünleri ve hormonlar sulara karışabilecek olup ilaçlar için diğer iki gruba göre biraz daha yüksek olduğu ancak genel olarak konsantrasyonların 0,1-10  $\mu$ g/L arasında değiştiği görülmüştür (Şekil 2) (Luo ve diğ., 2014).

Ülkemize benzer bir şekilde, dünyada da atıksularda en çok rastlanan ilaçlar antienflamatuvarlar ve antibiyotikler olup, bu mikrokirleticilerin atıksulardaki varlığı esas olarak yaygın kullanımlarına bağlıdır (Jiang ve diğ., 2013). Ancak, farklı yapı ve fizikokimyasal özelliklere sahip ilaçların atıksu arıtma tesislerinde de farklı giderim verimlerine sahip olacakları unutulmamalıdır. Özellikle hidrofobisitelevi ve biyolojik olarak ayrıştırılabilirlikleri sebebiyle, mikrokirleticilerin atıksu arıtma tesislerindeki giderim verimleri %12,5 ile %100 arasında değişebilmektedir (Luo ve diğ., 2014). Birleşik Krallık, Kanada ve Japonya'daki çalışmalarda, ibuprofen, naproksen ve eritromisin atıksulardaki konsantrasyonları 10-100  $\mu$ g /L mertebesinde bulunmuş ve atıksuların alıcı ortamlara deşarjı sonucunda yerüstü sularındaki konsantrasyonlar da düşük  $\mu$ g/L seviyelerinde gözlemlenmiştir (Jiang ve diğ., 2013). Diğer ilaç gruplarındaki mikrokirleticilere daha düşük konsantrasyonda (ng/L seviyelerinde) rastlanmış olması, farklı ilaçların farklı kullanım sıklığı ile ilişkilendirilmiştir.

Tablo 3. Ülkemizde mikrokirleticiler ile ilgili yapılan çalışmalardan örnekler.

Madde Grubu	Kirletici	Konsantrasyon (ng/L)	İzleme Noktası	Havza	Kaynak
İlaçlar	Asetaminofen	G: 747; Ç: 7	Atıksu	Sakarya	Komesli ve diğ., 2015
	Asetaminofen	50–111050	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Atenolol	G: 345; Ç: 211	Atıksu	Marmara	Pehlivanoglu-Mantas ve diğ., 2017; Dogruel ve diğ., 2020
	Diazepam	374	Baraj Gölü/Akarsu	Ceyhan	Guzel ve diğ., 2019
	Diklofenak	18	Baraj Gölü/Akarsu	Ceyhan	Guzel ve diğ., 2019
	Diklofenak	G: 656–5870; Ç: 521–2291	Atıksu	Marmara	Pehlivanoglu-Mantas ve diğ., 2017; Dogruel ve diğ., 2020
	Diklofenak	<27–1460	Haliç	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022a
	Diklofenak	<28–1300	Marmara Denizi	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022b
	Diltiazem	G: 15; Ç: 8	Atıksu	Sakarya	Komesli ve diğ., 2015
	Etodolak	47	Baraj Gölü/Akarsu	Ceyhan	Guzel ve diğ., 2019
	Fenoprofen	<17–1280	Haliç	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022a
	Fenoprofen	<18–1320	Marmara Denizi	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022b
	Flukonazol	16	Baraj Gölü/Akarsu	Ceyhan	Guzel ve diğ., 2019
	Gabapentin	355	Baraj Gölü/Akarsu	Ceyhan	Guzel ve diğ., 2019
	Gemfibrozil	<54–3180	Haliç	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022a
	Gemfibrozil	<16–9710	Marmara Denizi	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022b
	İbuprofen	G: 3683–11293; Ç: 212–1941	Atıksu	Marmara	Pehlivanoglu-Mantas ve diğ., 2017; Dogruel ve diğ., 2020
	İbuprofen	<50–2460	Haliç	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022a
	İbuprofen	<15–2130	Marmara Denizi	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022b
	Kafein	4880	Baraj Gölü/Akarsu	Ceyhan	Guzel ve diğ., 2019
	Kafein	G: 10369–404759; Ç: 412–12139	Atıksu	Marmara	Pehlivanoglu-Mantas ve diğ., 2017; Dogruel ve diğ., 2020
	Karbamazepin	24	Baraj Gölü/Akarsu	Ceyhan	Guzel ve diğ., 2019
	Karbamazepin	G: 95; Ç: 75	Atıksu	Sakarya	Komesli ve diğ., 2015
	Karbamazepin	G: 406–4093; Ç: 518–2245	Atıksu	Marmara	Pehlivanoglu-Mantas ve diğ., 2017; Dogruel ve diğ., 2020
	Karbamazepin	<37–2940	Haliç	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022a
	Karbamazepin	<38–1840	Marmara Denizi	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022b
	Karbamazepin	0,1–12	Sakarya Nehri	Sakarya	Yaman ve diğ., 2017
	Ketoprofen	<112–260	Haliç	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022a
	Ketoprofen	<33–370	Marmara Denizi	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022b
	Klofibril asit	<53–2090	Haliç	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022a
Klofibril asit	<53–3820	Marmara Denizi	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022b	
Lidokain	49	Baraj Gölü/Akarsu	Ceyhan	Guzel ve diğ., 2019	
Metoprolol	44	Baraj Gölü/Akarsu	Ceyhan	Guzel ve diğ., 2019	
Naproxen	G: 5390–17219; Ç: 26–1674	Atıksu	Marmara	Pehlivanoglu-Mantas ve diğ., 2017; Dogruel ve diğ., 2020	
Naproxen	<20–270	Haliç	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022a	
Naproxen	<21–340	Marmara Denizi	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022b	
Naproxen	0–11	Sakarya Nehri	Sakarya	Yaman ve diğ., 2017	
Paraksantin	G: 703–159612; Ç: 194–836	Atıksu	Marmara	Pehlivanoglu-Mantas ve diğ., 2017; Dogruel ve diğ., 2020	
Propranolol	G: 10–188; Ç: 53–150	Atıksu	Marmara	Pehlivanoglu-Mantas ve diğ., 2017; Dogruel ve diğ., 2020	
Sülfametoksazol	G: 212–726; Ç: 43–490	Atıksu	Marmara	Pehlivanoglu-Mantas ve diğ., 2017; Dogruel ve diğ., 2020	
Sülfametoksazol	40–3270	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021	
Hormonlar	17 $\alpha$ -etinilöstradiol (EE2)	<10–1490	Haliç	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022a
	17 $\alpha$ -etinilöstradiol (EE2)	11–3550	Marmara Denizi	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022b
	17 $\beta$ -östradiol (E2)	<103–710	Haliç	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022a
	17 $\beta$ -östradiol (E2)	31–3890	Marmara Denizi	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022b
	Östradiol	48–2090	Marmara Denizi	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022b
	Östron (E1)	G: 187; Ç: 58	Atıksu	Sakarya	Korkmaz ve diğ., 2015
	Östron (E1)	<48–1070	Haliç	Marmara	Korkmaz ve diğ., 2022a
Progesteron (P4)	G: 20; Ç: 8	Atıksu	Sakarya	Komesli ve diğ., 2015	
Endokrin Bozucu Maddeler	Tris (2-kloroetil) fosfat	2,7–7,9	Sakarya Nehri	Sakarya	Yaman ve diğ., 2017
	Tris(2-butoksietil) fosfat	1,2–31	Sakarya Nehri	Sakarya	Yaman ve diğ., 2017
Pestisitler	Aklonifen	60–750	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Aklonifen	G: <20–21; Ç: 20–48	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
	Asetaklor	4,4–31	Yüzeysel Su/Atıksu	Marmara/Sakarya	Canlı ve diğ., 2022
	Asetamiprid	1,6–312	Yüzeysel Su/Atıksu	Marmara/Sakarya	Canlı ve diğ., 2022
	Bifenil	59	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020
	Bifenoks	G: 69–488; Ç: 73–381	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
	Diflubenzuron	61–2432	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021
	Diklorvos	13–462	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021
	Diklorvos	0–13040	K. Menderes Havzası	K. Menderes	Hanedar ve diğ., 2021
	Diklorvos	200–18820	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Diklorvos	G: 10–84; Ç: 10–40	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
	Diuron	30–10640	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
Diuron	G: <10–79; Ç: <10–60	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022	

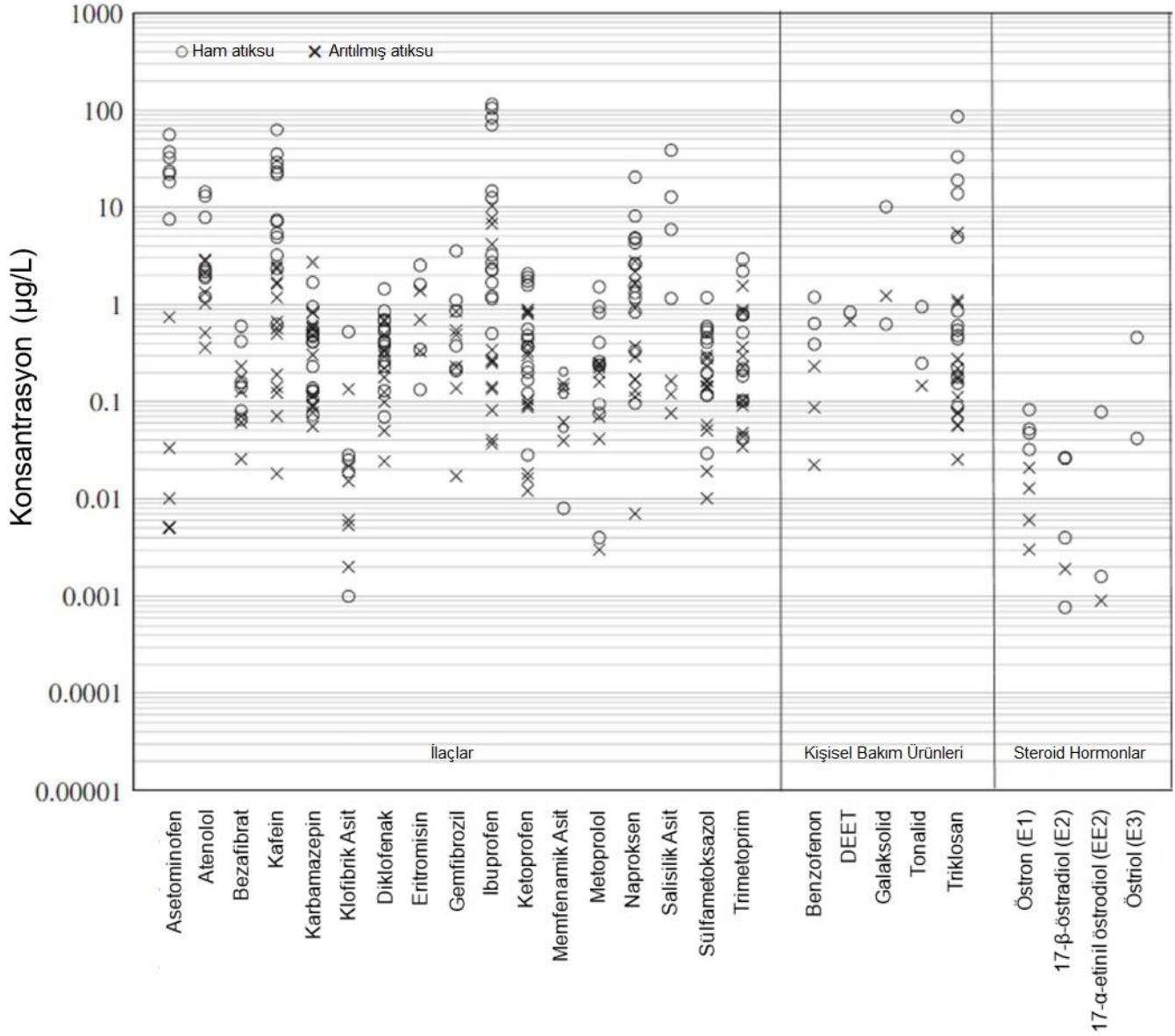
G: Giriş, Ç: Çıkış



Tablo 3. Ülkemizde mikrokirlenimler ile ilgili yapılan çalışmalardan örnekler (devamı).

Madde Grubu	Kirlenici	Konsantrasyon (ng/L)	İzleme Noktası	Havza	Kaynak
Pestisitler (devamı)	Endrin	G: 6,8–110; Ç: 6,5–157	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
	Etafluralin	13–3404	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021
	Heksakloro-sikloheksan	6–298	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021
	Heksakloro-benzen	1–323	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021
	İmidakloprid	11–2979	Yüzeysel Su/Atıksu	Marmara/Sakarya	Canlı ve diğ., 2022
	İmidakloprid	25–671	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021
	İmidakloprid	720–8630	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Kadusafos	80–650	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Karbendazim	3,0–773	Yüzeysel Su/Atıksu	Marmara/Sakarya	Canlı ve diğ., 2022
	Karbendazim	30–6330	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Kinoksifen	16–822	Yüzeysel Su/Atıksu	Marmara/Sakarya	Canlı ve diğ., 2022
	Kinoksifen	G: 0–280; Ç: 0–380	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
	Klorfenvinfos	440	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Klorpirifos	130–1720	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Kuinalfos	40–1050	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Molinat	0,04-211,4	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Okzadiazon	390–4320	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Piperonil butoksit	26	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020
	Prokloraz	1,6–772	Yüzeysel Su/Atıksu	Marmara/Sakarya	Canlı ve diğ., 2022
	Propikonazol	5,1–4155	Yüzeysel Su/Atıksu	Marmara/Sakarya	Canlı ve diğ., 2022
	Sipermetrin	31–375	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021
	Sipermetrin	0–50	K. Menderes Havzası	K. Menderes	Hanedar ve diğ., 2021
	Sipermetrin	6240	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Sipermetrin	G: 0,7–74; Ç: 1,7–26	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
	Terbutrin	5,2–7,9	Yüzeysel Su/Atıksu	Marmara/Sakarya	Canlı ve diğ., 2022
Terbutrin	10–30	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021	
Tiyametoksam	4,3–179	Yüzeysel Su/Atıksu	Marmara/Sakarya	Canlı ve diğ., 2022	
Trifluralin	13	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020	
γ-HCH	0,6	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020	
Poliaromatik Hidrokarbonlar	1-metilnaftalin	109	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020
	Antrasen	22	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020
	Antrasen	2–40	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021
	Antrasen	20–42910	K. Menderes Havzası	K. Menderes	Hanedar ve diğ., 2021
	Antrasen	9140–851000	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Antrasen	G: 1,1–14; Ç: 0–3,0	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
	Asenaften	216	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020
	Asenaften	6–34	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021
	Benzo(a)piren	0–57920	K. Menderes Havzası	K. Menderes	Hanedar ve diğ., 2021
	Benzo(a)piren	30–980	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Benzo(a)piren	G: 0,3–1; Ç: 0,2–0,4	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
	Benzo(b)floranten	270–4380	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Benzo(b)floranten	G: 0,1–4,7; Ç: 0,1–2,7	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
	Benzo(g,h,i)perilen	16	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020
	Benzo(g,h,i)perilen	890–61430	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Benzo(g,h,i)perilen	G: 1–9; Ç: 1–5	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
	Benzo(k)floranten	20–3010	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Benzo(k)floranten	G: 1,5–17; Ç: 0,1–4,1	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
	Dibenzo(a,h)antrasen	23	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020
	Fenantren	199	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020
	Fenantren	1–369	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021
	Floranten	1–40	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021
	Floranten	2–59400	K. Menderes Havzası	K. Menderes	Hanedar ve diğ., 2021
	Floranten	160–19440	Ergene Nehri	Meriç-Ergene	Emadian ve diğ., 2021
	Floranten	G: 1,4–11; Ç: 0,1–7,5	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022
Floren	38	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020	
Floren	2–106	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021	
İndeno(1,2,3-cd)piren	16	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020	
Krisen	30	Sakarya Nehri	Sakarya	Canlı ve diğ., 2020	
Naftalin	20–222	K. Menderes Havzası	K. Menderes	Hanedar ve diğ., 2021	
Naftalin	G: 18–1154; Ç: 2–21	Atıksu	Marmara	Birtek ve diğ., 2022	
Petrol hidrokarbonları	52000–997000	Yeşilirmak Nehri	Yeşilirmak	Kucuk ve diğ., 2021	

G: Giriş, Ç: Çıkış



Şekil 2. Ham ve artilmiş atıksularda rastlanan ilaç, kişisel bakım ürünleri ve steroid hormon konsantrasyonları (Luo ve diğ., 2017)

Ülkemizde incelenmiş diğ er bir mikrokirletici grubu olan endokrin bozucu maddeler, farklı ölkelerde de hem atıksuda hem de yüzeysel sularda ölçölmüş olup östron, 17β östradiol (E2), östriol (E3) ve 17α-etinilöstradiol (EE2) konsantrasyonları en fazla birkaç yüz ng/L seviyesinde ölçölmüşür (Jiang ve diğ., 2013; Luo ve diğ., 2014).

Son 45 sene içinde dünyada yapılmış pestisit ölçömlerinin incelenmesi ile (de Araujo ve diğ., 2022) 127 çalışmada en çok araştırılan madde olarak atrazin ortaya çıkmış ve numune alım yöntemine de bağılı olarak tekil numunelerin %43'ünde, pasif örnekleme ile alınan numunelerin ise %68'inde atrazine rastlanmıştır. Ancak, en yüksek "maksimum" ve "ortalama" konsantrasyonlar tekil numuneler için sırasıyla molinat (211,38 µg/L) ve bentazon (53 µg/L) için elde edilmiştir (de Araujo ve diğ., 2022). Burada ölkemiz için önemli olan nokta, en yüksek pestisit konsantrasyonunun ölkemizde, NHYP çalışması biten havzalardan biri olan Ergene Havzası'nda elde edilmiş (Emadian ve diğ., 2021) olmasıdır. Pasif örneklemede elde edilen en yüksek "maksimum" ve "ortalama" konsantrasyonlar ise sırasıyla oksiflorfen (16,8 µg/L) ve atrazin (4,8 µg/L) içindir.

#### 4. Sonuç ve Değerlendirme

Düşük konsantrasyonlarda dahi, çevre için problem oluşturuyor olmalarına bağılı olarak mikrokirletici kimyasallar, alıcı ortamlara hem atıksu gibi noktasal kaynaklardan hem de tarımsal geri dönüş suyu gibi yayılı kaynaklardan karışmaktadır. Mikrokirleticilerin kullanım amaçları ve yararları düşünöldüğünde, hepsinden hemen vazgeçilmesi mümkün değildir. Diğ er yandan yerüstü ve yeraltı sularına karışmaları hem insan hem de çevre sağığı açısından tehlike arz edebilmektedir.

Dünyada ve ölkemizde, çeşitli gruplara ait mikrokirleticiler atıksularda ve özellikle yerüstü sularında ölçölmektedir. AB'de ve ölkemizde mikrokirleticilerin bir kısmı öncelikli maddeler ve belirli kirleticiler olarak tanımlanarak yerüstü sularında ölçölmekte ve yerüstü su kalitesinin belirlenmesinde çevresel kalite standardı olarak kullanılmaktadır. Bu maddelerin antropojenik kaynaklı olduğı ve önemli bir kısmının artilmamış atıksuların deşarjı ile çevreyi tehdit ettiğı düşünöldüğünde, mikrokirleticilerin deşarj standartlarında da yer almasının önemi açıktır. Alıcı ortamda belirli kirleticiler ve öncelikli maddeler açısından çevresel kalite standartlarının sağılanması maksadıyla

kentsel ve endüstriyel deşarjlarda izin verilebilecek limit değerlerin belirlenmesi gereklidir. Ancak mevcut durumda ülkemiz mevzuatında, organik mikrokirleticilere yönelik bir deşarj standartı bulunmayıp organik kirleticilerin deşarjı konvansiyonel parametreler olan biyokimyasal oksijen ihtiyacı (BOİ) ve kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) parametreleri ile kontrol edilmektedir. Diğer yandan, kolektif parametreler olan BOİ ve KOİ'nin, ismini µg/L konsantrasyonlarında bulunmasından almış olan mikrokirleticilerin kontrolünde ihtiyaca cevap veremeyeceği açıktır. Bu sebeple, mevcut yönetmeliklerdeki evsel ya da endüstriyel deşarj standartları sağlanmasa bile, arıtılmış atıksuyun geri kazanılması ve tekrar kullanılması durumunda, mikrokirleticilere maruz kalınması söz konusu olabilir.

Mikrokirleticilerin sınırlandırılabilmesi için en önemli nokta, bu maddelerin ölçümlerinin güvenilir bir şekilde yapılmasıdır. Ayrıca, çevresel sularda sadece mikrokirleticilerin değil, bu maddelerin dönüşüm ürünlerinin de bulunacak olması, belirli bir maddeye yönelik bir "hedefli ölçüm"den ziyade, "hedefsiz ölçüm"ü de gerektirebilir. Ancak hedefsiz ölçümün uzmanlık ve pahalı cihazlar gerektirmesi sebebiyle, mikrokirleticilerin ve olası transformasyon ürünlerinin etkilerinin ekotoksitesite çalışmalarıyla belirlenmesi de mümkündür. Bu aynı zamanda, çevresel sularda tekil olarak bulunmayan mikrokirleticilerin, ortaklaşa buldukları matrislerde, olası sinerjistik ya da antogonistik etkisini de ortaya koyacaktır. Ekotoksitesite çalışmaları yürütülürken dikkat edilmesi gereken en önemli noktalardan biri, farklı trofik seviyelerden canlılarla çalışılarak, mümkün olduğunca en hassas türe olacak etkinin belirlenmesidir. Böylece, insanlarda oluşacak etkiler ile ilgili olarak yapılacak olan ekstrapolasyon ile, etkilere daha hassas olabilecek birey ya da grupların (endokrin sistemini bozucu maddelerin ergenlik öncesi çocukları daha fazla etkilemesi gibi) da korunması sağlanabilir.

## 5. Teşekkür ve Bilgi

Makale araştırma ve yayın etiğine uygun olarak hazırlanmıştır. Yazarlar arasında herhangi bir çıkar çatışması bulunmamaktadır.

