



İleri Oksidasyon Proseslerinin Sızıntı Sularının Arıtımında Kullanımı

Kasım ATMACA¹ ve Nevzat BEYAZIT²

How to cite: Atmaca, K., & Beyazıt, N. (2022). İleri oksidasyon proseslerinin sızıntı sularının arıtımında kullanımı. *Sinop Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 7(2), 173-187. <https://doi.org/10.33484/sinopfbid.1162145>

Derleme

Sorumlu Yazar

Kasım ATMACA
 katmaca@sinop.edu.tr

Yazarlara ait ORCID

K.A: 0000-0002-6570-4127
 N.B: 0000-0002-8396-5996

Received: 15.08.2022

Accepted: 20.10.2022

Öz

Bu çalışmada, ileri oksidasyon prosesleri olarak bilinen, Fenton, elektro-Fenton ve foto-elektro-Fenton'un temel mekanizmaları ve sızıntı suyu arıtımında seçilen deneysel çalışma parametrelerinin bu proseslerin verimliliğine etkileri tartışılmıştır. Sızıntı suyu arıtımı ile ilgili deneysel çalışmalar, organik kirleticilerin hızlı oksidatif bozunmasını sağlamak için ileri oksidasyon proseslerinin kullanılabilceğini göstermiştir. Bu nedenle, sızıntı suyunun arıtımında, Fenton ve ilgili proseslerin kullanımı literatürde yaygın olarak tartışılmaktadır. Fenton reaksiyonu sırasında, asidik ortamda hidroksil radikalleri (OH•) üretmek için hidrojen peroksit (H₂O₂) demir tarafından aktive edilir ve oluşan OH• sızıntı suyundaki dirençli organik bileşikler giderir. Ülkemizde yürürlükte olan Su Kirliliği ve Kontrolü Yönetmeliği'nde ifade edilen deşarj standartları çoğunlukla sağlanmasa da ileri oksidasyon proseslerinin çok yüksek çözünmüş kirletici konsantrasyonlarını azaltmada oldukça etkili olduğu anlaşılmaktadır. Bu nedenle sızıntı suyu arıtımında bu tür tekniklerin ön arıtma veya arıtma sonrası şeklinde başka bir arıtma ile birlikte kullanılması tavsiye edilir.

Anahtar Kelimeler: Fenton, elektro-Fenton, foto-elektro-Fenton, ileri oksidasyon, sızıntı suyu

The Use of Advanced Oxidation Processes in the Treatment of Leachate

¹Sinop Üniversitesi, Mühendislik-
 Mimarlık Fakültesi, Çevre
 Mühendisliği Bölümü, Sinop,
 Türkiye

²Ondokuz Mayıs Üniversitesi,
 Mühendislik Fakültesi, Çevre
 Mühendisliği Bölümü, Samsun,
 Türkiye

Abstract

In this study, the basic mechanisms of Fenton, electro-Fenton and photo-electro-Fenton, known as advanced oxidation processes, and the effects of selected experimental operating parameters on the efficiency of these processes in the treatment of leachate are discussed. Experimental studies on leachate treatment have shown that advanced oxidation processes can be used to achieve rapid oxidative degradation of organic pollutants. Therefore, the use of Fenton and related processes in the treatment of leachate is widely discussed in the literature. During the Fenton reactions, hydrogen peroxide (H₂O₂) is activated by iron to produce hydroxyl radicals (OH•) in the acidic environment, and the formed OH• removes resistant organic compounds in the leachate. Although the discharge standards expressed in the Water Pollution and Control Regulation in force in our country are mostly not met, it is understood that advanced oxidation processes are quite effective in reducing very high dissolved pollutant concentrations. For this reason, it is recommended to use such techniques together with another treatment method in the form of pre-treatment or post-treatment in the treatment of leachate.

Giriş

Sızıntı suları, atıkların aerobik ve anaerobik ayrışması neticesinde oluşan her türlü sıvı atık olarak tanımlanabilir [1]. Yüksek konsantrasyonlu bir organik atık su türü olarak çöp sızıntı suyu, çözülmüş organik maddeler, amonyak azotu, ağır metaller, inorganik tuzlar gibi birçok organik ve inorganik kirletici içerir [2]. Yapılan çalışmalara göre, çöp sahası sızıntı sularında yaklaşık 200 tehlikeli bileşik tanımlanmıştır. Bu tehlikeli kirleticilerin çoğu, suda yaşayan organizmaların, ekolojinin ve besin zincirleri üzerinde birikici, tehdit edici ve zararlı etkilere sahiptir ve bu nedenle, kanserojen etkiler, akut toksisite ve genotoksisite gibi insan sağlığı üzerinde çok büyük sorunlara yol açabilir [3]. Bu nedenle, çöp sızıntı suyuyla etkin bir şekilde mücadele etmek son derece önemlidir [4]. Sızıntı suları, iki önemli faktör ile karakterize edilir: (i) hacim (miktar), (ii) bileşim. Hacim; yağış miktarı, yeraltı suyu seviyesi, yüzey akışı, depolama sahası örtüsü ve atık türü gibi birçok faktörden etkilenir. Sızıntı suyu bileşimini etkileyen faktörler ise; biriken atığın özellikleri, toprak özellikleri, depolama sahasının yaşı, iklim hem depolama sahası içinde hem de depolama sahası ile çevre arasındaki biyokimyasal etkileşimler, atık sıkıştırma oranı, depolama sahası tasarımı ve nem içeriğidir. Faktörler arasında, depolama sahası yaşı en önemli olanlardan biridir ve diğer faktörlerin anında tahmin edilmesi zor olabileceğinden, ilk karar vermede kullanılabilir. Sızıntı suyu bileşimini temsil eden temel parametreler BOİ, KOİ, pH, toplam kjeldahl azotu (TKN), toplam askıda katı madde (TAKM), toplam çözülmüş katı madde (TÇKM), amonyak azotu (NH₃-N), BOİ/KOİ oranı, ağır metaller, kükürt bileşikleri, toplam organik karbon (TOK) ve çözülmüş organik maddedir. Tablo 1 de, depolama sahasının yaşına göre sızıntı sularının bazı özellikleri gösterilmiştir [1].