## 6. Kaynaklar

- AB, (2000), Su Çerçeve Direktifi, 2000/60/EC, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0060&qid=1657113402901>
- AB, (2008), Su Çerçeve Direktifi, 2008/105/EC, <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:348:0084:0097:EN:PDF>
- AB, (2013), Su Çerçeve Direktifi, 2013/39/EU, <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:EN:PDF>
- Ben, Y., Fu C., M. Hu, L. Liu, M.H. Wong, and C. Zheng (2019), Human health risk assessment of antibiotic resistance associated with antibiotic residues in the environment: A review; *Environmental Research*, 169, 483-493, doi:10.1016/j.envres.2018.11.040
- Bhatt, P., G. Bhandari, and M. Bilal (2022), Occurrence, toxicity impacts and mitigation of emerging micropollutants in the aquatic environments: Recent tendencies and perspectives, *J. Environ. Chem. Eng.*, 10, 107598, doi:10.1016/j.jece.2022.107598.

- Birtek, R.I., M.E. Karpuzcu, and I. Ozturk (2022), Occurrence of priority substances in urban wastewaters of Istanbul and the estimation of the associated risks in the effluents, *Environ Monit Assess*, 194, 426, doi:10.1007/s10661-022-09840-w.
- Bojanowska-Czajka, A. (2021), Application of radiation technology in removing endocrine micropollutants from waters and wastewaters - A review. *Appl. Sci.*, 11, 12032, doi:10.3390/app112412032.
- Canlı, O., K. Çetintürk, and E.E. Öktem Olgun (2020), Determination of 117 endocrine disruptors (EDCs) in water using SBSE TD-GC-MS/MS under the European Water Framework Directive, *Anal. Bioanal. Chem.*, 412, 5169-5178, doi:10.1007/s00216-020-02553-4.
- Canlı, O., E. Oktem Olgun, B. Güzel and M. Kaplan (2022), Sensitive and accurate determination of 168 micropollutants including pharmaceuticals and pesticides in surface water and wastewater samples with direct injection using jet stream ESI LC-MS/MS, *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, doi:10.1080/03067319.2022.2047184, Published online: 23 Mar 2022.
- Chen, L., and Z. Wang (2019), Effects of chlorination, ultraviolet and ozone disinfection on the biotoxicity of triclosan, *Water Supply*, 19(4), 1175-1180, doi:10.2166/ws.2018.175.
- Danner, M., A. Robertson, V. Behrends, and J. Reiss (2019), Antibiotic pollution in surface fresh waters: Occurrence and effects, *Sci. Total Environ.*, 664, 793-804, doi:10.1016/j.scitotenv.2019.01.406.
- de Araujo, E.P., E.D. Caldas, E.C. Oliveira (2022), Pesticides in surface freshwater: a critical review *Environ Monit Assess* (2022) 194: 452, doi:10.1007/s10661-022-10005-y.
- Dogruel, S., Z. Cetinkaya Atesci, E. Aydin, and E. Pehlivanoglu-Mantas (2020), Ozonation in advanced treatment of secondary municipal wastewater effluents for the removal of micropollutants, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 27 (36), 45460-45475, doi:10.1007/s11356-020-10339-5.
- ECHA, (2022), European Chemicals Agency, <https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.001.062>
- Emadian, S.M., F.O. Sefiloglu, I. Akmehtmet Balcioglu, and U. Tezel (2021), Identification of core micropollutants of Ergene River and their categorization based on spatiotemporal distribution, *Sci. Total Environ.*, 758, 143656, doi:10.1016/j.scitotenv.2020.143656.
- Gavrilescu, M., K. Demnerova, J. Aamand, S. Agathos, and F. Fava (2014), Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation, *New Biotechnol.*, 21 (1), 147-156, doi:10.1016/j.nbt.2014.01.001
- Giulivo, M., M. Lopez de Alda, E. Capri, and D. Barceló (2016), Human exposure to endocrine disrupting compounds: Their role in reproductive systems, metabolic syndrome and breast cancer: A review,

- Environ. Res., 151, 251-264, doi:10.1016/j.envres.2016.07.011.
- Gomez Cortes, L., D. Marinov, I. Sanseverino, A. Navarro Cuenca, M. Niegowska, E. Porcel Rodriguez and T. Lettieri (2020), Selection of substances for the 3rd Watch List under the Water Framework Directive, European Commission, Joint Research Center (JRC) Technical Report, JRC121346, EUR 30297 EN, ISBN 978-92-76-19426-2.
- Gursoy-Haksevenler, B.H., E. Atasoy-Aytis, M. Dilaver, S. Yalcinkaya, N. Findik-Cinar, E. Kucuk, T. Pilevneli, A. Koc-Orhon, E. Siltu, S.M. Gücver, Y. Karaaslan, and U. Yetis (2021), A strategy for the implementation of water-quality-based discharge limits for the regulation of hazardous substances, Environ. Sci. Pollut. Res., 28, 24706-24720, doi:10.1007/s11356-020-10.
- Guzel, E.Y., F. Cevik and N. Daglioglu (2019), Determination of pharmaceutical active compounds in Ceyhan River, Turkey: Seasonal, spatial variations and environmental risk assessment, Hum. Ecol. Risk Assess., 25(8), 1980-1995, doi:10.1080/10807039.2018.1479631.
- Hanedar, A., A. Tanik, E. Girgin, E. Güneş, N. Karakaya, E. Gorgun, G. Gökdereli, B.F. Çankaya, T. Kimence, Y. Karaaslan, and B. Dikmen (2021), Utility of a source-related matrix in basin management studies: A practice on a sub-Basin in Turkey, Environ. Sci. Pollut. Res., 28, 50329-50343, doi:10.1007/s11356-021-14142-8.
- Hollender, J., B. van Bavel, V. Dulio, E. Farnen, K. Furtmann, J. Koschorreck, U. Kunkel, M. Krauss, J. Munthe, M. Schlabach, J. Slobodnik, G. Stroomberg, T. Ternes, N.S. Thomaidis, A. Togola, and V. Tornero (2019), High resolution mass spectrometry-based non-target screening can support regulatory environmental monitoring and chemicals management, Environ Sci Eur, 31, 42, doi:10.1186/s12302-019-0225-x.
- Jiang, J.-Q., Z. Zhou, and V.K. Sharma (2013), Occurrence, transportation, monitoring and treatment of emerging micro-pollutants in waste water — A review from global views, Microchem. J., 110, 292-300, doi:10.1016/j.microc.2013.04.014.
- Li, L. (2021), Toxicity evaluation and by-products identification of triclosan ozonation and chlorination, Chemosphere, 263, 128223, doi:10.1016/j.chemosphere.2020.128223
- Lonappan, L., S.K. Brar, R.K. Das, M. Verma, and R.Y. Surampalli (2016), Diclofenac and its transformation products: Environmental occurrence and toxicity - A review, Environ. Int., 96, 127-138, doi:10.1016/j.envint.2016.09.014.
- Luo, Y., W. Guo, H.H. Ngo, L.D. Nghiem, F.I. Hai, J. Zhang, S. Liang, and X.C. Wang (2014), A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment, Sci. Total Environ., 473-474, 619-641, doi:10.1016/j.scitotenv.2013.12.065.
- KAAY, (2006), Kentssel Atıksu Arıtımı Yönetmeliği, 8 Ocak 2006 tarihli ve 26047 sayılı Resmi Gazete.
- Komesli, O.T., M. Muz, M.S. Ak, S. Bakirdere and C.F. Gokcay (2015), Occurrence, fate and removal of endocrine disrupting compounds (EDCs) in Turkish wastewater treatment plants, Chem. Eng. J., 277, 202-208, doi:10.1016/j.cej.2015.04.115.
- Korkmaz, N.E., N. Balkis Caglar and A. Aksu (2022a), Presence and distribution of selected pharmaceutical compounds in water and surface sediment of the Golden Horn Estuary, Sea of Marmara, Turkey, Reg. Stud. Mar. Sci., 51, 102221, doi:10.1016/j.rsma.2022.102221.
- Korkmaz, N.E., B. Savun-Hekimoğlu, A. Aksu, S. Burak, and N. Balkis Caglar (2022b), Occurrence, sources and environmental risk assessment of pharmaceuticals in the Sea of Marmara, Turkey, Sci. Total Environ., 819, 152996, doi:10.1016/j.scitotenv.2022.152996.
- Krauss, M., H. Singer, and J. Hollender (2010), LC-high resolution MS in environmental analysis: from target screening to the identification of unknowns, Anal Bioanal Chem, 397,943-951, doi:10.1007/s00216-010-3608-9.
- Kucuk, E., T. Pilevneli, G.O. Erguven, S. Aslan, E.Ö. Olgun, O. Canlı, K. Unlu, F.B. Dilek, U. Ipek, G. Avaz, U. Yetis (2021), Occurrence of micropollutants in the Yesilirmak River Basin, Turkey, Environ. Sci. Pollut. Res., 28, 24830-24846, doi:10.1007/s11356-021-13013-6.
- NORMAN, (2022a), NORMAN Substance Database – NORMAN SusDat, <https://www.norman-network.com/nds/susdat/> 25 Mayıs 2022 tarihinde bağlandı.
- NORMAN, (2022b), NORMAN Network of reference laboratories for monitoring of emerging environmental pollutants, <http://www.norman-network.net/?q=interlab-studies>, 25 Mayıs 2022 tarihinde bağlandı.
- Olmez-Hanci, T., S. Dogruel, A. D. Allar Emek, C. Eropak Yılmaz, S. Çınar, O. Kiraz, E. Citil, A. Koc Orhon, E. Siltu, and S. M. Gücver, O. Karahan Ozgun, A. Tanik, U. Yetis (2020), Performance of ozone and peroxide on the removal of endocrine disrupting chemicals (EDCs) coupled with cost analysis, Water Sci. Technol., 82(4), 640-650, doi:10.2166/wst.2020.339.
- Pehlivanoglu-Mantas, E., A. Yurum, S. Dogruel, E. Aydin, E. Erdim, Y. Yurum, S.C. Tuzun, S.S. Harzand, Z. Cetinkaya (2017), Evsel atıksu arıtma tesislerinde mikrokirleticilerin ve ara ürünlerinin LC-MS/MS ile ölçümü ve atıksuyun geri kazanımına yönelik arıtma teknolojilerinin belirlenmesi, TÜBİTAK 1003, Projesi, 114Y487 Sonuç Raporu.
- Rogowska, J., M. Cieszyńska-Semenowicz, W. Ratajczyk, and L. Wolska (2020), Micropollutants in treated wastewater, Ambio, 49, 487-503, doi:10.1007/s13280-019-01219-5.
- Rosen, R. (2007), Mass spectrometry for monitoring micropollutants in water, Curr. Opin. Biotechnol., 18, 246-251, doi:10.1016/j.copbio.2007.03.005.
- Sathishkumar, P., R.A.A. Meena, T. Palanisami, V. Ashokkumar, T. Palvannan, and F.L. Gu (2020),

- Occurrence, interactive effects and ecological risk of diclofenac in environmental compartments and biota - A review, *Sci. Total Environ.*, 698, 134057, doi:10.1016/j.scitotenv.2019.134057.
- SKKY, (2020), Su Kirliliği Kontrolü Yönetmeliği, 14 Ocak 2020 tarihli ve 31008 sayılı Resmi Gazete.
- Song, C, Q. Wu, J. Sun, R. Zhang, J. Chen, X. Wang, L. Fang, Z. Liu, X. Shan, and Y. Yin (2021), In silico evaluation of interactions between antibiotics in aquaculture and nuclear hormone receptors. *Aquacult. Environ. Interact.*, 13, 389-397, doi:10.3354/aei00414.
- Sousa, J.C.G., A.R. Ribeiro, M. O. Barbosa, C. Ribeiro, M. E. Tiritan, M.F.R. Pereira, A.M.T. Silva (2019), Monitoring of the 17 EU Watch List contaminants of emerging concern in the Ave and the Sousa Rivers, *Sci. Total Environ.*, 649, 1083-1095, doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.309.
- TOB, (2022), Tarım ve Orman Bakanlığı, <https://www.tarimorman.gov.tr/SYGM/Sayfalar/Detay.aspx?SayfalD=49>.
- TMSÇNOKKY, (2010), Tehlikeli Maddelerin Su ve Çevresinde Neden Olduğu Kirliliğin Kontrolü Yönetmeliği (76/464/ AB), 30/3/2010 tarihli ve 27537 sayılı Resmi Gazete.
- Teodosiu, C., G. Andreea-Florina, G. Barjoveanu, and Silvia Fiore, (2018), Emerging pollutants removal through advanced drinking water treatment: A review on processes and environmental performances assessment, *J. Cleaner Prod.*, 197, Part 1, 1210-1221, doi:10.1016/j.jclepro.2018.06.247.
- USEPA, (2015), Priority pollutant list, United States Environmental Protection Agency, <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf> 31.5.2022 tarihinde bağlandı.
- Vieria, W.T., M. B. de Farias, M.P. Spaolozzi, M.G.C. da Silva, and M.G.A. Vieira (2020), Removal of endocrine disruptors in waters by adsorption, membrane filtration and biodegradation. A review, *Environmental Chemistry Letters*, 18, 1113-1143, doi:10.1007/s10311-020-01000-1.
- Yaman, F.B., M. Çakmakçı, E. Yüksel, İ. Özen and E. Gengeç (2017), Removal of micropollutants from Sakarya River water by ozone and membrane processes, *Environ Monit. Assess.*, 189: 438, doi:10.1007/s10661-017-6128-7.
- Yang, Y., W. Song, H. Lin, W. Wang, L. Du, and W. Xing (2018), Antibiotics and antibiotic resistance genes in global lakes: A review and meta-analysis, *Environ. Int.*, 116, 60-73, doi:10.1016/j.envint.2018.04.011.
- YSKBKKY, (2015), Yeraltı Sularının Kirlenmeye ve Bozulmaya Karşı Korunması Hakkında Yönetmelik, 22.5.2015 tarihli ve 29363 sayılı Resmi Gazete.
- YSKY, (2021), Yerüstü Su Kalitesi Yönetmeliği, 16 Haziran 2021 tarihli ve 31513 sayılı Resmi Gazete.
- Yu, Y., W.Y. Mo, and T. Luukkonen (2021), Adsorption behaviour and interaction of organic micropollutants with nano and microplastics – A review, *Sci. Total Environ.*, 797, 149140, doi:10.1016/j.scitotenv.2021.149140.



## DERLEME MAKALE

## Sürdürülebilir Gıda ve Tarımsal Atık Yönetimi

Gulay Ozkan<sup>1</sup>, Busra Gultekin Subası<sup>2,3</sup>, Senem Kamiloglu<sup>4,5</sup>, Esra Capanoglu<sup>6</sup>

Yazışma yazarı:  
Gulay OZKAN,  
ozkangula@itu.edu.tr

Referans:  
Ozkan vd. (2022), Sürdürülebilir Gıda ve  
Tarımsal Atık Yönetimi, Çevre, İklim ve  
Sürdürülebilirlik, 23(2):145-160.

Makale Gönderimi : 15 Mayıs 2022  
Online Kabul : 01 Eylül 2022  
Online Basım : 27 Eylül 2022

<sup>1</sup>İstanbul Teknik Üniversitesi, Kimya Metalurji Fakültesi, Gıda Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye.  
ORCID: 0000-0002-6375-1608

<sup>2</sup>Chalmers Teknik Üniversitesi, Gıda ve Beslenme Bilimi Bölümü, Göteborg, İsveç.

<sup>3</sup>Sivas Cumhuriyet Üniversitesi, Hafik Kamer Örnek MYO, Hafik, Sivas, Türkiye.

ORCID:0000-0002-5304-3157

<sup>4</sup>Bursa Uludağ Üniversitesi, Ziraat Fakültesi, Gıda Mühendisliği Bölümü, Görükle 16059, Bursa, Türkiye

<sup>5</sup>Bursa Uludağ Üniversitesi, Bilim ve Teknoloji Uygulama ve Araştırma Merkezi (BİTUAM), Görükle 16059, Bursa, Türkiye

ORCID: 0000-0003-3902-4360

<sup>6</sup>İstanbul Teknik Üniversitesi, Kimya Metalurji Fakültesi, Gıda Mühendisliği Bölümü, Maslak, İstanbul, Türkiye.

ORCID: 0000-0003-0335-9433

## Özet

İnsan nüfusu artış hızına bağlı olarak gıda üretim hızı da yükselmektedir. Hızlı bir şekilde artan gıda üretimi nedeniyle, hem tarımsal atık miktarlarında benzer oranda bir artış meydana gelmekte, hem de bu durum sınırlı olan doğal kaynakların tüketilmesine ve kirlenmesine neden olmaktadır. Bu bağlamda, özellikle sürdürülebilir gıda üretim politikalarını benimsemeyen paydaşların yüksek israf miktarları, ekonomik maliyet, çevre ve gıda güvenliği konularına ciddi zararlar vermektedir. Bu çalışma kapsamında; atık, israf, atık yönetimi ile gıda üretiminde sürdürülebilirlik kavramları hakkında bilgi verilmiştir. Ayrıca, gıda israfı üzerine etkili olan faktörlerden, gıda tedarik zincirinde meydana gelen olası gıda kayıp ve atıklarından, doğal kaynakların tüketilmesinin önlenmesi ve sürdürülebilirliğin sağlanması amacıyla uygulanması gereken eylemlerden bahsedilmiştir. Bunların yanı sıra, tarımsal atıkların, karbonhidrat, yağ, protein ve biyoaktif bileşen gibi katma değeri yüksek ürünlere dönüştürülmesi ve geri kazanılan bu ürünlerin kullanım alanları konusunda gerçekleştirilen çalışmalar derlenmiştir.

**Anahtar Kelimeler:** Tarımsal atık, sürdürülebilirlik, atık değerlendirme, geri kazanım.

## Food Sustainability and Agricultural Waste Management

### Abstract

Rate of food production is getting increased due to the ascending value of human population growth rate. Rapidly increasing global food demand has a potent impact on the amount of agricultural waste, in addition to the consumption and pollution of limited natural resources. In this context, stakeholders with the high wastage values, who have not undertaken sustainable food production policies, cause serious damage to the economic cost, environment and food safety issues. In this study, information about the concepts of food waste, food loss, waste management and sustainability in food production is provided. Furthermore, the factors that affect the food waste, potential food loss and wastes in the food supply chain, as well as the actions to be taken in order to prevent the depletion of natural resources and to ensure sustainability, are mentioned. In addition to these, studies on the conversion of agricultural wastes into high value-added products, such as carbohydrates, fats, proteins and bioactive components and the application areas of these recycled products are covered.

**Keywords:** Agricultural waste, sustainability, waste valorization, recycling.

## 1. Giriş

Atık Yönetimi Yönetmeliği'ne göre atık; "üreticisi veya fiilen elinde bulunduran gerçek veya tüzel kişi tarafından çevreye atılan veya bırakılan ya da atılması zorunlu olan herhangi bir madde veya malzeme" olarak ifade edilmektedir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015). Gıda atıkları ise tarladan sofraya, gıda tedarik zincirinin her aşamasında, üretici, işlemci, perakendeci ve tüketicilerden kaynaklı, kaybolan gıda olarak tanımlanabilmektedir (Bellemare ve diğ., 2017). Gıda ve Tarım Örgütü'ne göre, gıda atıkları, perakende ve tüketim aşamalarında meydana gelen gıda kayıpları olarak belirtilir (FAO, 2022); bir başka tanıma göre ise, insan tüketimine uygun kaliteli gıdaların bireyler tarafından atılarak tüketilemeyen gıda olarak açıklanmaktadır (Lipinski ve diğ., 2016). Gıda atıklarının yanı sıra gıda kayıpları ise, hasat, hasat sonrası taşıma, işleme, depolama ve dağıtım sırasında meydana gelen istenmeyen gıda kayıplarıdır (FAO, 2022; Lipinski ve diğ., 2016). Gıda atıkları ve kayıplarını kapsayan gıda israfı ise, tarladan tüketime kadar geçen pek çok süreçte bozulma veya atık nedeniyle meydana gelebilmektedir (FAO, 2013).

Atık Yönetimi Yönetmeliği'nde atık yönetimi, "atığın oluşumunun önlenmesi, kaynağında azaltılması, yeniden kullanılması, özelliğine ve türüne göre ayrılması, biriktirilmesi, toplanması, geçici depolanması, taşınması, ara depolanması, geri dönüşümü, enerji geri kazanımı dâhil geri kazanılması, bertarafı, bertaraf işlemleri sonrası izlenmesi, kontrolü ve denetimi faaliyetlerini" içermektedir. Bütünsel bir sıfır atık yaklaşımıyla, atık yönetiminde öncelik sıralaması yapılmış olup ilk yapılması gereken seçenek üretim, tüketim ve hizmet süreçlerinde atık oluşumunun önlenmesi olarak belirlenmiştir. Bu aşamayı sırasıyla atığın azaltılması, yeniden kullanımı, geri dönüşümü ve/veya enerji kazanımı ve en son seçenek olarak da bertarafı takip etmektedir. Bu yaklaşımla, bertaraf edilecek atık miktarının azaltılarak, çevre ve insan sağlığı ile tüm kaynakların korunması hedeflenmiştir (Atık Yönetimi Yönetmeliği, 2015).

Tüm dünyada hızla gerçekleşen nüfus artışıyla birlikte gelişen teknoloji ve sanayi, atık ve sera gazı oluşumunda artışa sebebiyet vermiştir. Bu durum ise, sürdürülebilirlik kavramı ile sürdürülebilirliğe dair uygulamaların ortaya çıkmasını sağlamıştır (Weber ve Hogberg-Saunders, 2018).

Yukarıda sunulan bilgiler dikkate alınarak bu çalışmada, tarımsal atık yönetimi ile gıda üretiminde sürdürülebilirlik kavramları hakkında bilgi verilmektedir. Ayrıca, atıkların, karbonhidrat, yağ, protein, biyoaktif bileşen gibi katma değeri yüksek ürünlere dönüştürülmesi ve bu ürünlerin kullanım alanları konusunda gerçekleştirilen çalışmalar derlenmiştir.

## 2. Gıda Üretiminde Sürdürülebilirlik

Sürdürülebilir gıda üretimi, dünya üzerinde yaşayan her bireyin, yeterli oranda, dengeli ve sağlıklı besine ulaşmasını, mevcut doğal kaynakların tüketilmesi, kirlenmesi veya iklim krizinin artmasına izin vermeden, bu gıdanın sağlanabilmesini amaçlamaktadır (McClements, 2020). Bu hedef dâhilinde üretilen gıdanın erişilebilirliği, güvenliği ve besleyiciliğinin (makro ve mikro besin öğeleri açısından) yüksek olması gereğinin yanı sıra, fiyatının toplumlar tarafından karşılanabilir seviyede olması, üretimi esnasında harcanılan temiz su miktarı, küresel ısınma potansiyeli (kg CO<sub>2</sub> bazında), ozon incelme etkisi, toksin salımı, fosil yakıt tüketimi, toplam enerji ihtiyacı, toplam asit salımı (kg SO<sub>2</sub> bazında) gibi ilgili değerlerin de bir o kadar düşük olması gerekmekte ve oluşturduğu atıkların anılan çevre faktörleri gözetilerek bertarafı dikkatle takip edilmelidir (McClements, 2020). Günümüzün çevreci gıda üretimi ihtiyaçları karşılırken, gelecek nesillerin ihtiyaçlarının göz ardı edilmemesi gerekliliği, sürdürülebilir gıda üretiminin en önemli motivasyonlarından bir

diğeridir. Ancak teoride ideal olan bu sürdürülebilirlik sisteminin, planlama, dönüşüm ve uygulama süreçleri gerçekte oldukça zorlayıcı olabilmektedir (Gheewala ve diğ., 2020).

Sürdürülebilirlik kavramı geniş kapsamlı ele alınması gereken, disiplinlerarası, hızla gelişen ve güncellenen bir yaklaşım ile kurulabilir ve devam ettirebilir. Sürdürülebilir gıda sistemleri için alt disiplinler, örneğin, tarımsal ekoloji ve ekosistem çalışmaları; gıda-tarım güvenliği; su ürünleri; akıllı-iklim gıda sistemleri; zirai biyoloji; toprak, geçim ve gıda güvenliği; beslenme ve sürdürülebilir diyet; sosyal örgütlenmeler ve enstitüler; sürdürülebilir gıda işleme; şehir tarımı; entegre atık yönetimi ve zirai ekosistemler; akıllı sulama gıda üretimi şeklinde münferit olarak belirlenebilir. Birleşmiş Milletler (BM) Gıda ve Tarım Örgütü (FAO), sürdürülebilir gıda üretimi konusunda anılan konularla ilgili kritik araştırma ve raporlamalar yapmaktadır. Bu amaçla, sürdürülebilir gıda üretimi ve tarıma ilişkin 5 maddeden oluşan öncü kritik prensipleri, tüm dünyanın dikkatine sunmuştur (FAO, 2014).

1. Gıda sistemlerinde verimlilik, istihdam ve katma değer artırılması.
2. Doğal kaynakların korunması ve güçlendirilmesi.
3. Geçim kaynaklarının iyileştirilmesi ve kapsayıcı ekonomik büyümenin teşvik edilmesi.
4. İnsan, topluluk ve ekosistemlerin dayanıklılıklarının artırılması.
5. İdari otoritelerinin yeni zorluklara uygun hale getirilmesi.

Bu prensipler, dünya genelinde ziraat ve gıda üretimi ile ilgilenen tüm paydaşlara sürdürülebilir üretim için bir başlangıç rehberi olma niteliği taşımıştır. Ardından FAO bu manifestosunu daha da detaylandırarak, 2018 yılında yayınladığı "2030 Sürdürülebilir Kalkınma Hedefleri (SKH) – Açlığa Son" rehberinde, karar mercilerini yönlendirebilecek, gıda ve tarımı dönüştürmeyi ve bu alanda başarıyı arttırmayı amaçlayan 20 pratik ve birbirine bağlı eylem bildirgesini duyurmuştur (FAO, 2018). Söz konusu bildirmede, artan dünya nüfusunu besleyebilmek adına yapılan gıda üretiminin, var olan doğal kaynakları hızla tükettiği ancak buna rağmen dünya nüfusunun halen 8'de 1'inin açlık sınırının çok altında yaşadığı vurgulanarak, bu hayati konunun dengeye kavuşturulması için otoritelerce yapılması gerekenler ve alınabilecek önlemler belirtilmiştir. Doğal kaynakları tüketmeden ve kirlenmeden, iklim krizini derinleştirecek mümkün olan her türlü faaliyetten kaçınarak, dünya nüfusuna dengeli ve yeterli besin üretilip ulaştırılabilmek, sürdürülebilir gıda üretiminin başlıca hedefi olarak belirlenmiştir (FAO, 2018). Açlık ve fakirliğin sona ermesi, tarım alanlarının ıslah/rehabilitasyonu edilmesi, su altı yaşamının korunması ve hatta üretimde cinsiyet eşitliği gibi başlıklar, bu çok kapsamlı ve disiplinlerarası 20 eylem bildirgesinin maddeleridir. Dünya çapında pek çok üniversite, özel kuruluş ve şirket, bu büyük sürdürülebilirlik dönüşümüne uyum sağlayabilmek için halihazırda önemli adımlar atmaktadırlar (Bureau Veritas, 2020; VTT, 2022).

Bütüncül sürdürülebilir gıda üretiminin gerçekleşmesi, geleneksel üretim aşamalarının bu amaca yönelik dönüşümü ve adaptasyonu ile mümkün olabilir. Söz konusu dönüşüm, gıda/hammadde tedarik, üretim, tüketim ile entegre atık yönetiminin her aşamasına katılan paydaşların kendi üzerlerine düşen görevleri benimsemeleri ve yerine getirmeleri ile gerçekleşebilir. Bu amaç doğrultusunda geliştirilen "dijital dönüşüm" kavramı, akıllı tarım, projeksiyon ve şehir tarımı için yapay zeka, daha az atık üretimi için veri bilimi/yönetimi, tedarik zinciri izlenebilirliği ve denetlenilebilirliği için blok zincir gibi teknoloji ve yeniliklerin en güncel imkanlar dahilinde kullanılması anlamına gelerek, son yılların en çok dikkat çeken akademik ve endüstriyel araştırma alanlarından birisi olmuştur (De Bernardi ve Azucar, 2020; Herrero ve diğ., 2020). Özellikle yapay zeka teknolojisi, söz konusu dönüşümün tasarımı, uygulanacak metod ve yöntemlerin ürün ve üretime dair teknik, sosyal ve çevresel özelliklerinin projeksiyonu için birkaç yılda yeni kullanılmaya başlanmış olup popülerliği tahmin edilen ötesinde bir hızla



## Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

artmaktadır. Sürdürülebilir gıda uygulamaları için gereken dönüşümde, yapay zeka teknolojisi oldukça umut vadetmektedir (Camaréna, 2020).

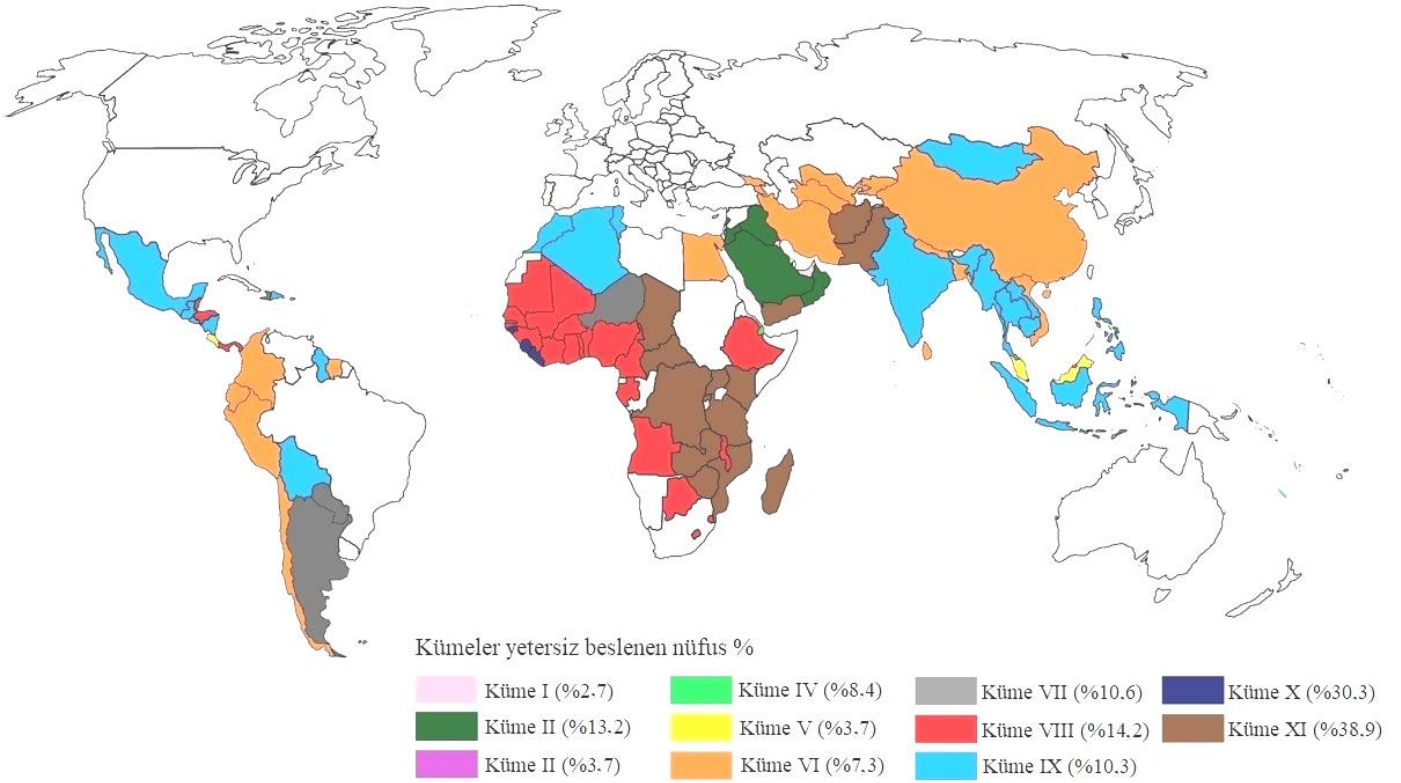
Gıda zincirinin son halkalarından birisi olan tüketiciler de, en az idari otoriteler ve üretim endüstri kadar, sürdürülebilir üretimin dönüşüm hızı, uygulanabilirliği ve yaygınlaşması konularında söz sahibidir. Yaş, cinsiyet, sosyal statü, çevre ve yaşanılan bölge gibi faktörler, bireylerin sürdürülebilir gıdaya olan taleplerini önemli ölçüde etkilemektedir. Tüketicinin, sürdürülebilir gıda ürünlerine olan eğilimi, bu şekilde üretilmiş ürünleri satın alma talebi, tüm süreci geriye dönük besleyen ve daha kaliteli üretime teşvik eden bir unsurdur. Benzer şekilde, gelişmiş ve gelişmekte olan ülkelerde, bireysel tüketici seviyesinde gıda israfını azaltma bilinci ve duyarlılığı, toplumsal tabana oturduğu takdirde endüstri ve politikayı yönlendirebilecek güce sahiptir (Zamri ve diğ., 2020). Bireysel gıda israfını önleme farkındalığını oluşturmak için erken yaşlarda başlayan eğitimin yanı sıra, yeni kuşağın sıklıkla kullandığı sosyal medyadaki bilinçlendirme kampanyalarının gücünün çok yüksek olduğu ifade edilmektedir. (Jenkins ve diğ., 2022). Günümüzde tüketici eğilimlerini anlamak için meta-analiz ve benzeri yöntemler kullanılmaktadır (Li ve Kallas, 2021). Tüketici eğilimlerini belirlemede, ülke/coğrafi bölge dahilinde yapılan çalışmalar, sürdürülebilir gıda üretim dönüşümünün, daha hızlı ve hatasız gerçekleşmesine olanak tanıyabilmektedir (Frehner ve diğ., 2022). Öte yandan ülkelerin ekonomik gelir düzeyi ve sürdürülebilir gıda dönüşümüne olan yatkınlıkları, uygulamaya geçişte önemli bir diğer faktördür. Gelişmiş ve gelişmekte olan ülkeler, hem tüketici nezdinde, hem de akademik ve endüstriyel sektörler açısından farklı dinamiklere sahip olacaklarından, bu dönüşüm için çok farklı stratejiler ve süreçler gerektireceklerdir (Hoek ve diğ., 2021; Movilla-Pateiro ve diğ., 2021).

Gelişmekte olan ülkeler, yetersiz beslenen nüfus yoğunluğu, tarımsal sulamada güçlükler ve dolayısıyla üretim/tüketim dengesizliğinin en çok gözlemlendiği ülkelerdir (Şekil 1). Bu ülkelerde sürdürülebilir gıda üretimine dönüşüm araçları, gelişmiş ülkelerin gereksinimlerinden çok farklıdır. (Pawlak ve Kolodziejczak, 2020). Bu nedenle, gıda üretim sanayine sahip olmasından bağımsız olarak gelişmekte olan ülkeler, ekonomik ve sosyolojik açılardan bireysel olarak ele alınmalı; nüfus artış hızı, gıda üretimi, nüfus beslenmesi, ekonomik gelişmeler ve enerji tüketiminde CO<sub>2</sub> emisyonu, sürdürülebilirlik adına mutlaka incelenmeli ve söz konusu ülke özelinde geliştirilecek bölgeye özgü stratejiler uygulanmalıdır (Rehman ve diğ., 2022). Dünya genelinde fakirlik ve açlığın bitirilmesi, doğal kaynaklar ve çevrenin korunması, her paydaş için fedakârlık ile kazanç elde edilmesi, ancak sürdürülebilir gıda üretim politikalarıyla mümkün görünmektedir. Özellikle Hindistan gibi yüksek nüfuslu ve gelişmekte olan ülkelerde, tarımsal üretim ve tarımsal biyokütle

atıklarının değerlendirilmesi/bertarafının, düşük karbon ayak izi ve etkin/düşük enerji tüketimiyle gerçekleştirilebilmesi amacıyla, âdem-i merkezîyetçi tedbirler gibi bazı özel uygulamalar umut vadetmektedir (Singh, 2017; Singh ve diğ., 2020).

Coğrafi bölgelere ve iklimlere göre değişkenlik gösteren tarım ve gıda uygulamalarının yanı sıra, bu değişkenlerden bağımsız olarak sürdürülebilir gıda üretimine katkıda bulunabilecek bazı yaklaşımlar da, teknolojinin ilerlemesi ile birlikte geniş kapsamlı olarak kullanılmaya ve yaygınlaşmaya başlamıştır. Örneğin, iklim değişikliği konusunda risk taşımayan, yeni nesil ambalaj malzemelerinin geliştirilmesi (biyo-bozunur özellik) ve bu ürünlerin endüstriyel ölçekte kullanıma uygun olarak tasarlanması, akademi/endüstri işbirliğinin -coğrafi konumdan bağımsız olarak- sürdürülebilir gıda üretimine sunabildiği önemli katkılardan biridir (Mendes ve Pedersen, 2021). Bir başka çarpıcı örnek olarak, paketlenmiş ürünlerin sterilizasyonun, yüksek hidrostatik basınç, soğuk plazma gibi özellikle ısı olmayan fiziksel yöntemlerle sağlanması, daha düşük enerji tüketimine ve kimyasal katkı/koruyucuların azaltılmasına olanak tanımaktadır (Bourke ve diğ., 2018). Bu tür yöntemler ilk başta yüksek yatırım maliyeti gereken ve endüstriye uyarlanmaları çok kolay olmayan teknolojiler olarak bilinseler de, ilerleyen teknoloji ile ekipman üretim maliyetlerinin düşmesi sayesinde, yatırım maliyetlerinde düşüş ve ekipmanların yaygınlaşmasında artış gözlenmektedir. Son yıllarda ısı olmayan gıda işleme metodlarının, çok çeşitli gıda malzemeleri üzerinde laboratuvar ve yarı-endüstriyel ölçekli ekipmanlarla yapılan incelemelerine ait bilimsel yayın sayısında gözlenen önemli artış, bu yargıyı doğrular niteliktedir. Öte yandan bir başka örnek olarak, mikro alglerin, biyoteknoloji araçları kullanılarak insan ve hayvan beslenmesi için sürdürülebilir ve oldukça umut vaat edici bir besin/protein kaynağı olabileceği, yine dünya genelinde pek çok araştırmacı tarafından incelenmekte olan güncel ve umut verici bir konudur. Mikro algler, az enerji tüketimi gerektiren, iklim krizi riskini arttırmayan, yüksek verimli üretim potansiyeli ve zengin besin içeriği sayesinde, sürdürülebilir gıda eldesinde önemli çevreci bir alternatif olma potansiyeli taşımaktadır (Kusmayadi ve diğ., 2021).

Tüm dünyada artan iklim krizi bilinci ve sürdürülebilir kaynaklara yönelim, gıda endüstrisi için de hayati önem taşıyan bir gerçekliktir. Teknoloji ve yeniliğin sunduğu imkanlar sürdürülebilir gıda üretimi dönüşümü için elzem araçlardır. Günümüzde bu konuda yapılan araştırmalar hızla artmaya başlasa da, hâlâ aydınlatılması gereken pek çok sorun ve alınması gereken uzun bir yol bulunmaktadır. Kurulacak ileri endüstri-akademi iş birlikleri ile, bu araştırmaların yakın gelecekte hızlanması ve derinleşmesi öngörülmektedir.



Şekil 1. Gelişmekte olan ülkelerde yetersiz beslenen nüfus oranları (Pawlak ve Kołodziejczak, 2020).

### 3. Tarımsal Atık Yönetimi

2022 yılı itibarıyla 7,9 milyar olan dünya nüfusunun, 2050 yılında 9,8 milyara ulaşacağı tahmin edilmektedir. Öte yandan, gıda üretim hızının insan nüfus artış hızından daha fazla olduğu ve günümüzde 10 milyar insanı besleyecek düzeyde gıda üretiminin yapıldığı bilinmektedir (Holt-Giménez ve diğ., 2012). Ancak, her yıl üretimin yaklaşık %30'u gıda tedarik zincirinde atık olarak karşımıza çıkmaktadır (Gustavsson ve diğ., 2011). Gıda israfı çevresel, sosyal ve ekonomik açıları değerlendirildiğinde; yaklaşık bir trilyon ABD doları tutarındaki ekonomik kayıp, tarımsal sulama suyunun dörtte biri, Çin'e eşdeğer büyüklükte ekin alanı kullanımı ve küresel ölçekte artan sera gazı emisyonlarının sorumlusudur (Craig ve diğ., 2016). Avrupa'da yıllık gıda israfı yaklaşık 100 milyon ton (FUSION, 2016), ABD'de ise yaklaşık 35 milyon ton olarak bildirilmiştir (U.S. Environmental Protection Agency, 2016). 2021 Birleşmiş Milletler (BM) Gıda İsrafı Endeksi Raporu'na göre Türkiye, en fazla gıda israfının yapıldığı ülkeler arasında ilk sıralarda yer almaktadır. Raporla göre, Türkiye'de her yıl kişi başı 93 kg ve toplam 7,7 milyon ton gıda israf edilmektedir. Dünya genelinde ise bu değer yıllık toplamda 931 milyon tona ulaşmaktadır. Gıda israfının en yaygın olduğu yerlerin, yıllık 569 milyon ton ile evsel tüketim (%61), 224 milyon ton ile servis aşaması (%26) ve 118 milyon ton ile perakende aşaması (%13) olduğu bildirilmiştir (BM Gıda Atıkları Endeksi, 2021). Dünyada en çok israf edilen gıdaların başında ise, sırasıyla, kök ve yumrulu bitkiler (patates ve soğan gibi) ile sağlıklı yağ içeren bitkiler (mısır ve ayçiçeği gibi), yaş meyveler ve sebzeler, et ve hayvansal ürünler, tahıl ve bakliyat ürünleri olduğu rapor edilmiştir (FAO, 2022).

Gıda israfı üzerine etkili olan faktörler; davranışsal (planlama, alışveriş ve depolama uygulamaları vb.), kişisel (eğitim, bilgi ve farkındalık düzeyi vb.), ürün (gıda ve ambalaj özellikleri) ve toplum kaynaklı (hanehalkı gelirleri, gıda fiyatları politikası vb.) etmenlerdir (El Bilali ve Hassen, 2020; Roodhuyzen ve diğ., 2017). Ayrıca, tüketicilerin küçük ölçekte veya yerel pazarlayıcılardan ziyade, büyük süpermarketlerden alışveriş yapmaları durumunda, gıda israfının arttığı bildirilmiştir

(Jörissen ve diğ., 2015). Tüketici davranışlarını etkileyen tüm bu faktörler, kişiye, bölgeye (kırsal/kentsel) veya ülkeye göre değişkenlik gösterebilmektedir. Gıda israfı küresel bir sorun olmasına rağmen, gıda israfının kapsamı bakımından ülkeler arasında büyük farklılıklar bulunmaktadır (Roodhuyzen ve diğ., 2017).

Gıda atıkları, üretimin başlangıcı olan tarlalardan itibaren oluşmaya başlanmaktadır. Sera atıklarının çevre üzerindeki olumsuz etkilerinin azaltılması ve geri dönüşümlerinin sağlanması amacıyla, kompostlanmasına ilişkin çeşitli çalışmalar yapılmıştır. Ülkemizde tarımsal atıklardan kompost üreten işletmeler, en çok Marmara ve Akdeniz bölgelerinde yer almakta olup Doğu Anadolu ve Karadeniz bölgelerinde ise kompost üretiminin daha düşük oranda yapıldığı belirtilmektedir (Çerçioğlu, 2019).

Son yıllarda oldukça hızlı bir artış gösteren gıda üretimi nedeniyle, gıda işletmelerindeki atık miktarlarında da benzer oranda artışlar meydana gelmektedir. Türkiye'de gıda üretim atıkları diğer sanayi atıklarının %5'ini oluşturmaktadır (TÜİK, 2021).