Tablo 1. Depolama sahası ömrü boyunca sızıntı suyu özellikleri [1]

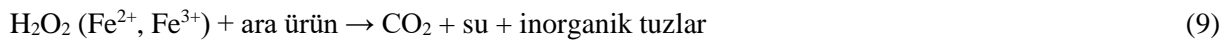
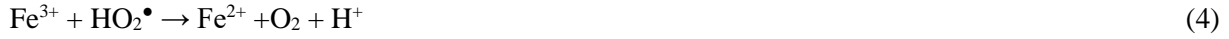
Parametre	Genç	Orta Yaşlı	Stabilize	Yaşlı
Yaş (Yıl)	<5	5-10	10-20	>20
pH	3-7	6-8	>7.5	>7.5
BOİ (mg/L)	2000-50000	500-15000	50-1000	<300
KOİ (mg/L)	400-90000	1000-30000	1000-5000	<3000
BOİ/KOİ	0.5-1.0	0.1-0.5	<0.1	<0.1
TOK/KOİ	<0.3	0.3-0.5	>0.5	>0.5
Ağır metal (mg/L)	>2	-	-	<2
TKN (mg/L)	500-4500	400-2000	50-2000	<2000
NH ₃ -N (mg/L)	<400	-	>400	-
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	500-4500	-	-	<1500

Tablo 1’de görüldüğü üzere; pH, BOİ, KOİ, BOİ/KOİ ve NH₄⁺ -N değerleri deponi sahası yaşı ile birlikte önemli farklılıklar gösterebilmektedir. Örneğin, genç sızıntı suyu oluşumlarında asidik karakterli olabilen sızıntı sularının zamanla bazik hale gelebildiği, biyolojik olarak parçalanabilen organik maddelerin büyük bir kısmının (BOİ olarak değerlendirilen) stabilizasyon safhasında ayrıştığı, fakat biyolojik olarak parçalanamayan organik maddelerin ise (KOİ’ ye katkıda bulunan) bu safhada değişmeden kaldığı düşünülmektedir. Sonuç olarak BOİ/KOİ oranı zamanla azalır. Diğer taraftan, sızıntı suyundaki ağır metal konsantrasyonları, zamanla artan pH’a bağlı olarak deponi sahası yaşı arttıkça azalır. Aksine, NH₃-N konsantrasyonu zamanla azalma eğilimi göstermez. İleri oksidasyon prosesleri (İOP) son yıllarda sızıntı sularının arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır. Literatürde, birçok İOP olmakla birlikte Fenton (Fe²⁺/H₂O₂), foto-Fenton (Fe²⁺/H₂O₂/UV), H₂O₂/UV, ozon esaslı sistemler (O₃, O₃/UV, O₃/H₂O₂), TiO₂/UV ve sülfat radikal bazlı oksidasyon prosesleri en yaygın kullanılanlarıdır [5]. İleri oksidasyon proseslerinde genellikle H₂O₂ veya O₃ gibi güçlü kimyasal oksidantlar, demir iyonları ve bazı diğer metaller katalizör olarak ve UV ışığı, güneş ışığı, ultrason gibi ışımaya yöntemleri ayrı ayrı veya kombine bir şekilde kullanılır. Işıma yöntemi ile çalışan İOP lerin atıksu arıtımındaki daha yüksek kirlenim giderim verimliliği nedeniyle daha etkili olduğu bilinmektedir [6]. İOP lerin temel hedefi, atıksu içerisindeki kirlenim maddeleri su, karbondioksit ve inorganik bileşiklere mineralize ederek zararsız son ürünlere dönüştürmek-olup avantajları şöyle sıralanabilir: (i) diğer fiziko-kimyasal arıtma prosesleriyle karşılaştırıldığında organik kirlenim maddelerinin gideriminde daha yüksek verimlilik sağlaması, (ii) biyolojik arıtma prosesleriyle kıyaslandığında daha hızlı kinetik sergilemesi, (iii) çevre dostu bir proses olmasıdır. Prosesin dezavantajları arasında ise pH a karşı hassasiyet ve gerekli düşük pH değerleri ile fazla oksidant miktarı ve yüksek maliyet sayılabilir [3, 5].