Ortaya çıkan tüketim olgusunun belirgin şekilde etkisini sürdürdüğü alanlardan biri restoranlardır. Gıda atıkları yiyecek/içecek işletmelerinde, gerek mutfaklarda işleme aşamasında, gerekse tabaklarda bırakılan yiyeceklerle nihai aşamada oluşmaktadır. Çirioğlu ve Akoğlu (2021) tarafından, İstanbul'daki restoranlarda, gıda atıklarının tam olarak hangi aşamada ve hangi sebeple meydana geldiğini tespit edebilmek amacıyla yürütülen bir çalışmada, seçilen tesislerdeki katılımcıların neredeyse tamamının gıda atıklarına yönelik detaylı bir bilgiye sahip olmadığı belirlenmiştir. Bu çalışmaya göre, en fazla atık %79,3 oranıyla servis aşamasında oluşmakta olup, gıda atıkların tür bakımından %68,9 oranıyla sebzelerden kaynaklandığı tespit edilmiştir. Seçilen işletmelerin tamamı, biyodizel üretiminde kullanılmak üzere atık yağların takibini yaptıklarını bildirmiş olup %82,7'si gıda atıklarını sos, çorba vs. şeklinde yeniden değerlendirdiklerini, %44,8'i ise oluşan gıda atıklarını bağışladıklarını bildirmişlerdir. Restoranlarda oluşan atıkların

## Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik

büyük oranda müşteri beklentileri (%31) ve personel dikkatsizliği (%21) nedeniyle oluştuğu ifade edilmiştir (Çirişoğlu ve Akoğlu, 2021).

Dünya genelinde gıda atıklarının oluşmasında en yüksek israf oranı evlerde görülmektedir. Hanelerde meydana gelen gıda israfıyla mücadele etmek amacıyla, Güney Kore, "attığın kadar öde (pay-as-you-thrash)" politikası uygulamaktadır. Bu politikaya göre, her hane, üretilen ve bertaraf edilen gıda atığı miktarının maliyetinden sorumlu olmaktadır. Süreç, evsel gıda atıklarını bertaraf etmek için plastik poşetlerin satın alınması veya bir radyo frekanslı tanımlama (RFID) makinesi aracılığıyla hacim bazlı fiyatlandırma yapılması yoluyla uygulanmaktadır (Adelodun ve diğ., 2021). Benzer şekilde, kaynağında ayırma ve "attığın kadar öde" politikasını izleyen Avusturya, İspanya, İtalya, Almanya, Hollanda ve İsveç gibi Avrupa ülkelerinde, diğer atıklara kıyasla gıda atıklarında önemli oranda azalma meydana gelmiştir (Reichenbach, 2008). İsveç'te bu planı uygulamayan hanelere kıyasla, "attığın kadar öde" politikasını uygulayan hanelerden üretilen evsel atıklarda %20 oranında bir azalma olduğu bildirilmiştir (Dahlén ve Lagerkvist, 2010). Gıda israfının azaltılmasına yönelik gerçekleştirilen girişimlere rağmen, evsel gıda atıkları, tedarik zincirinde üretilen toplam gıda israfının %35'lik önemli bir oranını oluşturmaktadır (Chalak ve diğ., 2016; Lipinski ve diğ., 2016).

Mevcut yüksek gıda israfı nedeniyle devletler, çeşitli işletmeler ve sivil toplum kuruluşları, entegre atık yönetimi ve sürdürülebilirlik konularında gerekli eylem planlarını oluşturmuşlardır. Örneğin, Avrupa Birliği (AB) ve Birleşmiş Milletler (BM), Sürdürülebilir Kalkınma Hedefleri (SKH) doğrultusunda 2030 yılına kadar israf edilen gıda miktarını yarıya indirmeyi hedeflemektedir (Gustavsson ve diğ., 2012). Gıda israfını azaltmaya yönelik yürütülen farkındalık çalışmaları sayesinde, çeşitli gıda tedarik zincirlerinde üretilen gıda atıklarının ölçülmesi (Lebersorger ve Schneider, 2014), gıda israfı nedenlerinin teorik ve deneysel olarak araştırılması ile gıda atığı miktarının azaltılması konularında bilim insanları tarafından son yıllarda çeşitli araştırmalar yapılmaktadır (Eriksson ve Spångberg, 2017). Dünyada gıda israfını önlemeye yönelik olarak küresel bir girişim olarak başlatılan "SAVE FOOD" hareketi ile gıda zincirinin tüm paydaşları arasında bir birlik oluşturulması hedeflenmiştir (FAO, 2018). Benzer şekilde, BM Çevre Programı (UNEP) da "Think-Eat-Save" küresel çalışmasını başlatarak, BM'in açlığa son verme hedefine destek olmuştur (FAO, 2018). Bunların yanı sıra Uluslararası Tarımsal Kalkınma Fonu (IFAD) ve Ekonomik İş Birliği ve Kalkınma Örgütü'nün (OECD) de gıda kayıplarını önlemeye yönelik projeleri bulunmaktadır (IFAD, 2018; OECD, 2014; OECD, 2018). Kanada, İngiltere, Japonya gibi gelişmiş ülkeler ile gelişmekte olan ülkelerde dijital platformda sürdürülen gıda israfını önleme çalışmaları (ivalueofood.com; Feeding America, vb.) oldukça yaygın olarak yürütülmektedir. Türkiye'de ise gıda israfını önlemeye yönelik olarak; 2013 yılında ekmek israfını engelleme çalışmaları (TMO, 2013), 2000'li yılların başından itibaren gıda bankacılığının kurulması (Güneş ve Keskin, 2017), "Fazla Gıda" platformunun geliştirilmesi (www.fazlagida.com) ve İyi Tarım Uygulamaları gibi faaliyetler bulunmaktadır (Demirbaş, 2018).

Değerli doğal kaynakların korunması ve sürdürülebilirliğin sağlanması amacıyla uygulanması gereken en temel eylem, üretimden tüketime dek, işleme, depolama, taşıma ve tüketiciye ulaşma gibi tedarik zincirinin tüm bileşenlerinde gıda kayıpları ve atıklarının önlenmesidir. Bununla birlikte, bazı tarımsal kalıntılar, gıda üretim artıkları ya da bitki ve hayvanların yenmeyen kısımları gibi bazı gıda fraksiyonları, kaçınılmaz olarak israf edilmektedir. Öte yandan bu organik atıkların geri kazanımı, bitkisel biyokütle ile hayvansal yan ürünlerden çeşitli kimyasallar ve yakıt elde edilmesi ile mümkündür; böylelikle yenilenemeyen kaynakların azalmasını önüne geçilmesinin yanı sıra, çevresel

bütünlüğün sağlanmasına da büyük oranda katkı verilmektedir (Glasgo ve diğ., 2016; Santagata ve diğ., 2019).

## 4. Atıkların Katma Değeri Yüksek Ürünlere Dönüştürülmesi

### 4.1. Karbonhidrat eldesi ve kullanım alanları

Karbonhidratlar, türlerine, moleküler ağırlıklarına veya polimerizasyon derecelerine bağlı olarak monosakkaritler, oligosakkaritler ve polisakkaritler şeklinde sınıflandırıldıkları gibi, sindirilebilir veya sindirilemez olarak da sınıflandırılabilirler. Mono- ve oligosakkaritler, asit hidrolizi, enzimatik hidroliz ve otohidroliz gibi çeşitli hidroliz işlemleri ile gıda atıklarından ekstrakte edilerek geri kazanılabilirler (Mohd Thani ve diğ., 2020). Pirinç samanı ve kabuğu, kahve telvesi, şeker kamışı küspesi, kullanılmış çay yaprakları, meyve ve sebze kabukları, mısır sapı, yağı alınmış tohumlar oligosakkaritlerin elde edildiği gıda atıklarına örnektir (Awasthi ve diğ., 2022) (Tablo 1). Yapılan çalışmalarda tarımsal gıda atıklarından elde edilen oligosakkaritlerin, prebiyotik olarak kullanılacakları de öne sürülmektedir (Cano ve diğ., 2020).

Gıda atıklarında bulunan polisakkaritler genellikle bitkinin hücre duvarında yer alan, lignin, selüloz, hemiselüloz ve pektin gibi yüksek moleküler ağırlıklı bileşiklerdir. Selüloz, sarımsak kabuğu (Hernández-Varela ve diğ., 2021), mısır sapı (Gu ve diğ., 2020), üzüm posası (Coelho ve diğ., 2018) gibi çeşitli tarımsal atıklardan elde edilebilmektedir. Yapılan çalışmalarda atıklardan ayrıştırılan selülozun yağ ikamesi olarak kullanılmasının, gıda dokusunu iyileştirdiği görülmüştür (Wang ve diğ., 2018). İlaveten, selülozun gıdaları korumak için film olarak kullanımı da yaygın bir uygulamadır (Riaz ve diğ., 2020). Doğada en yaygın olarak bulunan hemiselüloz olan ksilan, ananas kabuğu (Banerjee ve diğ., 2019), pirinç samanı (Gautério ve diğ., 2020) ve kinoa sapları (Gil-Ramirez ve diğ., 2018) gibi tarımsal atıklardan elde edilebilmektedir. Pektin ise, pek çok tarımsal gıda atığından ekstrakte edilebilmektedir (Rivas ve diğ., 2021). Petkowicz ve Williams (2020) yürüttükleri araştırmada, brokoli sapının, FAO ve AB tarafından gıda uygulamaları için belirlenen aralıkta galakturonik asit içeren pektin elde etmek için kullanılabilirliğini öne sürmüşlerdir. Araştırma sonuçları brokoli sapından geri kazanılan pektinin, gıda endüstrisinde kıvam artırıcı ve emülsifiye edici bir ajan olarak kullanılabilirliğini göstermiştir (Petkowicz ve Williams, 2020). Farklı yöntemler kullanılarak portakal kabuklarından pektin eldesinin araştırıldığı bir çalışmada ise, yüksek metillenmiş pektin eldesi için sıcak su ile ekstraksiyonun, düşük metillenmiş pektin eldesi için ise mikrodalga destekli ekstraksiyon yönteminin, verim, esterleşme derecesi ve enerji tüketimi açısından en sürdürülebilir yöntemler olduğu görülmüştür (Benassi ve diğ., 2021). Benzer şekilde, Kazemi ve diğ. (2019) çalışmasında, ultrases yöntemi ile patlıcan kabuğundan elde edilen yüksek metillenmiş pektinin, iyi fonksiyonel özellikler gösterdiğini bildirmişlerdir.

Yapılan çalışmalar gıda atıklarından pektin gibi polisakkaritlerin eldesi için kullanılan geleneksel yöntemlerin, termal bozunma, istenmeyen fiziko-kimyasal ve fonksiyonel özellikler oluşturma ve uzun süreli doğrudan ısıtma nedeniyle düşük derecelerde esterleşme gibi bazı kısıtlayıcı nitelikleri olduğunu ortaya koymuştur. Öte yandan, mikrodalga, ohmik ısıtma, darbeleri elektrik alan, yüksek basınç, ultrases ve bunların kombinasyonları gibi yeni işleme teknolojilerinin, enerji ve zaman tasarrufu avantajları bulunmaktadır (Gavahian ve diğ., 2021). Fakat bu yöntemlerin uygulanması başlangıç aşamasında olup, henüz endüstriyel ölçekte gerekli standardizasyon sağlanamamıştır. Gıda atıklarının endüstriyel boyutta değerlendirilebilmesi için homojen hammadde temini ve lojistik sorununun giderilmesi önemli faktörlerdendir (Sharma ve diğ., 2021).

Tablo 1. Atıklardan karbonhidrat, yağ, protein ve biyoaktif bileşen eldesi ile ilgili çalışmalar

Atık türü	Kullanılan Yöntem ve İşleme Koşulları	Geri Kazanım Oranı	Referans
<i>Karbonhidratlar</i>			
Sarımsak kabuğu	(i) 80°C sıcak suda 3 saat karıştırma, (ii) 100°C'de 4 saat kurutma, (iii) etanol:toluen (19:1) ile 6 saat muamele, (iv) 80°C %5 NaOH ile 5 saat ekstraksiyon, (v) 1:1:1 asetat tamponu (pH = 4,5), sulu klorit (%1,7) ve distile su ile 85°C'de 2 saat ağartma, (vi) su ile nötralizasyon ve kurutma	%45,6 selüloz %25,2 lignin %7,6 hemiselüloz	Hernández-Varela ve diğ., 2021
Mısır sapı	(i) Benzen:etanol karışımı (2:1) ile 90°C'de 6 saat saflaştırma, (ii) 75°C %1 NaClO <sub>2</sub> ile (pH 4-5) 1 saat ekstraksiyon, (iii) 80°C'de 12 saat %8 NaOH ile çalkalama	%92,37 selüloz %0,35 klason lignin %7,28 hemiselüloz ve pektin	Gu ve diğ., 2020
Üzüm posası	(i) 60°C'de 18 saat kurutma, (ii) 120°C etanolde 1 saat ekstraksiyon, (iii) 70°C'de 24 saat kurutma ve %2 H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ile 90°C'de 5 saat karıştırma, (iv) 5% NaOH ile 10 saat oda sıcaklığında, 5 saat 90°C'de muamele, (v) %5 H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ile 60°C'de önce 8 saat, sonra 15 saat ağartma	%80,1 selüloz %4,30 klason lignin	Coelho ve diğ., 2018
Ananas kabuğu	<i>Konvansiyonel alkali ekstraksiyonu:</i> (i) Hekzan, su ve etanol ile muamele, (ii) %5-15 NaOH ile 35-65°C'de 16 saat çalkalama, (iii) 45°C de kurutma, (iv) asetik asit ile pH 5'e ayarlanması, (v) hemiselülozun %95 soğuk etanol ile çöktürülmesi <i>Hidrotermal destekli alkali ekstraksiyonu:</i> (i) 121°C'de %5-15 NaOH ile 30-90 dk ekstraksiyonu, (ii) asetik asit ile pH 5'e ayarlama, (iii) hemiselülozun %95 soğuk etanol ile çöktürülmesi	%20,9 selüloz %31,8 hemiselüloz %10,4 lignin	Banerjee ve diğ., 2019
Kinoa sapı	<i>Statik yöntem:</i> 80°C'de 1,5 saat boyunca 0.5 M NaOH ile muamele <i>Geri akım yöntemi:</i> (i) 100°C'de 1 saat boyunca 0,5 M NaOH ile muamele, (ii) asetik asit ile pH 5'e ayarlama, (iii) ksilanın %95 soğuk etanol ile çöktürülmesi	<i>Statik yöntem:</i> 35-88 mg/g ksilan <i>Geri akım yöntemi:</i> 44 mg/g ksilan	Gil-Ramirez ve diğ., 2018
Brokoli sapı	Kaynar etanol ile muamele ve 30 dk boyunca 0,1 M nitrik asit ile ekstraksiyon	%18 pektin (%75 galakturonik asit içeriği)	Petkowicz ve Williams, 2020
Portakal kabuğu	<i>Sıcak su yöntemi:</i> 70°C'de 60 dk, 90 C'de 80 dk <i>Hızlı katı sıvı dinamik yöntem:</i> 8-9 bar 10 saniye, 12 döngü <i>Mikrodalga destekli yöntem:</i> 300 W 5 dk	%1-21 pektin	Benassi ve diğ., 2021
Patlıcan kabuğu	<i>Ultrasonik ekstraksiyon:</i> 50-150 W, 10-30 dk, pH 1,5-3	%2,2-27,60 pektin	Kazemi ve diğ., 2019
<i>Yağlar</i>			
Yabani elma ( <i>Malus spp.</i> )	Asit ön-esterleşmeli iki aşamalı biyorafinasyon (GS/MS ve RP-HPLC/FLD ayırma)	56 farklı lipofilik bileşen %57,8 linolenik asit %54,3 α-linolenik asit %25,5 oleik asit	(Radenkovs ve diğ., 2018)
Gıda atık karışımı (%51,4 karbonhidrat, %15,7 yağ, %27,5 protein içerikli)	180-220 °C ve 15-30 dk hidrotermal karbonizasyon	Hidrokar fazından %78 verimle yağ asitleri (C14:1, C17:1, C8, C17)	Motavaf ve diğ., 2021
Palmiye biyokütlesi	Yüksek basınçlı yüksek sıcaklıklı su ve buhar uygulaması (500 psi basıncı su-buhar karışımınının 150 °C'de uygulanmasıyla)	Kalıntı yağların geri kazanımı, %94 verimle	Md Yunos ve diğ., 2017
Nar posası	Enzimatik (proteaz) "yeşil" ekstraksiyon yöntemi (50 U/g, 14 s, 45 °C, pH 7,2)	%22,9 geri kazanılmış yağ (%97,4'ü serbest formda)	Talekar ve diğ., 2018
Glukoz	Mikro alg uygulaması ( <i>Chlorella sp.</i> ), 6,5 g/L	15 g/L glukozdan 2,0 g/L lipit ve 50 mg/L lutein eldesi	Wang ve diğ., 2020
Nişasta	Karanlık fermantasyon (baskın olarak <i>Clostridium</i> ) ve mikro alg biyoreaktörü	7 g/L nişasta içeren gıda atık kütlelerinden 515,6 mg/L yağ eldesi	Ren ve diğ., 2019
Deniz levreği ( <i>Dicentrarchus labrax</i> ) atık silajları	Kimyasal olarak formik asit ile ya da mikrobiyal olarak laktik asit bakterisi suşu ( <i>Lactobacillus plantarum</i> , <i>Pediococcus acidilactici</i> , <i>Enterococcus gallinarum</i> , <i>Lactobacillus brevis</i> and <i>Streptococcus spp.</i> ) karışımı	%23,3 ve %23,6 yağ asidi geri kazanımı	Özyurt ve diğ., 2018

**Tablo 1.** Atıklardan karbonhidrat, yağ, protein ve biyoaktif bileşen eldesi ile ilgili çalışmalar (devamı)

Atık türü	Kullanılan Yöntem ve İşleme Koşulları	Geri Kazanım Oranı	Referans
<i>Proteinler</i>			
Buğday kepeği	(i) pH 2-12 (0,10 M HCl ya da 0,10 M NaOH) su ile 20°C'de 2 dk karıştırma, (ii) 20°C'de 150 rpm hızında 1 saat süresinde çalkalama, (iii) 20°C'de 9600×g hızında 20 dk süresinde santrifüjleme	%16-18 protein	De Brier ve diğ., 2015
Tohum yağ küspeleri	Elektrostatik ayırma (10 000 V), alkalik ekstraksiyonu, su ekstraksiyonu, etanol ile çöktürme	%15-50 protein	Pojčić ve diğ., 2018
Okara (soya kalıntısı)	Belirtilmemiş	%27 protein	Kumar ve diğ., 2020
Mantar, şeker pancarı, kabak çekirdeği, şerbetçiotu ve yalancı iğde tohumu küspeleri	Asit hidrolizi	%20-40 protein	Prandi ve diğ., 2019
Tarihi geçmiş olan süt ürünleri	<u>Süt:</u> Santrifüj, 20°C'de kurutma <u>Yoğurt ve peynir:</u> 80°C su ile seyreltme, 8 saat karıştırma, filtrasyon, 60°C'de 36 saat kurutma	Belirtilmemiş	Eissa ve diğ., 2018
	<u>Sıvı iki fazlı yüzdürme yöntemi:</u> Üst faz olarak %80 konsantrasyonda etanol, alt faz olarak %10 süt ile birlikte 150 g/L dipotasyum hidrojen fosfat ve 7,5 dk'lık yüzdürme süresi	%78,9 protein	Tham ve diğ., 2019
<i>Biyoaktif bileşenler</i>			
Meyve ve sebze atıkları	Mikrodalga destekli ekstraksiyon	Fenolik bileşenler, karotenoidler (0,32-4117 mg/100g)	Alvi ve diğ., 2022
Elma posası	Ultrases destekli ekstraksiyon (45°C'de 45 dk süresince)	0,56-10,05 mg GAE/g TFM	Pollini ve diğ., 2022
Meyve, sebze, bitki ve tohum atıkları	Darbeli elektrik alan (4,5-13,3 kV/cm, 3-70 µs, 20-700 darbe) Ohmik ısıtma (150 V, 16-840 V/cm, 70-100 °C, 1 sn-1 saat)	<u>Darbeli elektrik alan:</u> 1,2-39 mg GAE/g TFM <u>Ohmik ısıtma:</u> 1,2-39 mg GAE/g toplam TFM	Ebrahimi ve Lante, 2022
Nar kabukları	Yüksek basınçlı (>300 MPa) ekstraksiyon	1,19 mg/g ferulik asit	Balasubramaniam, 2021
Turunçgil kabukları	%20 etanol ile sıvı (20 MPa, 20°C) ve süperkritik karbondioksit (30 MPa, 60 °C) ekstraksiyonu	19.86-44.05 mg/g naringin	Romano ve diğ., 2022
Karnabahar atıkları	Bakteri destekli ekstraksiyon işlemi ( <i>Bacillus subtilis</i> )	0,227-0,245 mg/g polifenol 2,170-3,071 g/g epigallokateşin gallat 8,670-11,30 g/g epikateşin 4,108-4,411 g/g epikateşin gallat 1,880-2,711 g/g klorojenik asit 0,005-0,006 g/g izotiyosiyanat	Doria ve diğ., 2022
Nar kabukları	Ultrasonik banyoda ekstraksiyon (50°C, 59,2 W/cm <sup>2</sup> , 15 dk)	0,500-12,341 µmol GAE/g TFM	Gigliobianco ve diğ., 2022

TFM: Toplam fenolik madde

#### 4.2. Yağ eldesi ve kullanım alanları

Yağlar, hem moleküler biyoloji bazında canlılar için elzem olan özellik ve görevlere sahip olmaları, hem de yüksek enerji barındırmaları sebebiyle tüm canlıların beslenmesinde kritik rolü olan makro besinlerdendir. Sürdürülebilir gıda üretim zincirinin entegre atık yönetimi basamağında, gıda atıklarından değerli lipid ve yağ asitlerinin geri kazanılmasının önemi uzun zaman önce anlaşılmaya başlamış olup (Daido, 1987) günümüzde de hâlen en yüksek verimle ürün eldesi için araştırmalar devam etmektedir.