Fenton Prosesi

Fenton prosesi, boya atıksuları, fenolik atık sular, farmasötik atık sular, kok atık suları ve çöp sızıntı suları dahil olmak üzere çeşitli atık su türlerinin arıtımında yaygın olarak kullanılmaktadır. Bununla birlikte, depolama sahası sızıntı suyu arıtımındaki uygulaması son derece kapsamlıdır [2]. Fenton (F) ve ilgili reaksiyonlar, organik veya inorganik bileşikleri oksitleyen aktif oksijen türleri oluşturmak için H₂O₂’in demir iyonlarıyla reaksiyonlarını kapsar. Fenton reaksiyon mekanizması ile ilgili uzun bir araştırma geçmişi vardır. Fenton reaksiyonu, ilk olarak 1894 yılında H.J.H. Fenton tarafından keşfedilmiştir ve tartarik asidi oksitlemek için H₂O₂’ nin Fe²⁺ tuzları tarafından aktive edilebileceğini bildirmiştir [7]. Daha sonra, Fenton sisteminin reaksiyon mekanizması kapsamlı bir şekilde araştırılmıştır. Çoğu çalışmada, Fenton oksidasyonu ile çöp sızıntı suyu arıtımı aşağıdaki prensip doğrultusunda gerçekleştirilmiştir. Bir yandan, demir iyonları ve hidrojen peroksitler arasındaki katalitik reaksiyon, güçlü bir oksidasyon potansiyeline sahip olan ve çöp sızıntı suyundaki organikleri bozan hidroksil radikalleri üretir. Diğer taraftan, çökeltiler Fe (OH)₃’ün flokülasyon etkisi ile uzaklaştırılır. Fenton reaktifi ile çöp sızıntı suyu arıtma süreci dört adıma ayrılabilir: (i) pH ayarlaması, (ii) oksidasyon

reaksiyonu, (iii) nötralizasyon ve (iv) flokülasyon ve çökeltme. Fenton tepkimeleri ve organik RH bileşiklerinin oksidasyonu, Denklem 1-9 da gösterilmiştir [2].



Fenton ve elektro-Fenton prosesleri ile sızıntı sularından KOİ ve renk giderimi üzerine yapılmış çalışmalardan bazıları Tablo 2 ve Tablo 3'te verilmiştir.

Tablo 2. Fenton ve elektro-Fenton yöntemleri ile sızıntı sularından KOİ giderim verimleri

Yöntem	KOİ giriş (mg/L)	H ₂ O ₂ (mg/L)	Fe ²⁺ (mg/L)	KOİ Giderimi (%)	Referans
Fenton	1500	1650	500	70	[8]
Fenton	1500	200	300	70	[9]
Fenton	1500	200	300	70	[10]
Fenton	-	1200	1800	85	[11]
Fenton	10540	10000	830	60	[12]
Fenton	1000	2550	2800	70	[13]
Fenton	-	5000	1500	85	[14]
Elektro-Fenton	-	11560	1568	87.2	[15]
Fenton	1100-1300	1360	2240	61	[16]
Fenton	3300-4400	15000	2000	58	[17]
Elektro-Fenton	-	2000	-	72	[18]
Fenton	5700	650	56	66	[19]
Fenton	220	183.6	252	56	[20]
Fenton	743	8160	224	60.9	[21]
Fenton	1396	-	-	70-85	[22]
Fenton	-	3500	3500	82	[23]

Tablo 3. Fenton ve ilgili proseslerle renk giderimi

Proses	Renk giderimi (%)	Referans
Elektro-Fenton	90	[18]
Elektro-Fenton	>90	[24]
Foto-Fenton	>95	[17]

Tablo 4'te ise foto-elektro-Fenton yöntemiyle KOİ ve renk giderimi üzerine yapılmış çalışmalardan bazıları verilmiştir.

Tablo 4. Sızıntı suyundan foto-elektro-Fenton yöntemiyle KOİ ve renk giderimi üzerine yapılmış çalışmalar

KOİ girişi (mg/L)	H ₂ O ₂ (mg/L)	Fe ²⁺ (mg/L)	UV lambda	KOİ giderimi (%)	Renk giderimi (%)	Referans
-	3000	-	1.4W/cm ²	94	97	[24]
3300-4400	15000	2000	-	77	-	[17]
2000	300	-	32W	97	100	[25]
8150	1000	550	16	83.84	84.46	[26]
1150	1150	56	500	70	-	[27]

Ozon Esaslı Sistemler

Ozon'un atıksudaki organik kirleticileri okside ettiği bilinmektedir ve bunun yanında koku ve renk gideriminde de etkilidir. Ozon, Denklem 10 da verildiği üzere 2.07 V luk yüksek bir oksidasyon potansiyeline sahiptir ve yüksek dirençli atıksuların arıtılmasında kullanılabilir.



Diğer taraftan sızıntı suyundan tek başına ozonlama yönteminin kullanılmasıyla ortalama %35 KOİ ve %50 NH₄-N u giderilebilir. Bu yüzden, daha yüksek kirletici giderim verimine ulaşmak için ozonlama yönteminin H₂O₂, UV veya adsorpsiyon sistemleriyle entegre edilmesi gerekmektedir. Denklem 11 de gösterildiği gibi ozon, amonyak gideriminde de oldukça etkilidir [5].



Literatürde, ozon esaslı prosesler ile yapılmış çalışmalardan bazıları Tablo 5'te verilmiştir.

Tablo 5. Sızıntı suyundan ozon esaslı sistemler ile yapılmış kirletici giderim çalışmaları

Proses	KOİ (mg/L)	pH	O ₃ /KOİ (g/g)	KOİ giderimi (%)	H ₂ O ₂ /O ₃ (g/g)	UV (W)	Referans
O ₃	1585	8.2	1.7	23-32			[28]
O ₃	330	7.5	3.5	35			[29]
O ₃	480	7.7	0.5	>%50			[30]
O ₃	6500	8.1	1.2 g/L O ₃ doz	%15			[31]
O ₃	2300-4970	7.90-9.02	1.3-1.5	30			[32]
O ₃ /H ₂ O ₂	480	7.7	0.05-0.5	40	0.25-1		[30]
O ₃ /UV	1280	2	-	54	-	100	[33]
O ₃ /UV	430 TOK	-	0.1 g/L O ₃ doz	51 TOK	-	300	[34]

Sülfat Radikal Bazlı İleri Oksidasyon Prosesleri (S-İOP)

Sülfat radikali bazlı ileri oksidasyon prosesleri (S-İOP), dirençli mikroorganizmalar, ilaçlar ve biyolojik olarak parçalanamayan organik maddeler gibi kirleticileri gidermek için uygulanabilir. Sülfat radikalleri ($\text{SO}_4^{\cdot-}$), hidrojeni doymuş karbondan uzaklaştırarak, hidrojeni çift bağlara ekleyerek veya elektron transferi ile organik maddenin kısmen veya tamamen mineralleşmesine neden olur. Fenton prosesine karşılaştırıldığında, S-İOP kullanımının bazı avantajları şunlardır: (i) Sülfat radikalleri, Fenton prosesinde oluşan hidroksil radikalinden (OH^{\cdot}) daha fazla stabiliteye sahiptir. (ii) Sülfat radikalleri sulu çözeltide OH^{\cdot} den daha yüksek çözünürlüğe sahiptir. (iii) S-İOP lerin kullanımında pH aralığı Fenton prosesine göre daha geniştir [35]. Literatürde S-İOP ile yapılmış çalışmalardan bazıları Tablo 6 da verilmiştir.

Tablo 6. Sızıntı suyundan S-İOP ile yapılmış kirletici giderim çalışmaları

S-İOP Prosesi	Giriş kirletici konsantrasyonu	İşletme koşulları	Kirletici giderim verimi (%)	Referans
Peroksi disülfat (PDS)	19180-20448 mg/L KOİ	PDS: 4.2 g/L, pH: 7, karıştırma hızı: 350 rpm, deneysel süre: 120 dak.	%39 partikül halde KOİ, %60 partikül haldeki KOİ	[36]
PDS	19180-20448 mg/L KOİ	PDS: 5.15 g/L, pH: 7, sıcaklık: 28 °C, deneysel süre: 60 dak.	%45 KOİ, %47 $\text{NH}_3\text{-N}$	[37]
Mikrodalga/PDS	5000 ± 1000 mg/L TOK	PDS: 50mM, Güç: 450 W, pH: 8.4, deneysel süre: 16 dak.	≈ %50 KOİ	[38]
Mikrodalga/PDS	20-200 mg/L TOK	PDS: 2M, Güç: 550W, sıcaklık: 85°C, deneysel süre: 2 saat	%88.6 TOK	[39]
PDS/ H_2O_2	19180-20448 mg/L KOİ	PDS: 5.88 g/50 ml, H_2O_2 : 8.63 g/50 ml, pH: 11, deneysel süre: 120 dak.	%81 KOİ, %83 amonyak	[40]
PDS/ Fe^{2+}	9700 mg/L KOİ	PDS: 330 mM, Fe^{2+} : 66 mM, deneysel süre: 6 saat	%30 KOİ	[41]