Gıda atık kütesinin katı fazından biyo-rafinasyonla elde

edilen yağlar, yaygın olarak biyodizel üretiminde kullanılmaktadır. Ancak elde edilen geri kazanılmış yağ fraksiyonunda serbest, özellikle çoklu doymamış yağ asitlerinin bulunması, hem üretilen biyodizel yakıtının düşük oksidasyon dayanıklılığına sahip olmasına, hem de biyo-yararlılığı yüksek bu maddelerin verimsiz şekilde yitirilmesine yol açmaktadır (Carmona-Cabello ve diğ., 2018). Asit ön-esterleşmesi dâhil olmak üzere uygulanan iki aşamalı biyo-rafinasyonla üretilen biyodizelin verimliliği, %90 oranında artırılabilir (Hossain ve diğ., 2018); ancak, bu değerli yağların tekrar besin olarak kullanılabilmesi çok daha verimli bir geri kazanım gerekebilmektedir. 2018 yılında yapılan bir çalışmada, bir tür yabani elmadan (*Malus spp.*) meyve suyu üretimi sonucunda elde edilen posada GS/MS ve RP-

HPLC/FLD sistemleri kullanılarak 56 farklı lipofilik bileşen olduğu tespit edilmiştir. Elde edilen yağlardaki bu bileşenlerin yoğunlukla %57,8 linolenik, %54,3 α-linolenik ve %25,5 oleik asit oldukları görülmüştür (Radenkovs ve diğ., 2018). Bu amaçla son yıllarda pek çok farklı yaklaşımla atık biyokütlelerden yağ/yağ asidi elde edilmesine yönelik çalışmalar yapılmaktadır.

Gıda atıklarından yağların geri kazanılmasında, fiziksel, kimyasal ve biyo-teknolojik yöntemler kullanılabilir. Örneğin bir çalışmada, farklı reaksiyon koşulları altında (180-220 °C ve 15-30 dk), hidrotermal karbonizasyon ile hidrokar fazından yağ asitleri (C14:1, C17:1, C8, C17) ve sıvı fazdan diğer besin öğeleri (fosfor ve azot bazında) geri kazanımı, sırasıyla %78, 50 ve 38 mertebelerinde olmuştur (Motavaf ve diğ., 2021).

Yüksek basınçlı yüksek sıcaklıklı su ve buhar uygulaması, palmye biyokütlesinden yağ ve lignoselüloz ayrımı/geri kazanımı için denenmiş olup 500 psi basıncı su-buhar karışımının 150 °C'de uygulanmasıyla, palmye pres kekinde bulunan kalıntı yağların %94,41 oranla geri kazanılabildiği gösterilmiştir (Md Yunos ve diğ., 2017). Bir başka çalışmada, enzimatik yeşil ekstraksiyon yöntemi, meyve suyu atık ürünü olan nar posasına uygulanmış ve yağ dahil, protein ve selüloz gibi diğer önemli besin maddelerinin yüksek kaliteyle geri kazanımları hedeflenmiştir. Yapılan proteaz uygulamasıyla (50 U/g, 14 s, 45 °C, pH 7,2), %97,4'ü serbest formda olmak üzere, %22,9'luk bir oranda posadan yağ elde edildiği vurgulanmıştır. Üstelik bu yöntemle elde edilen yağların geleneksel hekzan ekstraksiyonuna göre, %2,3 daha yüksek konjuge yağ asidi içerdiği bildirilmiştir (Talekar ve diğ., 2018).

Mikro alg fermentasyonu, biyokütle atıklarından yağ eldesi için kullanılabilecek bir diğer yöntem olarak önerilmekte ve kullanılmaktadır. Bu yaklaşımla, biyokütle içerisinde zaten var olan yağ fraksiyonlarının ayrıştırılması ve geri kazanılmasından çok, mikro alglerin sürdürülebilir olarak gıda atıklarından yağ üretebilmeleri hedeflenmektedir. Örneğin bir çalışmada, *Chlorella* sp.'in (~6.5 g/L) ortamda var olan glukozu (~15 g/L) kullanarak lipid (~2.0 g/L) ve lutein (~50 mg/L) üretebildiği gözlemlenmiştir (Wang ve diğ., 2020). Benzer şekilde farklı bir çalışmada entegre edilmiş karanlık fermentasyon (baskın olarak *Clostridium*) ve mikro alg biyoreaktörü kullanılarak 7 g/L nişasta içeren gıda atık kütlelerinden 515,6 mg/L yağ eldesi sağlanabilmiştir. Tek başına kullanılan karanlık fermentasyona göre dönüşüm verimliliği %14,8'den %35'e yükseltilebilmiştir (Ren ve diğ., 2019).

Su ürünleri üretiminden elde edilen atıklar, başta değerli yağlar olmak üzere pek çok besin ögesi barındırabileceklerinden yeniden değerlendirme ve geri kazanım amacıyla sıklıkla çalışılan materyallerden birisidir. Örneğin, deniz levreği (*Dicentrarchus labrax*) atığı silajları, hem formik asit, hem de beş farklı laktik asit bakterisi suşu (*Lactobacillus plantarum*, *Pediococcus acidilactici*, *Enterococcus gallinarum*, *Lactobacillus brevis* and *Streptococcus spp.*) ile işlenerek çoklu doymamış yağ asitleri kütlelerinden geri kazanılmaya çalışılmıştır. Her iki yöntem arasında, elde edilen yağ asit oranında önemli bir farklılık gözlemlenmezken (%23,3-23,6), bu yağ asitlerinin besin takviyesi olarak gıda ürünlerine eklenebilecekleri belirlenmiştir (Özyurt ve diğ., 2018). Su ürünleri atıklarından değerli bileşen olarak yağ asitleri geri kazanımı oldukça dikkat çeken ve popüler bir konu olmakla beraber, güncel bir derleme makale, balık atıklarından omega-3 yağ asitlerinin (özellikle eikosapentaenoik asit (EPA) ve dokosaheksaenoik

asit (DHA)) sürdürülebilir şekilde geri kazanımı ve ileri değerlendirme yöntemlerini ele almıştır. Söz konusu çalışma, rafine etme, transesterifikasyon ve fraksiyonlama gibi var olan geri kazanım tekniklerini umut verici olarak yorumlansa da, daha verimli ve yüksek saflıkta yağ asidi eldesi için ileri çalışmalar yapılması gerektiğini önermektedir (Alfio ve diğ., 2021).

Son yıllarda, biyo-yakıt ve besin ögesi olarak kullanılabilirlerinin dışında, gıda atıklarından geri kazanılan yağların biyo-bazlı poliüretan ambalaj ve termal izolasyon köpüğü üretiminde kullanımı gibi alternatif değerlendirme olasılıklarını araştıran umut vaat eden çalışmalar da yapılmaktadır. Bu çalışma için, pirinç, erişte, sebze ve et atıkları içeren karışık restoran atıklarından, enzimatik hidroliz ve saflaştırma ile yağlar geri kazanılmıştır. Elde edilen yağlardan, dietanolamin (DEOA ya da DEA) ve lipid epoksidasyon ile lipid transamidasyon ve sonrasında trimetilolpropan ile epoksi halka açılması sonucu, polioli sentezi gerçekleştirilmiştir (Lin ve diğ., 2021).

Gıda atıklarından elde edilen yağların saflaştırılması ve geri kazanımında daha yüksek verimlere ulaşılması, mevcut çalışmalarca belirlenmiş olan geliştirilmesi gereken bileşenlerdir. Bu iyileştirmelerin tamamlanmasıyla, sürdürülebilir ve sıfır atık gıda üretimi/tüketimine bir adım daha yaklaşmış olunacaktır.

#### 4.3. Protein eldesi ve kullanım alanları

Gıda atıkları, genel olarak insan gıdaları veya hayvan yemi olmak üzere, katma değerli bir bileşen ve/veya ürün olarak kullanılma potansiyeline sahip önemli protein kaynaklarıdır. Gıda atıklarının kıymetli bir protein kaynağı olarak değerlendirilebilmeleri için 3 temel gereksinimi karşılaması gerekir: (i) yüksek protein içeriğine sahip olmalı, (ii) dengeli esansiyel amino asit bileşimi ile kaliteli protein içeriğine sahip olmalı ve (iii) protein kaynağı olarak kullanılmadan önce toksik ve alerjik maddelerden uzaklaştırılmış olmalıdır (Kamal ve diğ., 2021).

Gıda atıkları, ham protein içerikleri ve besin değerleri dikkate alınarak, hayvansal ve bitkisel kaynaklı proteinler olmak üzere 2 temel başlıkta sınıflandırılabilir (Dini, 2021). Balık unu, et ve kemik unu, peynir, yoğurt ve peynir altı suyundan elde edilen hayvansal kaynaklı gıda atığı proteinleri, amino asit profilleri göz önünde bulundurularak kaliteli protein kaynakları olarak kabul edilmektedirler (Prandi ve diğ., 2019). Öte yandan, bu kaynaklardan elde edilen gıda atığı proteinlerinin kullanımı, Bovin Süngerimsi Ensefalopati (BSE) veya daha yaygın bilinen ismiyle deli dana hastalığının yayılması nedeniyle, bazı ülkelerde yasaklanmıştır (Regulation EC No 999/2001). Bu durum dikkate alındığında, protein açısından zengin diğer alternatif kaynaklara yönelme ihtiyacı ortaya çıkmış ve bununla beraber son yıllarda bitkisel kaynaklı proteinlere olan eğilim artmıştır.

Yulaf, pirinç ve buğday kepeği gibi bazı bitkisel kaynaklı gıda atıklarından elde edilen proteinler, esansiyel amino asit kompozisyonları ve yüksek besin değerleri nedeniyle önemli protein kaynakları olarak kabul edilmektedirler (Alzuwaid ve diğ., 2020; Han ve diğ., 2015; Skendi ve diğ., 2020). Örneğin, buğday kepeği %16-18 oranında protein içermekte olup, besleyici olarak dengeli bir amino asit bileşimine sahiptir ve özellikle lizin, triptofan gibi esansiyel amino asitler açısından zengin bir kaynaktır (De Brier ve diğ., 2015). Benzer şekilde, %15-50 protein içeriği ile tohumların yağ ekstraksiyonu işlemi sonrası açığa çıkan yağ küspeleri, proteinlerin geri kazanımı için değerli kaynaklardan biri

olarak kabul edilmektedir (Pojić ve diğ., 2018). Soya endüstrisinin ana atığı olan, okara olarak da adlandırılan soya kalıntısı da, iyi bir besleyici kaliteye sahip olup %27 protein içermektedir (Kumar ve diğ., 2020). İlave olarak, mantar ve şeker pancarı küspesi proteininin %40'tan fazla esansiyel amino asit içerdiği tespit edilmiştir. Öte yandan, kabak çekirdeği, şerbetçiotu ve yalancı iğde tohumu küspeleri yüksek ham protein içeriklerine rağmen (%20) zayıf bir besleyici profil sergilemişlerdir (Prandi ve diğ., 2019).

Anılan gıda işleme atıklarına ilave olarak, son tüketim tarihi geçmiş olan ürünlerden protein eldesine yönelik de bazı çalışmalar mevcuttur. Bu alanda yapılan çalışmalar daha çok hayvansal kaynaklı ürünler üzerinde gerçekleştirilmiştir. Eissa ve diğ. (2018) çalışmasında, son tüketim tarihi geçmiş olan süt ürünlerinden elde ettikleri proteini, buğday yetiştirirken organik gübre kaynağı olarak kullanmışlardır. Araştırmalarının sonucunda organik gübre kullanılarak yetiştiren buğdayda inorganik gübre ile yetiştirilen buğdaya kıyasla daha yüksek oranda klorofil (%22), azot (%54), fosfor (%67) ve potasyum (%14) emiliminin gerçekleştiğini tespit edilmiştir (Eissa ve diğ., 2018). Başka bir çalışmada, Tham ve diğ. (2019), yine son tüketim tarihi geçmiş olan süt ürünlerinden protein eldesi üzerine bir araştırma gerçekleştirmiştir. Laboratuvar ölçeğinde yapılan çalışma sonucunda, protein geri kazanımı ve ayırma verimliliği, sırasıyla %95 ve %86 olarak tespit edilmiştir. Aynı işlem endüstriyel ölçekte gerçekleştirildiğinde ise, protein geri kazanımı ve ayırma verimliliğinin sırasıyla %79 ve %86 olduğu görülmüştür (Tham ve diğ., 2019). Son tüketim tarihi geçmiş olan ürünlerin geri dönüştürülmesi, entegre bir ekosistem için iyi bir model olup, bu konu ile ilgili çalışmaların artırılması önem arz etmektedir (Kamal ve diğ., 2021).

Gıda atıklarından protein eldesi için kullanılan yöntemler arasında, enzim (Nadar ve diğ., 2018), ultrases (Yusoff ve diğ., 2022), mikroalga (Görgüç ve diğ., 2020), darbeleri elektrik enerjisi (Ghosh ve diğ., 2019) ve yüksek basınç destekli ekstraksiyon (Li ve diğ., 2022) metotlarının yanı sıra, alt ve süper kritik ekstraksiyon (Vigano ve diğ., 2015) ve membran ayırma teknolojisi (Shahid ve diğ., 2021) gibi çevre dostu yöntemler de yer almaktadır. Uygun izolasyon yönteminin seçimi, proteinlerin çözünürlüğü, hidrofobikliği, moleküler ağırlığı ve izoelektrik noktası gibi faktörlere bağlıdır (Nadar ve diğ., 2018). Öte yandan, bu yöntemlere bir çoğunun maliyeti oldukça yüksek olup, endüstriyel çapta uygulanabilirlikleri sınırlıdır (Pojić ve diğ., 2018).

Gelişmiş ülkeler başta olmak üzere dünyanın pek çok yerinde protein eksikliğinden kaynaklı yetersiz beslenme ile mücadele etmek ve gıda atıklarını protein kaynağı olarak değerlendirmek için önemli girişimlerde bulunulmuştur (Mirabella ve diğ., 2014). Bununla birlikte, günümüzde gıda atıklarından izole edilen proteinlerin kullanım alanları hâlâ oldukça sınırlıdır. Tekstüre edici, emülsifiye edici ve köpürtücü ajan olarak katma değerli kullanımlarının yanı sıra (Faustino ve diğ., 2019), hayvan veya balık yemi gibi daha düşük değerli ürünler olarak kullanımları da mevcuttur (Rajeh ve diğ., 2014). Sonuç olarak literatür çalışmalarını, gıda atıklarından protein izolasyonu ile ilgili araştırmaların ticari ölçekte ziyade, henüz laboratuvar ölçekli aşamada kaldığını ortaya koymaktadır (Kamal ve diğ., 2021).

#### 4.4. Biyoaktif bileşen eldesi ve kullanım alanları

Son zamanlarda yapılan araştırmalar, başta meyve ve sebzelerin işlenmesi sonucu ortaya çıkan yan ürünler olmak üzere, birçok gıda atığının doğal gıda katkı maddeleri,

nutrasötikler ve fonksiyonel gıdalar elde edilerek gıda zincirine yeniden kazandırılabilir, iyi biyoaktif bileşen kaynakları olabileceklerini ortaya koymaktadır (Vilas-Boas ve diğ., 2021). Gıda atıkları polifenoller başta olmak üzere (Kyriakoudi ve Mourtziнос, 2022), karotenoidler, betalainler, klorofil gibi farklı biyoaktif bileşenler açısından zengin kaynaklardır (Carrillo ve diğ., 2022). Biyoaktif bileşenlerin geri kazanılması için güvenli, ucuz ve sürdürülebilir teknolojiler uygulanmalı, toksik organik çözücüler veya pahalı ekipman kullanımından kaçınılmalıdır. Mikroalga (Alvi ve diğ., 2022), ultrases (Pollini ve diğ., 2022), soğuk plazma, darbeleri elektrik alanı, ohmik ısıtma (Ebrahimi ve Lante, 2022), yüksek basınç (Balasubramaniam, 2021), süperkritik akışkan (Romano ve diğ., 2022) ve bakteri (Doria ve diğ., 2022) destekli ekstraksiyon işlemleri gıda atıklarından biyoaktif bileşenlerin geri kazanımı için uygulanan çevre dostu tekniklerden bazılarıdır. Biyoaktif bileşenlerin eldesinde bu tür tekniklerin kullanılmasının, daha iyi izolasyon, daha yüksek seçicilik, daha düşük enerji tüketimi ve düşük olumsuz çevresel etki gibi çeşitli avantajları vardır. Bununla birlikte, bu yöntemlerin yüksek ekipman maliyeti ve endüstriyel boyutta uygulamanın sınırlı olması gibi bazı dezavantajları da mevcuttur (Carrillo ve diğ., 2022). Ekstraksiyon verimini arttırmak, enerji tüketimini düşürmek ve olumsuz çevresel etkileri minimize etmek için iki veya daha fazla teknik kombinasyon olarak da uygulanabilmektedir (Pattnaik ve diğ., 2021).

Biyoaktif bileşenler ısı, ışık, oksijen ve bazı pH koşullarının varlığında kimyasal olarak bozunarak, biyolojik aktivitelerini değiştirebilirler. İlave olarak, mide bağırsak sıvılarında düşük çözünürlüğe sahip olabildiklerinden, doğrudan gıda matrisine ilaveleri zor olup, biyo-yararlılıkları düşüktür (McClements ve Ozturk, 2021). Literatürde biyoaktif bileşenlerin stabiliteğini arttırmak ve gastrointestinal sistem boyunca kontrollü bir şekilde salımlarını sağlamak amacıyla, mikro- veya nanopartikül ya da nanoemülsiyonlar halinde kapsüllenmesi gibi teknolojik alternatifler üzerine epeyce çalışma yapılmıştır (Vilas-Boas ve diğ., 2021). Enkapsülasyon teknikleri fiziksel (püskürtmeli kurutma, liyofilizasyon, süperkritik sıvı çöktürme ve solvent buharlaştırma), fiziko-kimyasal (koaservasyon, lipozomlar ve iyonik jelasyon) ve kimyasal (ara yüzey polimerizasyonu ve moleküler inklüzyon kompleksleştirme) olmak üzere 3 başlıkta sınıflandırılabilir (Ozkan ve diğ., 2019). Püskürtmeli kurutma (Bassani ve diğ., 2022), lipozomlar (Marin ve diğ., 2019) ve iyonik jelasyon (Calvo ve diğ., 2019), gıda atıklarından ayrıştırılan biyoaktif bileşenleri kapsüllemek için yaygın olarak kullanılan metotlardır. Uygun kapsülleme yönteminin seçimi, gerekli parçacık boyutu, çekirdek ve kaplama malzemelerinin fiziko-kimyasal özellikleri, serbest bırakma mekanizmaları ve maliyet gibi parametrelere bağlıdır (Mourtziнос ve Goula, 2019).

Atıklardan elde edilen biyoaktif bileşenlerin kozmetik, ilaç, kimya ve gıda endüstrilerinde çeşitli kullanım alanları mevcuttur. Örneğin, Gigliobianco ve diğ. (2022) çalışmasında, nar kabuğundan ayrıştırılan fenolik bileşenlerin, kozmetik ürünlerin formülasyonunda antimikrobiyal ve antioksidan güçlendirici olarak kullanılabilirliğini öne sürmüştür. Yapılan başka bir çalışmada, sanayide domates işlenmesi sonucu açığa çıkan yan ürünlerin unlu mamuller, makarna ve erişte, süt ve yağ ürünleri ile reçeller ve dondurmalarda değerlendirilebileceği ortaya konulmuştur (Szabo ve diğ., 2018). Ayrıca, et, süt ve deniz ürünlerinin kolay bozulmaması ve kalitesinin etkin bir şekilde korunması amacıyla, gıda atıklarından elde edilen doğal biyoaktif bileşiklerin kullanıldığı, biyolojik olarak parçalanabilen, akıllı filmler de üretilmektedir. Yapılan araştırmalar bu tür akıllı

ambalaj materyallerinin, geleneksel plastik ambalaj malzemelerinin yerini alma potansiyeline sahip olduğunu göstermektedir (Bhargava ve diğ., 2020). Anılan kullanım alanlarına ilaveten, atıklardan elde edilen biyoaktif bileşenlerin hayvan yemi olarak kullanımı da hâlâ yaygın olan bir uygulamadır (Georganas ve diğ., 2020). Öte yandan, gıda atıklarından ayrıştırılan biyoaktif bileşenlerin kullanımı öncesinde, insan ve hayvan sağlığına yönelik riskler değerlendirilmeli ve toksisiteyi dikkate alınmalıdır (Vilas-Boas ve diğ., 2021).

## 5. Sonuç

Küresel bir sorun olarak karşımıza çıkan gıda israfı, gıda üretim hızındaki artışa da bağlı olarak, hızlı bir şekilde artış göstermektedir. Gıda israfını önlemek, maliyet, çevre ve gıda güvenliği konularında farkındalığı arttırabilmek, aynı zamanda sürdürülebilir gıda üretimini mümkün kılmak amacıyla, gıda tedarik zincirinin her bir aşamasında gerekli düzeltici ve önleyici eylemlerin yerine getirilmesi gerekmektedir. Bu faaliyetlerin etkin bir şekilde uygulanabilmesi için entegre atık yönetim sistemlerinin kurulmuş ve doğru şekilde uygulanır olması gerekmektedir. Aynı zamanda, tarımsal atıkların katma değeri yüksek ürünlere dönüştürülmesi ve geri kazanılan ürünlerin kullanım alanlarının artırılması konularında da gerekli çalışmalar yapılmalıdır. Tarımsal gıda atıklarından elde edilen oligosakkaritlerin, prebiyotik olarak kullanılabilirlikleri, pektinin gıda endüstrisinde kıvam artırıcı ve emülsifiye edici bir ajan olarak kullanılabilirliği, selülozun ise yağ ikamesi olarak yararlanılabileceği literatürce desteklenmektedir. Son yıllarda, yağlardan biyoyakıt eldesi, besin ögesi olarak kullanım ya da biyo-bazlı poliüretan ambalaj ve termal izolasyon köpüğü üretiminde kullanım gibi alanlarda da çeşitli araştırmalar yapılmaktadır. Gıda atıklarından protein eldesi ile ilgili yapılmış çalışmalar incelendiğinde, hayvansal veya bitkisel kaynaklı proteinlerin insan gıdası olarak kullanılmalarının yanı sıra, hayvan yemi ya da organik gübre kaynağı olarak kullanıldığı görülmektedir. Ayrıca, atıklardan elde edilen polifenoller, karotenoidler, betalainler ve klorofil gibi biyoaktif bileşenlerin, kozmetik, ilaç, kimya ve gıda endüstrilerinde farklı kullanım alanları mevcut olmakla birlikte, hayvan yemi olarak kullanımları da yaygın bir uygulamadır. Bu araştırmalara ilave olarak, geri kazanım işleminin daha yüksek verim ile daha yüksek saflık derecesinde yapılması, geri kazanım için alternatif yöntemlerin araştırılması ve denenmesi, geri kazanılan bileşenlerin kullanım olanaklarının artırılması gibi konularda yapılacak yeni çalışmalar ile, sürdürülebilir gıda üretimi daha mümkün hale gelecektir.

Makale araştırma ve yayın etiğine uygun olarak hazırlanmıştır. Yazarlar arasında herhangi bir çıkar çatışması bulunmamaktadır.

## 7. Kaynaklar

Adelodun, B., Kim, S. H., Odey, G., & Choi, K. S. (2021). Assessment of environmental and economic aspects of household food waste using a new Environmental-Economic Footprint (EN-EC) index: A case study of Daegu, South Korea. *Science of the Total Environment*, 776, 145928. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145928>

Alfio, V. G., Manzo, C., & Micillo, R. (2021). From Fish Waste

to Value: An Overview of the Sustainable Recovery of Omega-3 for Food Supplements. *Molecules*, <https://doi.org/10.3390/molecules26041002>

Alvi, T., Asif, Z., & Khan, M. K. I. (2022). Clean label extraction of bioactive compounds from food waste through microwave-assisted extraction technique-A review. *Food Bioscience*, 101580. <https://doi.org/10.1016/j.fbio.2022.101580>

Alzuwaid, N. T., Sissons, M., Laddomada, B., & Fellows, C. M. (2020). Nutritional and functional properties of durum wheat bran protein concentrate. *Cereal Chemistry*, 97(2), 304-315. <https://doi.org/10.1002/cche.10246>

Atık Yönetimi Yönetmeliği, (2015). Atık Yönetimi Yönetmeliği. T.C. Resmî Gazete (29314, 2 Nisan 2015).

Awasthi, M. K., Tarafdar, A., Gaur, V. K., Amulya, K., Narisetty, V., Yadav, D. K., Sindhu, R., Binod, P., Negi, T., Pandey, A., Zhang, Z., & Sirohi, R. (2022). Emerging trends of microbial technology for the production of oligosaccharides from biowaste and their potential application as prebiotic. *International Journal of Food Microbiology*, 109610. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2022.109610>

Balasubramaniam, V. M. (2021). Process development of high pressure-based technologies for food: research advances and future perspectives. *Current Opinion in Food Science*, 42, 270-277. <https://doi.org/10.1016/j.cofs.2021.10.001>

Banerjee, S., Patti, A. F., Ranganathan, V., & Arora, A. (2019). Hemicellulose based biorefinery from pineapple peel waste: xylan extraction and its conversion into xylooligosaccharides. *Food and Bioprocess Technology*, 117, 38-50. <https://doi.org/10.1016/j.fbp.2019.06.012>

Bassani, A., Carullo, D., Rossi, F., Fiorentini, C., Garrido, G. D., Reklaitis, G. V., Bonadies, I., & Spigno, G. (2022). Modeling of a spray-drying process for the encapsulation of high-added value extracts from food by-products. *Computers & Chemical Engineering*, 161, 107772. <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2022.107772>

Bellemare, M. F., Çakir, M., Peterson, H. H., Novak, L., & Rudi, J. (2017). On the Measurement of Food Waste. *American Journal of Agricultural Economics*, 99(5), 1148-1158. <https://doi.org/10.1093/ajae/aax034>

Benassi, L., Alessandri, I., & Vassalini, I. (2021). Assessing Green Methods for Pectin Extraction from Waste Orange Peels. *Molecules*, 26(6), 1766. <https://doi.org/10.3390/molecules26061766>

Bhargava, N., Sharanagat, V. S., Mor, R. S., & Kumar, K. (2020). Active and intelligent biodegradable packaging films using food and food waste-derived bioactive compounds: A review. *Trends in Food Science & Technology*, 105, 385-401. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2020.09.015>

Birleşmiş Milletler Gıda Atıkları Endeksi, (2021). <https://www.iklimhaber.org/>. Erişim Tarihi: 18.04.2022.

Bourke, P., Ziuzina, D., Boehm, D., Cullen, P. J., & Keener, K. (2018). The Potential of Cold Plasma for Safe and Sustainable Food Production. *Trends in Biotechnology*, 36(6), 615-626. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2017.11.001>

Bureau Veritas. (2020). 4 Ways to Make Food Processing More Sustainable. Retrieved April 14, 2022, from <https://certification.bureauveritas.com/magazine/4-ways-make-food-processing-more-sustainable>

Calvo, T. R. A., Santagapita, P. R., & Perullini, M. (2019). Functional and structural effects of hydrocolloids on Ca (II)-alginate beads containing bioactive compounds



- extracted from beetroot. *LWT*, 111, 520-526. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2019.05.047>
- Camarêna, S. (2020). Artificial intelligence in the design of the transitions to sustainable food systems. *Journal of Cleaner Production*, 271, 122574. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122574>
- Cano, M. E., García-Martin, A., Comendador Morales, P., Wojtusik, M., Santos, V. E., Kovensky, J., & Ladero, M. (2020). Production of oligosaccharides from agrofood wastes. *Fermentation*, 6(1), 31. <https://doi.org/10.3390/fermentation6010031>
- Carmona-Cabello, M., Garcia, I. L., Leiva-Candia, D., & Dorado, M. P. (2018). Valorization of food waste based on its composition through the concept of biorefinery. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 14, 67-79. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2018.06.011>
- Carrillo, C., Nieto, G., Martínez-Zamora, L., Ros, G., Kamiloglu, S., Munekata, P. E., Pateiro, M., Lorenzo, J. M., Fernández-López, J., Viuda-Martos, M., Pérez-Álvarez, J. Á. & Barba, F. J. (2022). Novel Approaches for the Recovery of Natural Pigments with Potential Health Effects. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.1c07208>
- Chalak, A., Abou-Daher, C., Chaaban, J., & Abiad, M. G. (2016). The global economic and regulatory determinants of household food waste generation: A cross-country analysis. *Waste Management*, 48(2016), 418-422. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.040>
- Coelho, C. C., Michelin, M., Cerqueira, M. A., Gonçalves, C., Tonon, R. V., Pastrana, L. M., Freitas-Silva, O., Vicente, A. A., Cabral, L. M. C., & Teixeira, J. A. (2018). Cellulose nanocrystals from grape pomace: production, properties and cytotoxicity assessment. *Carbohydrate Polymers*, 192, 327-336. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2018.03.023>
- Craig, H., Lipinski, B., Robertson, K., Dias, D., Gavilan, I., & Gréverath, P. (2016). Food Loss and Waste Accounting and Reporting Standard. Executive summary. FLW Protocol, 160. <https://www.wbcsd.org/Programs/Food-and-Nature/Food-Land-Use/Climate-Smart-Agriculture/Resources/Food-Loss-and-Waste-Accounting-and-Reporting-Standard>
- Çerçeloğlu, M. (2019). Sürdürülebilir Atık Yönetiminde Sera Atıklarının Kompost Olarak Değerlendirilmesi. 33(1), 167-177.
- Çirişoğlu, E., & Akoğlu, A. (2021). Restoranlarda Oluşan Gıda Atıkları ve Yönetimi: İstanbul İli Örneği.  *Akademik Gıda*, 19(1), 38-48. <https://doi.org/10.24323/akademik-gida.927664>
- Dahlén, L., & Lagerkvist, A. (2010). Pay as you throw. Strengths and weaknesses of weight-based billing in household waste collection systems in Sweden. *Waste Management*, 30(1), 23-31. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.022>
- Daido, M. (1987). A recovery and reuse system for fatty oils from by-products and waste materials of vegetable fatty oil production. *Conservation & Recycling*, 10(4), 273-278. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0361-3658\(87\)90058-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0361-3658(87)90058-0)
- De Bernardi, P., & Azucar, D. (2020). Innovative and Sustainable Food Business Models BT - Innovation in Food Ecosystems: Entrepreneurship for a Sustainable Future. In P. De Bernardi & D. Azucar (Eds.) (pp. 189-221). Cham: Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-33502-1\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-33502-1_7)
- De Brier, N., Gomand, S. V., Celus, I., Courtin, C. M., Brijs, K., & Delcour, J. A. (2015). Extractability and chromatographic characterization of wheat (*Triticum aestivum* L.) bran protein. *Journal of food science*, 80(5), C967-C974. <https://doi.org/10.1111/1750-3841.12856>
- Demirbaş, N. (2018). Dünyada ve Türkiye'de gıda israfını önleme çalışmalarının değerlendirilmesi. *VIII. IBANESS Kongreler Serisi, Plovdiv, Bulgaristan*, 21(22), 521-526.
- Dini, I. (2021). Bio Discarded from Waste to Resource. *Foods*, 10(11), 2652. <https://doi.org/10.3390/foods10112652>
- Doria, E., Buonocore, D., Marra, A., Bontà, V., Gazzola, A., Dossena, M., Verri M. & Calvio, C. (2022). Bacterial-Assisted Extraction of Bioactive Compounds from Cauliflower. *Plants*, 11(6), 816. <https://doi.org/10.3390/plants11060816>
- Ebrahimi, P., & Lante, A. (2022). Environmentally Friendly Techniques for the Recovery of Polyphenols from Food By-Products and Their Impact on Polyphenol Oxidase: A Critical Review. *Applied Sciences*, 12(4), 1923. <https://doi.org/10.3390/app12041923>
- Eissa, M. A., Nasralla, N. N., Gomah, N. H., Osman, D. M., & El-Derwy, Y. M. (2018). Evaluation of natural fertilizer extracted from expired dairy products as a soil amendment. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 18(3), 694-704. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162018005002002>
- El Bilali, H., & Hassen, T. Ben. (2020). Food waste in the countries of the gulf cooperation council: A systematic review. *Foods*, 9(4), 7-9. <https://doi.org/10.3390/foods9040463>
- Eriksson, M., & Spångberg, J. (2017). Carbon footprint and energy use of food waste management options for fresh fruit and vegetables from supermarkets. *Waste Management*, 60, 786-799. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.008>
- FAO (Food and Agriculture Organization), (2013). Food wastage footprint: impacts on natural resources. <http://www.fao.org/docrep/018/i3347e/i3347e.pdf> (Erişim Tarihi: 17.04.2022).
- FAO, (2014). Building a Common Vision for Sustainable Food and Agriculture. *American Journal of Evaluation*, 4(4), 63-65.
- FAO, (2018). 20 Interconnected Actions To Guide Decision-Makers. In *Transforming Food and Agriculture To Achieve The SDGs* (pp. 1-76).
- FAO, (2022). Food Loss and Food Waste. <http://www.fao.org/food-loss-and-food-waste/en>. (Erişim Tarihi: 17.04.2022).
- Faustino, M., Veiga, M., Sousa, P., Costa, E. M., Silva, S., & Pintado, M. (2019). Agro-food byproducts as a new source of natural food additives. *Molecules*, 24(6), 1056. <https://doi.org/10.3390/molecules24061056>
- Frehner, A., De Boer, I. J. M., Muller, A., Van Zanten, H. H. E., & Schader, C. (2022). Consumer strategies towards a more sustainable food system: insights from Switzerland. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 115(4), 1039-1047. <https://doi.org/10.1093/ajcn/nqab401>
- FUSIONS. (2016). Estimates of European food waste levels. Brussels, Belgium: European Union.
- Gautério, G. V., da Silva, L. G. G., Hübner, T., da Rosa Ribeiro, T., & Kalil, S. J. (2020). Maximization of xylanase production by *Aureobasidium pullulans* using a by-product of rice grain milling as xylan source. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 23, 101511. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101511>
- Gavahian, M., Mathad, G. N., Pandiselvam, R., Lin, J., & Sun, D. W. (2021). Emerging technologies to obtain pectin from food processing by-products: A strategy for enhancing resource efficiency. *Trends in Food Science*

- & *Technology*, 115, 42-54.  
<https://doi.org/10.1016/j.tifs.2021.06.018>
- Georganas, A., Giamouri, E., Pappas, A. C., Papadomichelakis, G., Galliou, F., Manios, T., Tsiplakou, E., Fegeros, K. & Zervas, G. (2020). Bioactive compounds in food waste: A review on the transformation of food waste to animal feed. *Foods*, 9(3), 291.  
<https://doi.org/10.3390/foods9030291>
- Gheewala, S. H., Jungbluth, N., Notarnicola, B., Ridoutt, B., & van der Werf, H. (2020). No simple menu for sustainable food production and consumption. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(7), 1175–1182. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01783-z>
- Ghosh, S., Gillis, A., Sheviriyov, J., Levkov, K., & Golberg, A. (2019). Towards waste meat biorefinery: Extraction of proteins from waste chicken meat with non-thermal pulsed electric fields and mechanical pressing. *Journal of Cleaner Production*, 208, 220-231.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.037>
- Gigliobianco, M. R., Cortese, M., Nannini, S., Di Nicolantonio, L., Peregrina, D. V., Lupidi, G., Vitali, L. C., Boccietto, E., Di Martino, P. & Censi, R. (2022). Chemical, Antioxidant, and Antimicrobial Properties of the Peel and Male Flower By-Products of Four Varieties of *Punica granatum* L. Cultivated in the Marche Region for Their Use in Cosmetic Products. *Antioxidants*, 11(4), 768. <https://doi.org/10.3390/antiox11040768>
- Gil-Ramirez, A., Salas-Veizaga, D. M., Grey, C., Karlsson, E. N., Rodriguez-Meizoso, I., & Linares-Pastén, J. A. (2018). Integrated process for sequential extraction of saponins, xylan and cellulose from quinoa stalks (*Chenopodium quinoa* Willd.). *Industrial Crops and Products*, 121, 54-65.  
<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.04.074>
- Glasgo, B., Azevedo, I. L., & Hendrickson, C. (2016). How much electricity can we save by using direct current circuits in homes? Understanding the potential for electricity savings and assessing feasibility of a transition towards DC powered buildings. *Applied Energy*, 180, 66–75.  
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.036>
- Görgüç, A., Özer, P., & Yılmaz, F. M. (2020). Microwave-assisted enzymatic extraction of plant protein with antioxidant compounds from the food waste sesame bran: Comparative optimization study and identification of metabolomics using LC/Q-TOF/MS. *Journal of Food Processing and Preservation*, 44(1), e14304. <https://doi.org/10.1111/jfpp.14304>
- Gu, H., Gao, X., Zhang, H., Chen, K., & Peng, L. (2020). Fabrication and characterization of cellulose nanoparticles from maize stalk pith via ultrasonic-mediated cationic etherification. *Ultrasonics Sonochemistry*, 66, 104932.  
<https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.104932>
- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Van Otterdijk, R., & Meybeck, A. (2011). Global food losses and food waste (pp. 1–38). Rome: FAO.
- Gustavsson, U., Eriksson, T., Nemati, H. M., Saad, P., Singerl, P., & Fager, C. (2012). An RF carrier bursting system using partial quantization noise cancellation. *IEEE Transactions on Circuits and Systems I: Regular Papers*, 59(3), 515–528.  
<https://doi.org/10.1109/TCSI.2011.2167271>
- Güneş, E., Keskin, B. 2017. Gıda Bankacılığı: Türkiye için Bir Değerlendirme, *III IBANESS Kongresi Series (International Balkan and Near Eastern Social Sciences Congress Series)*, Sayfa: 335-339, 04-05 Mart 2017, Edirne.
- Han, S. W., Chee, K. M., & Cho, S. J. (2015). Nutritional quality of rice bran protein in comparison to animal and vegetable protein. *Food Chemistry*, 172, 766-769.  
<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.09.127>
- Hernández-Varela, J. D., Chanona-Pérez, J. J., Benavides, H. A. C., Sodi, F. C., & Vicente-Flores, M. (2021). Effect of ball milling on cellulose nanoparticles structure obtained from garlic and agave waste. *Carbohydrate Polymers*, 255, 117347.  
<https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2020.117347>
- Herrero, M., Thornton, P. K., Mason-D'Croz, D., Palmer, J., Benton, T. G., Bodirsky, B. L., Bogard, J. R., Hall, A., Lee, B., Nyborg, K., Pradhan, P., Bonnett, G. D., Bryan, B. A., Campbell, B. M., Christensen, S., Clark, M., Cook, M. T., de Boer, I. J. M., Downs, C., Dizyee, K., Folberth, C., Godde, C. M., Gerber, J. S., Grundy, M., Havlik, P., Jarvis, A., King, R., Loboguerrero, A. M., Lopes, M. A., McIntyre, C. L., Naylor, R., Navarro, J., Obersteiner, M., Parodi, A., Peoples, M. B., Pikaar, I., Popp, A., Rockström, J., Robertson, M. J., Smith, P., Stehfest, E., Swain, S. M., Valin, H., van Wijk, M., van Zanten, H. H. E., Vermeulen, S., Vervoort, J., & West, P. C. (2020). Innovation can accelerate the transition towards a sustainable food system. *Nature Food*, 1(5), 266–272. <https://doi.org/10.1038/s43016-020-0074-1>
- Hoek, A. C., Malekpour, S., Raven, R., Court, E., & Byrne, E. (2021). Towards environmentally sustainable food systems: decision-making factors in sustainable food production and consumption. *Sustainable Production and Consumption*, 26, 610–626.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.12.009>
- Holt-giménez, E., Shattuck, A., Altieri, M., & Herren, H. (2012). We Already Grow Enough Food for 10 Billion People ... and Still Can ' t End Hunger We Already Grow Enough Food for 10 Billion. 0046.  
<https://doi.org/10.1080/10440046.2012.695331>
- Hossain, M. N., Siddik Bhuyan, M. S., Alam, A. H., & Seo, Y. C. (2018). Biodiesel from Hydrolyzed Waste Cooking Oil Using a S-ZrO<sub>2</sub>/SBA-15 Super Acid Catalyst under Sub-Critical Conditions. *Energies*.  
<https://doi.org/10.3390/en11020299>
- IFAD, 2018. <http://www.ifad.org/documents/10180/>. Erişim: 12 Ağustos 2022
- Jenkins, E. L., Brennan, L., Molenaar, A., & McCaffrey, T. A. (2022). Exploring the application of social media in food waste campaigns and interventions: A systematic scoping review of the academic and grey literature. *Journal of Cleaner Production*, 132068.
- Jörissen, J., Priefer, C., & Bräutigam, K. R. (2015). Food waste generation at household level: Results of a survey among employees of two European research centers in Italy and Germany. *Sustainability (Switzerland)*, 7(3), 2695–2715.  
<https://doi.org/10.3390/su7032695>
- Kamal, H., Le, C. F., Salter, A. M., & Ali, A. (2021). Extraction of protein from food waste: An overview of current status and opportunities. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 20(3), 2455-2475.  
<https://doi.org/10.1111/1541-4337.12739>
- Kazemi, M., Khodaiyan, F., & Hosseini, S. S. (2019). Eggplant peel as a high potential source of high methylated pectin: Ultrasonic extraction optimization and characterization. *LWT*, 105, 182-189.  
<https://doi.org/10.1016/j.lwt.2019.01.060>
- Kumar, S., Kushwaha, R., & Verma, M. L. (2020). Recovery and utilization of bioactives from food processing waste. In M. L. Verma and A. K. Chandel (Eds.), *Biotechnological Production of Bioactive Compounds* (pp. 37-68). Elsevier.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64323-0.00002-3>