Fenton Prosesini Etkileyen Parametreler

Fe²⁺/Fe³⁺ Konsantrasyonu

Fe²⁺ konsantrasyonu, Fenton sistemlerinde önemli bir ön koşuldur. Bu yüzden, demir konsantrasyonu, genel arıtma verimliliği üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Fe²⁺, hidroksil radikallerinin oluşumunu hızlandırdığından, Fenton proseslerinin verimliliği ve hızı, genellikle yüksek demir konsantrasyonu altında artar [7,42]. Diğer taraftan, çok yüksek demir konsantrasyonları, daha yüksek pH değerlerinde demir çökmesine neden olur ve mevcut verimi düşürür. Bu nedenle demir iyonlarının optimum konsantrasyonunu bulmak laboratuvar ölçekli çalışmalara ihtiyaç vardır. Bundan dolayı demir konsantrasyonu optimize edilmelidir.

pH

pH, Fenton proseslerinin sistem performansını etkileyen en önemli parametrelerden biridir. Çözeltinin pH'ı oksidantın aktivitesini ve oluşan demir türlerini etkiler [43, 44]. Bazı pH değerleri Fenton proseslerini olumsuz yönde etkilemesinden dolayı asidik pH değerleri tercih edilmelidir [42]. Fenton sistemlerinde, yapılan birçok çalışmada optimum pH değerinin 3 olduğu bildirilmiştir [45-48]. Diğer bir çalışmada ise optimum pH değeri 2 olarak bulunmuştur [49]. Diğer taraftan, çok düşük pH değerleri de aşağıdaki nedenlerden dolayı sistem performansını olumsuz etkiler. Birinci olarak, düşük pH şartlarında, H₂O₂ oluşturmak için mevcut protonların sayısını azaltan hidrojen oluşumu artar ve H₂O₂ nin ayrışmasını hızlandırır. İkinci olarak, düşük pH şartlarında OH[•] i oluşumunu azaltan demir kompleksleri oluşur [42]. Dolayısıyla, Fenton proseslerinde arıtma verimliliği hem düşük hem de yüksek pH değerlerinde azaldığından pH değerinin optimize edilmesi gerekir.

H₂O₂ Konsantrasyonu

H₂O₂ konsantrasyonu, Fenton sistemlerinin tamamında prosesin verimini etkileyen ortak bir parametredir. Hidrojen peroksit konsantrasyonu, kirleticilerin bozunma sürecinin genel verimliliğine karar vermede çok önemli bir rol oynar [50]. Genellikle, hidrojen peroksit dozajının artmasıyla kirleticinin % bozunmasının arttığı gözlemlenmiştir [51, 52]. Ancak oksidant dozajı seçilirken dikkatli olunmalıdır. Fenton işlemi sırasında kullanılmayan hidrojen peroksit KOİ'ye katkıda bulunur ve bu nedenle fazla miktarı tavsiye edilmez [51]. Aşırı hidrojen peroksitin bir başka olumsuz etkisi de üretilen hidroksil radikalleri üzerine süpürücü etki göstermesidir [42]. Bu nedenle hidrojen peroksit dozajı, miktarın tamamı kullanılacak şekilde ayarlanmalı ve buna laboratuvar ölçekli çalışmalara göre karar verilmelidir.

Elektro-Fenton prosesi

Elektro-Fenton yöntemi, bir elektrokimyasal hücrede anot ve katot arasında bir elektrik akımı uygulayarak elektrotlar ve elektrolitik çözelti arasındaki elektron transferine dayanır [3]. Elektro-Fenton

prosesi, reaktif ilavesine veya oluşumuna bağlı olarak dört kategoride sınıflandırılır. Tip 1’de, hidrojen peroksit ve demir iyonu, sırasıyla çözünebilir anot ve katot kullanılarak elektriksel olarak üretilir [53]. Tip 2’de, hidrojen peroksit harici olarak sisteme eklenirken, demir iyon (Fe^{2+}) kaynağı olarak çözünebilir demir anot kullanılır [54]. Tip 3’te, demir iyonu harici olarak eklenirken katotta hidrojen peroksit üretilir [55, 56]. Tip 4’te ise, Fenton reaktifi elektrolitik bir hücrede hidroksil radikalleri üretmek için kullanılır ve demir iyonu, katotta demir iyonlarının indirgenmesi yoluyla yeniden üretilir [15, 57].

Elektrotlar Arası Mesafe Etkisi

Elektrotlar arası mesafe, elektro-Fenton sistemlerinin verimini etkileyen önemli parametrelerden biridir [58]. Elektrotlar arası mesafenin çok az olması durumunda, elektriksel olarak üretilen Fe^{2+} iyonları Fe^{3+} e oksitlenir, bu da Fenton reaksiyonlarının verimini düşürür. Öte yandan, mesafe çok artarsa, elektrotlar arasındaki artan elektriksel direnç nedeniyle tüketilen elektrik enerjisi artar [42]. Her iki nedenden dolayı da elektrokimyasal arıtma çalışmalarında elektrotlar arası mesafenin incelenmesi çok önemlidir. Atmaca [26], sızıntı suyundan elektro-Fenton yöntemi ile yapmış olduğu KOİ ve renk giderimi çalışmasında optimum koşullar altında (pH: 3, akım yoğunluğu: $100 A/m^2$, H_2O_2 : 2000 mg/L, karıştırma hızı: 250 rpm) elektrotlar arası mesafenin 0.5 cm den 1.5 cm ye çıkarılmasıyla 30 dakikalık arıtım neticesinde KOİ gideriminin %47 den %68 e yükseldiğini, renk gideriminin ise optimum koşullar altında (pH: 3, akım yoğunluğu: $75 A/m^2$, H_2O_2 : 2000 mg/L, karıştırma hızı: 250 rpm) 7.5 dakikalık arıtım sonucunda %40 tan %69 a yükseldiğini bulmuştur. Zhang ve ark. [15], sızıntı suyundan elektro-Fenton yöntemi ile KOİ giderimi üzerine yapmış oldukları çalışmada elektrotlar arası mesafenin 2.1 cm den 2.8 cm ye çıkarılmasıyla KOİ gideriminin %80.8’den %71.8’e düştüğünü bulmuşlardır. Atmaca [18], sızıntı suyundan elektro-Fenton yöntemiyle yapmış olduğu arıtım çalışmasında elektrotlar arası mesafenin 1.8 cm’den 2.8 cm’ye çıkartılmasıyla KOİ gideriminin %10 arttığını bulmuştur.

Foto-elektro-Fenton prosesi

EF işleminin UV ışın kaynağıyla kombine edilmesi foto-elektro-Fenton prosesi olarak adlandırılır [5]. UV ışığı (200–400 nm) sisteme dahil edildiğinde, hipoklorit, elektroliz sisteminin oksidasyon aktivitesini iyileştirmek için hidroksil radikallerine ve klor radikallerine ayrışır (Denklem 12) [59].



UV ışığının varlığında, H_2O_2 parçalanarak Denklem 13 uyarınca hidroksil radikallerine dönüşmektedir.



Literatürde rapor edilen çalışmalar, foto-elektro-Fenton prosesiyle organik kirleticilerin daha yüksek oranda bozunma sağladığını göstermiştir. 4-klorofenol, nitrobenzen ve anizol gibi kirleticiler, herbisitler

ve etilen glikol foto-elektro-Fenton prosesi ile etkili bir şekilde parçalanmıştır. H₂O₂'nin Denklem 13 uyarınca doğrudan fotolizi, organik bileşiklerin bozunması için kullanılabilen hidroksil radikalleri üretir. Ayrıca oluşan demirhidroksitler de UV varlığında parçalanarak hidroksil radikali üretmektedir (Denklem 14) [7].



Sonuç olarak, atıksu UV ile muamele edildiğinde ortamda oluşan OH[•] i miktarı artmaktadır. Bu yüzden, foto-elektro-Fenton prosesinde genel olarak daha yüksek kirletici giderimi sağlanmaktadır. H₂O₂ konsantrasyonu ve elektrotlar arası mesafe foto-elektro-Fenton prosesini etkileyen önemli parametrelerdendir. Beyazıt ve Atmaca [60], sızıntı sularının foto-elektro-Fenton yöntemiyle KOİ ve renk giderimi ile yapmış olduğu çalışmada, H₂O₂ konsantrasyonunun 250 mg/L den 1000 mg/L ye çıkarılmasıyla KOİ gideriminin 90 dakikalık arıtım neticesinde %53.16 dan %83.84 e, renk gideriminin ise 45 dakikalık arıtım neticesinde %56.32 den %84.46 ya yükseldiğini bulmuştur. Diğer taraftan H₂O₂ konsantrasyonunun 1000 mg/L den 1500 mg/L ye çıkarılmasıyla KOİ gideriminin 90 dakikalık arıtım neticesinde %83.84 ten %69.53 e düştüğü, renk gideriminin ise 45 dakikalık arıtım neticesinde %84.46 dan %70.87 ye düştüğü bulunmuştur. Benzer bir korelasyonu Asaithambi ve ark. [25], sızıntı suyundan foto-elektro-Fenton yöntemiyle KOİ ve renk giderimi üzerine yapmış oldukları çalışmada bulmuşlardır. H₂O₂ konsantrasyonunun 75 mg/L den 300 mg/L ye çıkarılmasıyla KOİ gideriminin %58.50 den %97'ye yükseldiğini, diğer taraftan H₂O₂ konsantrasyonunun 300 mg/L den 450 mg/L ye yükseltilmesiyle KOİ gideriminin %97 den %80.50 ye düştüğünü bulmuşlardır. Sonuç olarak H₂O₂ konsantrasyonu hem arıtma maliyetini hem de arıtım performansını direkt olarak etkilediğinden optimize edilmelidir. Asaithambi ve ark [25], foto-elektro Fenton yöntemi ile sızıntı suyundan KOİ ve renk giderimi üzerine yapmış oldukları çalışmada optimum deneysel koşullar altında (KOİ giriş: 2000 mg/L, pH: 3, akım yoğunluğu: 30 A/m², H₂O₂: 300 mg/L, UV lambası: 32W, deney süresi: 4 saat); elektrotlar arası mesafe 0.75 cm'den 3 cm'ye çıkarıldığında KOİ giderimi %97'den %69.50'ye düştüğünü ve elektrik enerjisi tüketiminin 3.1 kWh/m³ ten 6.5 kWh/m³e yükseldiğini bulmuşlardır. Dolayısıyla, foto-elektro-Fenton prosesinde, elektrotlar arası mesafe hem kirletici giderim verimini hem de elektrik enerjisi tüketimini etkilediğinden optimize edilmelidir.