- Kusmayadi, A., Leong, Y. K., Yen, H.-W., Huang, C.-Y., & Chang, J.-S. (2021). Microalgae as sustainable food and feed sources for animals and humans – Biotechnological and environmental aspects. *Chemosphere*, 271, 129800. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129800>
- Kyriakoudi, A., & Mourtzinou, I. (2022). Green Extraction Technology of Polyphenols from Food By-Products. *Foods*, 11(8), 1109. <https://doi.org/10.3390/foods11081109>
- Lebersorger, S., & Schneider, F. (2014). Food loss rates at the food retail, influencing factors and reasons as a basis for waste prevention measures. *Waste Management*, 34(11), 1911–1919. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.013>
- Li, S., & Kallas, Z. (2021). Meta-analysis of consumers' willingness to pay for sustainable food products. *Appetite*, 163, 105239. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.appet.2021.105239>
- Li, J., Pettinato, M., Campardelli, R., De Marco, I., & Perego, P. (2022). High-Pressure Technologies for the Recovery of Bioactive Molecules from Agro-Industrial Waste. *Applied Sciences*, 12(7), 3642. <https://doi.org/10.3390/app12073642>
- Lin, C. S. K., Kirpluks, M., Priya, A., & Kaur, G. (2021). Conversion of food waste-derived lipid to bio-based polyurethane foam. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 4, 100131. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100131>
- Lipinski, B., Hanson, C., Lomax, J., Kitinoja, L., Waite, R., & Searchinger, T. (2016). Toward a sustainable food system Reducing food loss and waste. *World Resource Institute*, June, 1–40. <http://unep.org/wed/docs/WRI-UNEP-Reducing-Food-Loss-and-Waste.pdf%5Cnhttp://ebrary.ifpri.org/cdm/ref/collection/p15738coll2/id/130211>
- Marín, D., Alemán, A., Montero, P., & Gómez-Guillén, M. C. (2018). Encapsulation of food waste compounds in soy phosphatidylcholine liposomes: Effect of freeze-drying, storage stability and functional aptitude. *Journal of Food Engineering*, 223, 132-143. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2017.12.009>
- McClements, D. J. (2020). Future foods: Is it possible to design a healthier and more sustainable food supply? *Nutrition Bulletin*, 45(3), 341–354. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/nbu.12457>
- McClements, D. J., & Öztürk, B. (2021). Utilization of nanotechnology to improve the application and bioavailability of phytochemicals derived from waste streams. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.1c03020>
- Md Yunus, N. S. H., Chu, C. J., Baharuddin, A. S., Mokhtar, M. N., Sulaiman, A., Rajaeifar, M. A., Larimi, Y. N., Talebi, A. F., Mohammed, M. A. P., Aghbashlo, M., & Tabatabaei, M. (2017). Enhanced oil recovery and lignocellulosic quality from oil palm biomass using combined pretreatment with compressed water and steam. *Journal of Cleaner Production*, 142, 3834–3849. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.078>
- Mendes, A. C., & Pedersen, G. A. (2021). Perspectives on sustainable food packaging:– is bio-based plastics a solution? *Trends in Food Science & Technology*, 112, 839–846. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tifs.2021.03.049>
- Mirabella, N., Castellani, V., & Sala, S. (2014). Current options for the valorization of food manufacturing waste: a review. *Journal of Cleaner Production*, 65, 28-41. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.051>
- Mohd Thani, N., Mustapa Kamal, S. M., Sulaiman, A., Taip, F. S., Omar, R., & Izhar, S. (2020). Sugar Recovery from Food Waste via Sub-critical Water Treatment. *Food Reviews International*, 36(3), 241-257. <https://doi.org/10.1080/87559129.2019.1636815>
- Motavaf, B., Dean, R. A., Nicolas, J., & Savage, P. E. (2021). Hydrothermal carbonization of simulated food waste for recovery of fatty acids and nutrients. *Bioresource Technology*, 341, 125872. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125872>
- Mourtzinou, I., & Goula, A. (2019). Polyphenols in agricultural byproducts and food waste. In R. R. Watson (Ed.) *Polyphenols in Plants* (pp. 23-44). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813768-0.00002-5>
- Movilla-Pateiro, L., Mahou-Lago, X. M., Doval, M. I., & Simal-Gandara, J. (2021). Toward a sustainable metric and indicators for the goal of sustainability in agricultural and food production. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 61(7), 1108–1129. <https://doi.org/10.1080/10408398.2020.1754161>
- Nadar, S. S., Rao, P., & Rathod, V. K. (2018). Enzyme assisted extraction of biomolecules as an approach to novel extraction technology: A review. *Food Research International*, 108, 309-330. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2018.03.006>
- OECD, 2014. Market and Trade Impacts of Food Loss and Waste Reduction. [www.oecd.org](http://www.oecd.org). Erişim: 12 Ağustos 2022.
- OECD, 2018. Food Loss and Waste in the Agro-Food Chain. [www.oecd.org/tad/policynotes/food-loss-waste-agrofood-cahain.pdf](http://www.oecd.org/tad/policynotes/food-loss-waste-agrofood-cahain.pdf). Erişim: 12 Ağustos 2022.
- Ozkan, G., Franco, P., De Marco, I., Xiao, J., & Capanoglu, E. (2019). A review of microencapsulation methods for food antioxidants: Principles, advantages, drawbacks and applications. *Food Chemistry*, 272, 494-506. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.07.205>
- Özyurt, G., Özkütük, A. S., Uçar, Y., Durmuş, M., & Özoğul, Y. (2018). Fatty acid composition and oxidative stability of oils recovered from acid silage and bacterial fermentation of fish (Sea bass – *Dicentrarchus labrax*) by-products. *International Journal of Food Science and Technology*, 53(5), 1255–1261. <https://doi.org/10.1111/ijfs.13705>
- Pattnaik, M., Pandey, P., Martin, G. J., Mishra, H. N., & Ashokkumar, M. (2021). Innovative technologies for extraction and microencapsulation of bioactives from plant-based food waste and their applications in functional food development. *Foods*, 10(2), 279. <https://doi.org/10.3390/foods10020279>
- Pawlak, K., & Kołodziejczak, M. (2020). The Role of Agriculture in Ensuring Food Security in Developing Countries: Considerations in the Context of the Problem of Sustainable Food Production. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su12135488>
- Petkowicz, C. L., & Williams, P. A. (2020). Pectins from food waste: Characterization and functional properties of a pectin extracted from broccoli stalk. *Food Hydrocolloids*, 107, 105930. <https://doi.org/10.1016/j.foodhyd.2020.105930>
- Pojić, M., Mišan, A., & Tiwari, B. (2018). Eco-innovative technologies for extraction of proteins for human consumption from renewable protein sources of plant origin. *Trends in Food Science & Technology*, 75, 93-104. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.03.010>
- Pollini, L., Blasi, F., Ianni, F., Grispoli, L., Moretti, S., Di Veroli, A., Cossignani, L., & Cenci-Goga, B. T. (2022).

- Ultrasound-Assisted Extraction and Characterization of Polyphenols from Apple Pomace, Functional Ingredients for Beef Burger Fortification. *Molecules*, 27(6), 1933. <https://doi.org/10.3390/molecules27061933>
- Prandi, B., Faccini, A., Lambertini, F., Bencivenni, M., Jorba, M., Van Droogenbroek, B., Bruggeman, G., Schöber, J., Petrusan, J., Elsti, K., Sforza, S., & Sforza, S. (2019). Food wastes from agrifood industry as possible sources of proteins: A detailed molecular view on the composition of the nitrogen fraction, amino acid profile and racemisation degree of 39 food waste streams. *Food Chemistry*, 286, 567-575. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.01.166>
- Radenkovs, V., Kviesis, J., Juhnevica-Radenkova, K., Valdovska, A., Pūssa, T., Klavins, M., & Drudze, I. (2018). Valorization of Wild Apple (*Malus spp.*) By-Products as a Source of Essential Fatty Acids, Tocopherols and Phytosterols with Antimicrobial Activity. *Plants*. <https://doi.org/10.3390/plants7040090>
- Rajeh, C., Saoud, I. P., Kharroubi, S., Naalbandian, S., & Abiad, M. G. (2021). Food loss and food waste recovery as animal feed: a systematic review. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 23(1), 1-17. <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01102-6>
- Regulation (EC) No 999/2001 of the European Parliament and of the Council of 22 May 2001 laying down rules for the prevention, control and eradication of certain transmissible spongiform encephalopathies.
- Rehman, A., Ma, H., Ozturk, I., & Ulucak, R. (2022). Sustainable development and pollution: the effects of CO<sub>2</sub> emission on population growth, food production, economic development, and energy consumption in Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(12), 17319–17330. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16998-2>
- Reichenbach, J. (2008). Status and prospects of pay-as-you-throw in Europe - A review of pilot research and implementation studies. *Waste Management*, 28(12), 2809–2814. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.07.008>
- Ren, H.-Y., Kong, F., Cui, Z., Zhao, L., Ma, J., Ren, N.-Q., & Liu, B.-F. (2019). Cogeneration of hydrogen and lipid from stimulated food waste in an integrated dark fermentative and microalgal bioreactor. *Bioresource Technology*, 287, 121468. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.12.1468>
- Riaz, A., Lagnika, C., Luo, H., Nie, M., Dai, Z., Liu, C., Abdin M., Hashim, M. M., Li, D., & Song, J. (2020). Effect of Chinese chives (*Allium tuberosum*) addition to carboxymethyl cellulose based food packaging films. *Carbohydrate Polymers*, 235, 115944. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2020.115944>
- Rivas, M. Á., Casquete, R., Martín, A., Córdoba, M. D. G., Aranda, E., & Benito, M. J. (2021). Strategies to increase the biological and biotechnological value of polysaccharides from agricultural waste for application in healthy nutrition. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(11), 5937. <https://doi.org/10.3390/ijerph18115937>
- Romano, R., De Luca, L., Aiello, A., Rossi, D., Pizzolongo, F., & Masi, P. (2022). Bioactive compounds extracted by liquid and supercritical carbon dioxide from citrus peels. *International Journal of Food Science & Technology*. <https://doi.org/10.1111/ijfs.15712>
- Roodhuyzen, D. M. A., Luning, P. A., Fogliano, V., & Steenbekkers, L. P. A. (2017). Putting together the puzzle of consumer food waste: Towards an integral perspective. *Trends in Food Science and Technology*, 68, 37–50. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2017.07.009>
- Santagata, R., Viglia, S., Fiorentino, G., Liu, G., & Ripa, M. (2019). Power generation from slaughterhouse waste materials. An emergy accounting assessment. *Journal of Cleaner Production*, 223, 536–552. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.148>
- Shahid, K., Srivastava, V., & Sillanpää, M. (2021). Protein recovery as a resource from waste specifically via membrane technology—from waste to wonder. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(8), 10262-10282. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12290-x>
- Sharma, P., Gaur, V. K., Sirohi, R., Varjani, S., Kim, S. H., & Wong, J. W. (2021). Sustainable processing of food waste for production of bio-based products for circular bioeconomy. *Bioresource Technology*, 325, 124684. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124684>
- Singh, B., Szamosi, Z., Siménfalvi, Z., & Rosas-Casals, M. (2020). Decentralized biomass for biogas production. Evaluation and potential assessment in Punjab (India). *Energy Reports*, 6, 1702-1714.
- Singh, J. (2017). Management of the agricultural biomass on decentralized basis for producing sustainable power in India. *Journal of Cleaner Production*, 142, 3985-4000.
- Skendi, A., Zinoviadou, K. G., Papageorgiou, M., & Rocha, J. M. (2020). Advances on the valorisation and functionalization of by-products and wastes from cereal-based processing industry. *Foods*, 9(9), 1243. <https://doi.org/10.3390/foods9091243>
- Szabo, K., Cătoi, A. F., & Vodnar, D. C. (2018). Bioactive compounds extracted from tomato processing by-products as a source of valuable nutrients. *Plant Foods for Human Nutrition*, 73(4), 268-277. <https://doi.org/10.1007/s11130-018-0691-0>
- Talekar, S., Patti, A. F., Singh, R., Vijayraghavan, R., & Arora, A. (2018). From waste to wealth: High recovery of nutraceuticals from pomegranate seed waste using a green extraction process. *Industrial Crops and Products*, 112, 790–802. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.12.023>
- Tham, P. E., Ng, Y. J., Sankaran, R., Khoo, K. S., Chew, K. W., Yap, Y. J., Malahubban, M., Zakry F. A. A. & Show, P. L. (2019). Recovery of protein from dairy milk waste product using alcohol-salt liquid biphasic flotation. *Processes*, 7(12), 875. <https://doi.org/10.3390/pr7120875>
- TMO (Toprak Mahsulleri Ofisi), 2013. Ekmek İsrafını Önleme Kampanyası Toplantısı. <http://www.tmo.gov.tr/>
- TÜİK (Türkiye İstatistik Kurumu), (2022). Atık İstatistikleri, 2020. <https://data.tuik.gov.tr/Bulten/Index?p=Atik-İstatistikleri-2020-37198>. (Erişim Tarihi: 15.04.2022).
- U.S. Environmental Protection Agency. (2016). United States 2030 Food Loss and Waste Reduction Goal. Washington DC. Available at: <https://www.epa.gov/sustainablemanagement-food/united-states2030-food-loss-and-waste-reduction-goal>.
- Birleşmiş Milletler Gıda Atıkları Endeksi, (2021). <https://www.iklimhaber.org/>. Erişim Tarihi: 18.04.2022.
- Vigano, J., da Fonseca Machado, A. P., & Martinez, J. (2015). Sub-and supercritical fluid technology applied to food waste processing. *The Journal of Supercritical Fluids*, 96, 272-286. <https://doi.org/10.1016/j.supflu.2014.09.026>
- Vilas-Boas, A. A., Pintado, M., & Oliveira, A. L. (2021). Natural bioactive compounds from food waste: Toxicity and safety concerns. *Foods*, 10(7), 1564. <https://doi.org/10.3390/foods10071564>
- VTT, (2022). The next big thing for food: cellular agriculture.

Retrieved April 14, 2022, from <https://info.vttresearch.com/download-cellular-agriculture-handbook>. Erişim Tarihi: 14.04.2022.

- Wang, Y., Wang, W., Jia, H., Gao, G., Wang, X., Zhang, X., & Wang, Y. (2018). Using cellulose nanofibers and its palm oil pickering emulsion as fat substitutes in emulsified sausage. *Journal of Food Science*, 83(6), 1740-1747. <https://doi.org/10.1111/1750-3841.14164>
- Wang, X., Zhang, M.-M., Sun, Z., Liu, S.-F., Qin, Z.-H., Mou, J.-H., Zhou, Z.-G., & Lin, C. S. K. (2020). Sustainable lipid and lutein production from *Chlorella* mixotrophic fermentation by food waste hydrolysate. *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123258. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.12.3258>
- Weber, O., & Hogberg-Saunders, G. (2018). Water management and corporate social performance in the food and beverage industry. *Journal of Cleaner Production*, 195, 963–977. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.269>
- Yusoff, I. M., Taher, Z. M., Rahmat, Z., & Chua, L. S. (2022). A review of ultrasound-assisted extraction for plant bioactive compounds: Phenolics, flavonoids, thymols, saponins and proteins. *Food Research International*, 111268. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2022.111268>
- Zamri, G. B., Azizal, N. K. A., Nakamura, S., Okada, K., Nordin, N. H., Othman, N., ... & Hara, H. (2020). Delivery, impact and approach of household food waste reduction campaigns. *Journal of Cleaner Production*, 246, 118969.



## ARAŞTIRMA MAKALESİ

## EÜAŞ Merkez Kampüs 2021 Yılı Karbon Ayak İzinin Hesaplanması

Dr. İzzet ALAGÖZ<sup>1</sup>, Erhan COŞKUN<sup>2</sup>, Selin BABAOĞLU<sup>3</sup>, Resul KAYKAÇ<sup>4</sup>, Aygül CİDACI<sup>5</sup><sup>1,2,3,4,5</sup>Elektrik Üretim A.Ş., Mustafa Kemal Mh. Dumlupınar Blv. 7. Km. No:166 Çankaya, Ankara, Türkiye.

## Yazışma yazarı:

Erhan COŞKUN,  
erhan.coskun@euas.gov.tr

## Referans:

Alagöz, İ., Coşkun, E., Babaoğlu, S., Kaykaç, R. ve Cıdacı, A., (2022), EÜAŞ Merkez Kampüs 2021 Yılı Karbon Ayak İzinin Hesaplanması, Çevre, İklim ve Sürdürülebilirlik, 23(2) 161–166.

Makale Gönderimi : 8 EYLÜL 2022  
Online Kabul : 23 KASIM 2022  
Online Basım : 24 KASIM 2022

**Özet** Bu çalışmayla, Elektrik Üretim Anonim Şirketi (EÜAŞ) Merkez Kampüs yerleşkesi sınırları içinde personel aktiviteleri kapsamında oluşan karbon ayak izinin hesaplanması, değerlendirilmesi, karbon ayak izini azaltacak önlemlerin belirlenmesi, eğitim/farkındalık çalışmalarının yapılması ve doğal kaynakların daha sürdürülebilir kullanılmasına katkıda bulunulması amaçlanmıştır. Emisyon kaynakları, ısınma kaynaklı doğalgaz tüketimi, elektrik tüketimi, su tüketimi, merkez kampüs garaj araçları tarafından harcanan yakıt, servis ulaşım ağındaki araçların harcadığı yakıt, yurt içi ve yurt dışı göreve giden personelin otobüs-uçak seyahatinde harcanan yakıt ve kuruma özel aracıyla gelen personelin harcadığı yakıt olarak belirlenmiştir. Sayısal veriler için hesaplama yöntemi olarak Hükümetler arası İklim Değişikliği Paneli (IPCC)'nin ve İngiltere Çevre, Gıda ve Köy İşleri Bakanlığı (DEFRA)'nın metodolojileri kullanılmıştır. Çalışma sonucunda 2021 yılında EÜAŞ Merkez Kampüste personel faaliyeti sonucu oluşan toplam karbon miktarı 2.570 ton CO<sub>2</sub> eşdeğeri, 2021 Aralık sonu itibarıyla EÜAŞ Merkez Kampüs personel sayısının 1.126 olduğu dikkate alındığında kişi başı karbon ayak izi değeri 2,28 ton CO<sub>2</sub> eşdeğeri olarak hesaplanmıştır. Bu değer gelecek yıllarda düşürülmesi adına bina yalıtımı ve servis ağındaki araçların hibritleştirilmesi gibi önerilerde bulunulmuştur.

**Anahtar Kelimeler:** İklim değişikliği, karbon ayak izi, karbondioksit emisyonu, IPCC, EÜAŞ

## Calculation of 2021 Carbon Footprint of EÜAŞ Central Campus

**Abstract** In this study, it is aimed to calculate and evaluate the carbon footprint formed within the scope of personnel activities within the borders of the Electricity Generation Corporation (EÜAŞ) Main Campus, to determine the measures to reduce the carbon footprint, to carry out training/awareness studies and to contribute to the more sustainable use of natural resources. Emission sources; natural gas consumption due to heating, electricity consumption, water consumption, fuel spent by the central campus garage vehicles, fuel consumed by the vehicles in the service transportation network, fuel spent by the personnel going on a domestic and international mission in the bus-air travel and the fuel spent by the personnel coming to the institution with their private vehicle. The methodologies of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) and the UK Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) were used as the calculation method for the numerical data. The total carbon amount formed as a result of personnel activity in EÜAŞ Central Campus in 2021 was calculated as 2,570 tonnes of CO<sub>2</sub> equivalent, and considering that the number of personnel in EÜAŞ Central Campus was 1.126 as of the end of December 2021, the carbon footprint value per capita was calculated as 2.28 tonnes of CO<sub>2</sub> equivalent. In order to reduce this value in the coming years, suggestions have been made such as building insulation and hybridizing the vehicles in the service network.

**Keywords:** Climate change, carbon footprint, carbon dioxide emission

## 1. Giriş

Çevre sorunlarından en belirgin olarak günümüzde yaşanan iklim değişikliği, özellikle insan aktiviteleri sonucunda atmosfere ulaşan ve biriken sera gazı emisyonlarından kaynaklanmaktadır. İklim değişikliğine neden olan başlıca sera gazları: karbondioksit (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>), nitroz oksit (N<sub>2</sub>O), hidroflorokarbon (HFC), perflorokarbon (PFC) ve kükürt hekzaflorür (SF<sub>6</sub>)'dir. Bu bileşenlerden en önemlisi CO<sub>2</sub> gazıdır ve toplam sera gazı içerisindeki payı %80 civarındadır. Söz konusu gazlar ısıyı içerisinde hapsediği için, atmosferdeki sera gazlarının artmasıyla daha fazla ısı absorbe olmakta, bu da küresel ısınmaya sebep olmaktadır. Hızla gelişen sanayileşmeden kaynaklanan sera gazları küresel ısınmada hızlı artışa neden olmasından dolayı yarattığı iklim değişikliği ile dünyadaki yaşamı olumsuz etkilemektedir.

İklim değişikliği ile mücadelenin çerçevesini oluşturan Paris Anlaşması, 2015 yılında Paris'te düzenlenen BMİDÇS 21. Taraflar Konferansı'nda kabul edilmiştir. Anlaşma, 5 Ekim 2016 itibarıyla, küresel sera gazı emisyonlarının %55'ini oluşturan en az 55 tarafın anlaşmayı onaylaması koşulunun karşılanması sonucunda, 4 Kasım 2016 itibarıyla yürürlüğe girmiştir. Paris Anlaşması'nın ana hedefi, endüstriyelleşme öncesi döneme kıyasen küresel sıcaklık artışının 2 °C ile sınırlı tutulması, hatta 1.5 °C de kalması için çaba gösterilmesidir.

Türkiye Büyük Millet Meclisi tarafından "Paris Anlaşmasının Onaylanmasının Uygun Bulunduğuna Dair Kanun" 7 Ekim 2021 tarihli ve 31621 sayılı Resmi Gazete'de yayımlanarak yürürlüğe girmiştir. Buna müteakip 26. Taraflar Konferansında Türkiye 2053 Net Sıfır Hedefini uluslararası kamuoyunda duyurmuştur. Türkiye'nin Niyet Edilen Ulusal Katkı Beyanı 2015 yılında sunulmuş olup söz konusu beyanda güncelleme yapılarak 2030 yılında %41 artıştan azaltım hedefi olarak 27. Taraflar Konferansında uluslararası kamuoyu ile paylaşılmıştır.

Çevre, Şehircilik ve İklim Değişikliği Bakanlığı tarafından iklim değişikliği ile mücadelede önemli adımlardan biri olan İklim Şurası ülkemizde 2053 net sıfır hedefi sonrasında, tüm paydaşların katılımıyla 2022 yılı Şubat ayında gerçekleştirilmiştir. Şurada, çalışmalar sonucu iklim değişikliği ile mücadelede net sıfır emisyonu hedefi doğrultusunda 217 yeni tavsiye kararı alınmıştır. Bu kararlar ışığında karbon yoğun sektör olan enerji sektörüne de önemli sorumluluklar yüklenmiştir.

Bu sorumluluklar çerçevesinde, insan faaliyetlerinin çevreye verdiği zararın birim karbondioksit veya karbon cinsinden ölçülen miktarı olan karbon ayak izinin, tüm kurumlarca hesaplanması ve azaltılmaya çalışılması önem arz etmektedir. Bu çalışmayla, Elektrik Üretim Anonim Şirketi Merkez Kampüs yerleşkesi sınırları içinde oluşan karbon ayak izinin hesaplanması, değerlendirilmesi, karbon ayak izini azaltacak önlemlerin belirlenmesi, eğitim/farkındalık çalışmalarının yapılması ve doğal kaynakların daha sürdürülebilir kullanımlarına katkıda bulunulması amaçlanmıştır.

## 2. Materyal ve Metodoloji

### 2.1 Çalışma alanının ve sınırların belirlenmesi

Elektrik Üretim Anonim Şirketi, Ankara ili Çankaya ilçesi Mustafa Kemal Mahallesi Dumlupınar Bulvarı 7. Km mevkiinde olup, Şekil 1'de belirtilen merkez kampüs sınırları dâhilinde çalışma gerçekleştirilmiş olup, Ulusal Bor Araştırma Enstitüsü (BOREN) hesaplamalarda hariç tutulmuştur.