UV Lamba

UV, elektromanyetik dalgaların bir parçasıdır. Ultraviyole ışık elektromanyetik radyasyon 400 ile 10 nm arasında değişir ve birkaç bölgeye ayrılır. Görünmez UV ışık aralığı, 400 nm dalga boylarından aşağıya doğru belirlenir. Kullanılan UV lamba türlerine göre dalga boyu aralıkları şöyledir: UV-A: 400 nm ile 315 nm arası, UV-B: 315 nm ile 280 nm arası, UV-C: 280 nm ile 200 nm dalga boyu arasını kapsar. UV ışığı ile su dezenfeksiyonu uygulaması esas olarak UV-C aralığı ile ilgilidir, bu da optik ekipmanın mümkün olduğunca şeffaf olması gerektiği anlamına gelir. Şeffaf malzeme olarak kuvars

cam kullanılabilir. 300'den 200 nm'ye kadar olan ışığa uzak UV de denir. 10 nm altında, x-ışınları bölgesi başlar [61].

Düşük basınçlı 254 nm'lik cıva buharlı UV lambaları (UV-C) genel olarak UV radyasyonu üretmek için kullanılırlar. UV lamba genellikle reaktöre bir kuvars ceket içerisinde daldırılmaktadır. Atıksu içerisindeki yüksek askıda katı madde veya koloidal maddelerin UV ışımaya öncesi giderilmesi ışık geçirgenliğini arttıracaktır [62].

Sonuç ve Öneriler

Sızıntı sularının arıtılması için ileri oksidasyon proseslerinin uygulanması, son on yılda artan bir ilgi görmüştür. Fenton prosesinin verimliliği büyük ölçüde reaksiyon koşullarına ve sızıntı suyu bileşimine bağlıdır. Fenton prosesi, çöp sızıntı suyu arıtımındaki uygulamalar için umut verici bir teknolojidir. Foto-elektro-Fenton prosesi ile yapılan çalışmalarda genel olarak KOİ ve renk giderimlerinin elektro-Fenton yöntemine göre arttığı gözlemlenmiştir. Diğer taraftan, Fenton sistemleri ile sızıntı suyu arıtımı ile ilgili sorunları çözmek için aşağıdaki konular daha fazla araştırılmalıdır.

- 1) Depolama sahası sızıntı suyunun karmaşık bir bileşimi vardır ve organik kirleticilerin bileşimi ve yapısı, Fenton sistemlerinin oksidasyon verimliliğini ve organik maddelerin bozunma hızını etkileyebilir. Gelecekteki çalışmalarda, organiklerin karmaşık yapısını ve oksidasyon mekanizmalarını belirlemeye odaklanılmalıdır.
- 2) Fenton sistemlerinin diğer arıtma prosesleriyle verimli kombinasyonları belirlenmelidir. Nihai olarak yüksek verimlilik ve maliyet etkinliği göz önünde bulundurularak arıtma alternatiflerinin optimize edilmesi gerekir.
- 3) Fenton sistemlerinin oksidasyon verimliliğini artırmak için ucuz ve çevre dostu katalizörler geliştirilmelidir. Yüksek verimli ve düşük maliyetli oksitleyici ajanların geliştirilmesi ve bunların büyük ölçekli sanayi uygulamalarının gerçekleştirilmesi gerekmektedir. Bu nedenle oksitleyici madde araştırmalarına ve katalizör geliştirmeye öncelik verilmelidir.
- 4) Fenton sistemleri, genellikle tek başına çöp sızıntı suyu deşarj standartlarını karşılayamadığından ötürü diğer teknolojilerle birlikte kullanılabilir. Örneğin, Fenton, ozonlama ve biyolojik arıtma sistemlerinin verimli entegrasyonu, çöp sızıntı suyu arıtma teknolojisi çalışmalarında önemli bir gelişme yönüdür. Bu entegrasyon sayesinde, sadece işletme maliyetleri düşürülmekle kalmayacak, aynı zamanda çöp sızıntı suyunun verimli bir şekilde arıtılması da sağlanabilecektir. Bu senaryoda, işletim parametrelerinin en iyi nasıl optimize edileceğine, arıtma verimliliğinin nasıl iyileştirileceğine ve işletim maliyetlerinin nasıl azaltılacağına özellikle dikkat edilmelidir.

Teşekkür-

Fon/Finansman bilgileri Bu çalışma, herhangi bir kurum veya kuruluş tarafından desteklenmemiştir.

Etik Kurul Onayı ve İzinler Çalışma, etik kurul izni ve herhangi bir özel izin gerektirmemektedir.