Şekil 1. EÜAŞ merkez kampüs yerleşkesi.

### 2.2 Emisyon kaynaklarının belirlenmesi ve verilerin toplanması

Bu çalışmada emisyon kaynakları; EÜAŞ Merkez Kampüs personelinin görev kapsamında gittiği (ulaşım türü, otobüs – uçak) illerin mesafe bilgisi (mesafeler, merkez kampüsten kalkış – ilgili şehir/santrale varış olarak hesaplanmıştır), personel binaları – yemekhane – kreş gibi binaların ısınma kaynaklı yakıt türü ve 2021 yılındaki tüketim miktarı, harcanan elektrik tüketim miktarı, su tüketim miktarı, merkez kampüs garaj araçları tarafından harcanan yakıt türü ve miktarı, servis ulaşım ağındaki araç sayısı, tipi, güzergâhları (kat ettikleri km bilgisi ile birlikte) ve araçların yakıt türü bilgileri ve yurt dışı göreve giden personel sayısı ve gidilen görev yeri bilgisi olacak şekilde belirlenmiştir.

Veriler ilgili Başkanlıklarımızdan üst yazı ile talep edilmiş ve 2021 yılı bilgileri edinilmiştir. Ulaşımdan kaynaklı emisyon hesaplamasında, kampüse şahsi araçları ile gelen personelin araç bilgisi, kullandığı yakıt ve kullanım süresini tespit etmek amacıyla bir anket hazırlanmış ve Kuruluşumuz Kalite Doküman Yönetim Sistemi (QDMS) üzerinden personelle paylaşılmıştır.

### 2.3 Yöntem

#### IPCC Kapsam-1 Metodolojisi

Hükümetler Arası İklim Değişikliği Paneli (IPCC), Birleşmiş Milletlerin iki örgütü olan Dünya Meteoroloji Örgütü ve Birleşmiş Milletler Çevre Programı tarafından 1988 yılında insan faaliyetlerinin neden olduğu iklim değişikliğinin risklerini değerlendirmek üzere kurulmuştur (Civelekoğlu ve Bıyık, 2020).

IPCC Kılavuzu çeşitli kitapçıklardan oluşmaktadır. Bunlar ulusal envanter çıkarılabilmesi için, kademeli bir şekilde verilerin nasıl toplanması gerektiği, bu veriler ışığında değerlendirilmenin nasıl yapılacağı ve ortaya çıkan sonuçların son aşamada nasıl bildirilmesi gerektiğini içeren raporlama bilgilerinden meydana gelmektedir. Alınan verilerin, uygun emisyon faktörleri ile çarpılmasıyla elde edilen ve eşdeğer karbon dioksit cinsinden belirlenen emisyon değeri bize karbon ayak izini vermektedir (Karbon Ayak İzi = Aktivite Verileri x Emisyon Faktörü) (Özçelik, 2017).



Tüm yakıt kaynaklarından gelen emisyonlar, genellikle ulusal enerji istatistiklerinden elde edilen yakılan yakıt miktarlarına ve ortalama emisyon faktörlerine dayanarak tahmin edildiği için Tier 1 yöntemi temelde “yakıt tüketimini” baz almaktadır, Tier 1 hesap metodunda yanma sonucu ortaya çıkan emisyonlar, tüketilen yakıt miktarı ve yakıt tipine bağlı emisyon faktörü kullanılarak hesaplanmaktadır (Çerçi, 2021).

### DEFRA (İngiltere Çevre, Gıda ve Köy İşleri Bakanlığı) Metodolojisi

İngiltere Çevre, Gıda ve Köy İşleri Bakanlığı (DEFRA) katsayıları doğal çevreyi korumak, desteklemek ve sürdürülebilirlik sağlamayı amaçlamaktadır. Bu kurum özellikle küresel ısınma ve sera gazı emisyonu kapsamında sürdürülebilirlik açısından çalışmalar yapmaktadır. Bu çalışmaları yapabilmek amacı ile her yıl düzenli olarak tüm emisyon gazları, ulaşım araçları, gıda tüketimleri ve tüm enerji tüketimleri gibi çok geniş bir alanda karbon emisyon katsayılarını yayınlamaktadır. Karbon ayak izi DEFRA'nın yayınladığı katsayılar göz önünde bulundurularak hesaplanmaktadır (Çerçi, 2021).

### 2.4 Varsayımlar ve kabuller

Elektrik tüketiminden kaynaklı emisyon hesaplamalarında emisyon faktörü olarak IPCC kılavuzlarında belirtilen 0.48 kg/kWh değeri kullanılmıştır. Ayrıca elektriğin iletimi ve dağıtımından kaynaklanan kayıp-kaçak yüzdeleri için sırasıyla TEİAŞ 2020 faaliyet raporu ve TEDAŞ 2020 Sektör Raporlarından faydalanmış olunup, değerler sırasıyla %1.93 ve %12.7, yani toplamda %14.63 olarak alınmıştır (TEDAŞ, 2020 ve TEİAŞ, 2020).

Doğalgaz tüketiminden kaynaklı emisyon hesaplamalarında IPCC kılavuzlarında belirtilen dönüşüm faktörü olarak 48 TJ/Gg ve emisyon faktörü olarak 56,100 kg/TJ değerleri kullanılmıştır. Doğalgaz yoğunluğu 0.67 kg/m<sup>3</sup> olarak alınmıştır.

Ulaşım kaynaklı hesaplamalarda benzin yoğunluğu 0.74 kg/L, motorin yoğunluğu 0.835 kg/L, LPG yoğunluğu 0.55 kg/L ve jet keroseni yoğunluğu 0.803 kg/L olduğu kabul edilmiştir. Benzin, motorin, LPG ve jet keroseni için IPCC kılavuzlarında belirtilen sırasıyla dönüşüm faktörü olarak 44,3, 43, 47,3 ve 44,1 TJ/Gg ve emisyon faktörü olarak 69.300, 74.100, 63.100 ve 71.500 kg/TJ kullanılmıştır. Benzinli özel araçların 100 km'de 7,5 L,

dizel özel araçların 5,5 L, LPG'li özel araçların 8 L yaktığı, kurum servis araçlarının 12,5 L motorin, otobüslerin 25 L motorin yaktığı kabul edilmiştir.

Özel araçla kuruma gelen personelin emisyon hesabı için bir anket çalışması düzenlenmiş olup, ankete katılan 329 kişi, daha sonra EÜAŞ Aralık 2021 yılı personel sayısına (1.126 kişi) oranlanmıştır. Ankette kuruma haftada 0-1 gün geldiğini belirtenler için katsayı olarak 0, 5 gün (yılıda 26 gün), 2-3 gün geldiğini belirtenler için katsayı olarak 2.5 gün (yılıda 130 gün), 4-5 gün geldiğini belirtenler için katsayı olarak 4.5 gün (yılıda 234 gün) kullanılmıştır. Ayrıca kuruma 0-5 km'den (tek yön) geldiğini belirtenler için katsayı olarak 5 km, 5 -15 km' den (tek yön) geldiğini belirtenler için katsayı olarak 20 km, 15 – 30 km'den (tek yön) geldiğini belirtenler için katsayı olarak 45 km ve 30 üstü km'den (tek yön) geldiğini belirtenler için katsayı olarak 80 km kullanılmıştır. Otobüs kapasitesi 40 kişi olarak kabul edilmiştir. Uçak ile seyahatlerde ise Yurtdışı uçuşlarda 180 yolcu kapasiteli Airbus A321-200 uçağı, Yurtiçi uçuşlarda 165 yolcu kapasiteli Boeing 737-800 uçağı baz alınmıştır. Airbus A321-200 uçağının yakıt tüketimi 100 km'de 451 L, Boeing 737-800 uçağının yakıt tüketimi 100 km'de 427 L olduğu kabul edilmiştir. Uçuşların İstanbul aktarmalı olup olmadığı göz önünde bulundurulmuş ve mesafe olarak kuş uçuşu havalimanına olan mesafe baz alınarak hesaplamalar yapılmıştır. Ayrıca otobüs ve uçakların tam yolcu kapasitesiyle seyahat ettikleri varsayılmıştır.

Su tüketiminden kaynaklı emisyon hesaplamalarında emisyon faktörü olarak DEFRA kılavuzlarında belirtilen 0.0014 kg/L değeri kullanılmıştır.

### 3. Hesaplamalar

Bu çalışmada gerçekleştirilen hesaplamalarda kullanılan formüller için Üreden'in çalışmasından yararlanılmıştır (Üreden ve Özden, 2018).

#### 3.1 Elektrik tüketiminden kaynaklı emisyon hesaplamaları

Elektrik tüketiminden kaynaklı emisyon hesaplamalarında denklem (1) de verilen model kullanılmıştır. Hesaplamalar Tablo 1'de gösterilmiştir.

$$E_{tCO_2} = [(ET \times EF \times \dot{DK}_{\%}) + (ET \times EF)] \times 10^{-3} \quad (1)$$

ET = Elektrik Tüketimi (kWh)  
EF = Emisyon faktörü (kg/kWh)

$\dot{DK}_{\%}$  = İletim ve Dağıtım kayıpları (TEİAŞ 2020 Faaliyet Raporu ve TEDAŞ 2020 Sektör Raporlarına göre sırasıyla %1,93 ve %12,7 , toplamda %14,63)  
 $10^{-3}$  = Kg'ı Ton' a çevirme katsayısı

#### 3.2 Isınma kaynaklı (doğalgaz) emisyon hesaplamaları

Isınma kaynaklı emisyon hesaplamalarında denklem (2) de verilen model kullanılmıştır. Hesaplamalar Tablo 2'de gösterilmiştir.

$$E_{tCO_2} = [(YT \times d \times 10_1^{-3}) \times DF \times 10_2^{-3}] \times EF \times 10_3^{-3} \times OKY \times KIP \quad (2)$$

YT = Yakıt tüketimi (m<sup>3</sup> ya da L)  
d = Yoğunluk (kg/m<sup>3</sup>)

$10_1^{-3}$  = kg'ı ton'a çevirme katsayısı

**DF** = Dönüşüm faktörü (TJ/Gg)

**10<sup>-3</sup>** = ton'u gigagram'a dönüştürme katsayısı

**EF** = Emisyon faktörü (kg/TJ)

**OKY** = Oksitlenen karbon yüzdesi (IPCC 2006'ya göre CO<sub>2</sub> için %1)

**KIP** = Küresel ısınma potansiyeli (IPCC 2006'ya göre CO<sub>2</sub> için 1)

### 3.3 Ulaşım kaynaklı (benzin, motorin, LPG, jet keroseni) emisyon hesaplamaları

Ulaşım kaynaklı emisyon hesaplamalarında denklem (3) de verilen model kullanılmaktadır.

$$E_{tCO_2} = [(YT \times d \times 10_1^{-3}) \times DF \times 10_2^{-3}] \times EF \times 10_3^{-3} \times OKY \times KIP \quad (3)$$

**YT**=Yakıt tüketimi (L)

**d** = Yoğunluk (kg/L)

**10<sup>-3</sup>** = kg'ı ton'a çevirme katsayısı

**DF** = Dönüşüm faktörü (TJ/Gg)

**10<sup>-3</sup>** = ton'u gigagram'a dönüştürme katsayısı

**EF** = Emisyon faktörü (kg/TJ)

**OKY** = Oksitlenen karbon yüzdesi (IPCC 2006'ya göre CO<sub>2</sub> için %1)

**KIP** = Küresel ısınma potansiyeli (IPCC 2006'ya göre CO<sub>2</sub> için 1)

Tablo 3'te, ulaşım için kullanılan resmi/kiralık araç filosu, personelin ulaşımı için kullanılan servis araçları, kampüs bakım/onarım faaliyetleri için kullanılan jeneratör/traktör vb. araçlar, kampüs personellerinin iş denetimi kapsamında 2021 yılı içinde kullandığı otobüs ve uçaklardan kaynaklı toplam CO<sub>2</sub> emisyonu 837,67 ton olarak hesaplanmıştır (Yurtdışı uçuşlarda 180 yolcu kapasiteli Airbus A321 – 200 uçağı baz alınarak, yurtiçi uçuşlarda 165 yolcu kapasiteli Boeing 737 – 800 uçağı baz alınarak hesaplamalar yapılmıştır.).

### 3.4 Su tüketimi kaynaklı emisyon hesaplaması

Su tüketiminden kaynaklı emisyon hesaplamalarında denklem (4) de verilen model kullanılmaktadır. Hesaplamalar Tablo 4'te gösterilmiştir.

$$E_{tCO_2} = ST \times EF \times 10^{-3} \quad (4)$$

**ST** = Su tüketimi (L)

**EF** = Emisyon faktörü (kg/L)

**10<sup>-3</sup>** = kg'ı ton'a çevirme katsayısı

Tablo 1. Elektrik tüketiminden kaynaklı emisyon.

Elektrik Tüketimi (kWh)	Emisyon Faktörü (kg/kWh)	CO <sub>2</sub> Emisyonu (ton)	Kayıp-Kaçak Yüzdesi	Toplam CO <sub>2</sub> Emisyonu (ton)
1.814.700,00	0,48	867,43	14,63	994,33

Tablo 2. Doğalgaz kaynaklı emisyon.

Doğalgaz Tüketimi (m <sup>3</sup> )	Yoğunluk (kg/m <sup>3</sup> )	Doğalgaz tüketimi (ton)	Dönüşüm Faktörü (TJ/Gg)	Emisyon Faktörü (kg/kWh)	Enerji Tüketimi (TJ)	Emisyon Faktörü (kg/TJ)	Emisyon İçeriği (kg)	Emisyon İçeriği (ton)	Oksitlenen Karbon Yüzdesi (%)	Küresel Isınma Potansiyeli	Toplam CO <sub>2</sub> Emisyonu (ton)
383.000	0,670	256,61	48	0,48	12,32	56.100	690.999,41	691	1	1	691

Tablo 3. Ulaşım kaynaklı emisyon.

Ulaşım Türü	Yakıt Tipi	Yakıt Tüketimi (L)	Yoğunluk (kg/L)	Yakıt Tüketimi (ton)	Dönüşüm Faktörü (TJ/Gg)	Enerji Tüketimi (TJ)	Emisyon Faktörü (kg/TJ)	Emisyon İçeriği (kg)	Emisyon İçeriği (ton)	CO <sub>2</sub> Emisyonu (ton)	Karbon Ayak İzine Katkı
Resmi ve Kiralık Araçlar	Benzin	24.897,00	0,740	18,42	44,3	0,82	69.300	56.560,82	56,56	56,56	56,56
	Motorin	51.225,00	0,835	42,77	43,0	1,84	74.100	136.287,21	136,29	136,29	136,29
Servis Araçları	Motorin	128.546,25	0,835	107,34	43,0	4,62	74.100	342.005,08	342,01	342,01	342,01
Jeneratör, Traktör vs.	Motorin	2.000,00	0,835	1,67	43,0	0,07	74.100	5.321,12	5,32	5,32	5,32
Özel aracıyla kuruma gelenler*	Benzin	16.711,50	0,740	12,37	44,3	0,55	69.300	37.965,06	37,97	37,97	129,93
	Motorin	9.159,15	0,835	7,65	43,0	0,33	74.100	24.368,47	24,37	24,37	83,40
	LPG	8.985,60	0,550	4,94	47,3	0,23	63.100	14.750,28	14,75	14,75	50,48
Otobüs seyahatleri	Motorin	7.675,50	0,835	6,41	43,0	0,28	74.100	20.421,13	20,42	20,42	2,97
Y.dışı Uçak seyahatleri	Jet Keroseni	81.706,36	0,803	65,61	44,1	2,89	71.500	206.878,84	206,88	206,88	6,07
Y.içi uçak seyahatleri	Jet Keroseni	161.437,80	0,803	129,63	44,1	5,72	71.500	408.757,18	408,76	408,76	24,65
<b>TOPLAM</b>											<b>837,67</b>

\*Özel aracıyla kuruma gelenler için düzenlenen ankete katılım oranı, toplam personel sayısına oranlanarak karbon ayak izine katkısı hesaplanmıştır.

Tablo 4. Su tüketimi kaynaklı emisyon.

Miktar (L)	Emisyon faktörü (kg CO <sub>2</sub> e/L)	CO <sub>2</sub> Emisyonu (ton)
Kullanma suyu	20.020.000	28,03
Bahçe suyu	13.330.000	18,66
<b>TOPLAM</b>		<b>46,69</b>

#### 4. Sonuç ve Öneriler

Yukarıda verilen hesaplamaların sonucu olarak 2021 yılında EÜAŞ Merkez Kampüs bünyesinde oluşan toplam karbon 2.570 ton CO<sub>2</sub> eşdeğeri olarak bulunmuştur. 2021 Aralık sonu itibarıyla EÜAŞ Merkez Kampüs personel sayısının 1.126 kişi olduğu düşünüldüğünde, kişi başı karbon ayak izi değeri 2,28 ton CO<sub>2</sub> eşdeğeri olmaktadır.

En güncel TÜİK istatistiklerine göre, 2020 yılı toplam sera gazı emisyonunun 523,9 milyon ton (Mt) CO<sub>2</sub> eşdeğeri (eşd.) ve kişi başı toplam sera gazı emisyonunun 1990 yılında 4 ton CO<sub>2</sub> eşd., 2019 yılında 6,2 ton CO<sub>2</sub> eşd. ve 2020 yılında 6,3 ton CO<sub>2</sub> eşd. olarak hesaplandığı görülmektedir. Söz konusu emisyon değeri; enerji, endüstriyel işlemler ve ürün kullanımı, tarım ve atık sektörleri emisyonlarını kapsamakta olup, merkez kampüs karbon ayak izimiz ise sadece kampüs içerisindeki iş yeri faaliyetleri ile ilgili emisyonları kapsamaktadır.

Avrupa'daki istatistiklere bakıldığında ise, en güncel veri olarak 2020 yılı incelendiğinde kişi başı toplam sera gazı emisyonunun, Birleşik Krallıkta 5,99 ton, İsviçre'de 5,03 ton, Fransa'da 5,81 ton, Almanya'da 8.76 ton CO<sub>2</sub> eşd. olduğu görülmektedir.

2021 yılı için karbon ayak izi hesaplanan diğer kurum/kuruluş ve kamu binaları, Kuruluşumuzla ilgili benzer faaliyetler kapsamında incelendiğinde,

- Ankara Üniversitesi Teknokent '2021 yılı kurumsal Karbon Ayak İzi'ni hesaplamış ve yapılan çalışma sonucu Teknokent' in 2021 yılında 650 ton CO<sub>2</sub> Eşd karbon saldıgı ortaya çıkmıştır.
- Konya Teknik Üniversitesi Mühendislik ve Doğa Bilimleri Fakültesine Ait Binalar İçin Enerji Verimliliğini Artırmaya Yönelik Örnek Bir Çalışma kapsamında 2021 yılı karbon ayak izi 1215 ton CO<sub>2</sub> Eşd olarak hesaplanmıştır.
- DERLÜKS Yatırım Holding A.Ş' nin genel merkez faaliyetlerine ait karbon ayak izi (tesislerdeki elektrik kullanımından, ısınma amaçlı doğalgaz kullanımından, çalışanların işe gidiş gelişlerinden, ürün tedarik zincirinden, üretilen atık ve kullanılan sudan, işe ilgili otel konaklamalarından, kâğıt tüketiminden, sahip olunan araçlardan ve iş amaçlı seyahatlerden kaynaklı emisyonları kapsamaktadır) 485,18 ton CO<sub>2</sub> Eşd olarak hesaplanmıştır (Kişi başı 4,53 tCO<sub>2</sub>' dir.).

2021 yılı için karbon ayak izi hesaplanan diğer kurum/kuruluş ve kamu binalarının Kuruluşumuzla ilgili benzer faaliyetleri incelediğinde; hesaplanan karbon ayak izi örnekleri içinde Kuruluşumuzun kişi başı karbon üretiminde görece daha düşük değerlere sahip olduğu, Merkez Kampüsümüzün çevreci bir yaklaşımla yönetildiği ve kurum personelimizin çevreye duyarlı olduğu sonucuna varılmaktadır.

EÜAŞ için hesaplanan kişi başı karbon ayak izi değerinin (2,28 ton CO<sub>2</sub> eşdeğeri) gelecek yıllarda düşürülmesi adına başta bina yalıtımı olmak üzere enerji verimliliği çalışmalarını arttırmak, servis ağındaki araçları hibritleştirmek, eğitim/farkındalık çalışmaları yapmak, Kampüs çevresinde bulunan yer örtüsü bitkilerini ve yeşil alan sayısını canlı tutarak CO<sub>2</sub> tutma kapasitesini arttırmak, kampüste Güneş Enerjisi Panelleri kullanmak gibi çalışmaların gerçekleştirilmesi önerilmektedir.

#### 4.1. Bilgi

Makale araştırma ve yayın etiğine uygun olarak hazırlanmıştır. Yazarlar arasında herhangi bir çıkar çatışması

bulunmamaktadır.

#### 5. Kaynaklar

1. Civelekoğlu, G., Bıyık, Y. (2020). Isparta İlinde Karayolu Kaynaklı Karbon Ayak İzinin Hesaplanması. Bilge International Journal of Science and Technology Research, 4 (2): 78-87.
2. Özçelik, G. (2017). Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi Terzioğlu Kampüsü'nün Enerji ve Karbon Ayak İzi Açısından Değerlendirilmesi (Yüksek Lisans Tezi, Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi).
3. Çerçi, M. (2021). IPCC TIER 1 ve Defra Metodları İle Karbon Ayak İzinin Belirlenmesi: Erzincan Binalı Yıldırım Üniversitesi Örneği (Yüksek Lisans Tezi, Erzincan Binalı Yıldırım Üniversitesi).
4. TEDAŞ (2020). Sektör Raporu.
5. TEİAŞ (2020). Faaliyet Raporu.
6. Üreden, A., Özden, S., 2018. Kurumsal Karbon Ayak İzi Nasıl Hesaplanır: Teorik Bir Çalışma. Anadolu Orman Araştırmaları Dergisi 4(2): 98-108.