Çıkar Çatışmaları/Çatışan Çıkarlar Yazarlar çıkar çatışması olmadığını beyan eder.

Yazarların Katkısı Çalışmada 1. yazar %60 oranında, 2. yazar %40 oranında katkı sağlamıştır. Tüm yazarlar makalenin son halini okumuş ve onaylamıştır.

Kaynaklar

- [1] Reshadi, M. A. M., Bazargan, A., & McKay, G. (2020). A review of the application of adsorbents for landfill leachate treatment: Focus on magnetic adsorption. *Science of the Total Environment*, 731, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138863>
- [2] Wu, C., Chen, W., Gu, Z., & Li, Q. (2021). A review of the characteristics of Fenton and ozonation systems in landfill leachate treatment. *Science of the Total Environment*, 762, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143131>
- [3] Luo, H., Zeng, Y., Cheng, Y., He, D., & Pan, X. (2020). Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of the Total Environment*, 703, 1-19. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>
- [4] Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Oldham, C., Santos, R. M., Babaei, A. A., Vymazal, J., & Paydary, P. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 146, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105725>
- [5] Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M. A., & Gupta, B. S. (2014). Contemporary environmental issues of landfill leachate: Assessment and remedies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(5), 472-590. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.876524>
- [6] Ameta, S. C., & Ameta, R. (Ed). (2018). *Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment Emerging Green Chemical Technology*, Academic Press.
- [7] Babuponnusami, A., & Muthukumar, K. (2012). Advanced oxidation of phenol: A comparison between Fenton, electro-Fenton, sono-electro-Fenton and photo-electro-Fenton processes. *Chemical Engineering Journal*, 183, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.12.010>
- [8] Kang, Y. W., & Hwang, K-Y. (2000). Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process. *Water Research*, 34(10), 2786-2790. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00388-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00388-7)
- [9] Wang, P., Lau, I., Fang, H., & Zhou, D. (2000). Landfill leachate treatment with combined uasb and fenton coagulation. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 35(10), 1981-1988. <https://doi.org/10.1080/10934520009377093>
- [10] Lau, I. W. C., Wang, P., & Fang, H. H. P. (2001). Organic removal of anaerobically treated leachate by Fenton coagulation. *Journal of Environmental Engineering*, 127(7), 666-669.
- [11] Gulsen, H., & Turan, M. (2004). Treatment of sanitary landfill leachate using a combined anaerobic fluidized bed reactor and Fentons oxidation. *Environmental Engineering Science*, 21(5), 627-636. <https://doi.org/10.1089/ees.2004.21.627>
- [12] Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A., & Di Pinto, A. C. (2004). Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. *Chemosphere*, 54(7), 1005-1010. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.09.015>

- [13] Zhang, H., Choi, H. J., & Huang, C-P. (2005). Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 125(1-3), 166-174. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.05.025>
- [14] Di Iaconi, C., Ramadori, R., & Lopez, A. (2006). Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. *Biochemical Engineering Journal*, 31(2), 118-124. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.06.002>
- [15] Zhang, H., Zhang, D., & Zhou, J. (2006). Removal of COD from landfill leachate by electro-Fenton method. *Journal of Hazardous Materials*, 135(1-3), 106-111. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.11.025>
- [16] Deng, Y. (2007). Physical and oxidative removal of organics during Fenton treatment of mature municipal landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 146(1-2), 334-340. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.12.026>
- [17] Primo, O., Rivero, M. J., & Ortiz, I. (2008). Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, 153(1-2), 834-842. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.053>
- [18] Atmaca, E. (2009). Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method. *Journal of Hazardous Materials*, 163(1), 109-114. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.067>
- [19] Kochany, J., & Kochany, E. L. (2009). Utilization of landfill leachate parameters for pretreatment by Fenton reaction and struvite precipitation-A comparative study. *Journal of Hazardous Materials*, 166(1), 248-254. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.11.017>
- [20] Wang, X., Chen, S., Gu, X., & Wang, K. (2009). Pilot study on the advanced treatment of landfill leachate using a combined coagulation, fenton oxidation and biological aerated filter process. *Waste Management*, 29(4), 1354-1358. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.10.006>
- [21] Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., & Mota, M. (2010). Fenton's oxidation as post-treatment of a mature municipal landfill leachate. *International Journal of Environmental Science and Engineering*, 2(1), 40-43.
- [22] Cotman, M., & Gotvajn, A. Z. (2010). Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1-3), 298-305. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.078>
- [23] Carluccio, M., Fiorentino, A., & Rizzo, L. (2020). Multi-barrier treatment of mature landfill leachate: effect of Fenton oxidation and air stripping on activated sludge process and cost analysis. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104444. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104444>
- [24] Altin, A. (2008). An alternative type of photoelectro-Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Separation and Purification Technology*, 61(3), 391-397. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.12.004>
- [25] Asaithambi, P., Govindarajan, R., Yesuf, M. B., & Alemayehu, E. (2020). Removal of color, COD and determination of power consumption from landfill leachate wastewater using an electrochemical advanced oxidation processes. *Separation and Purification Technology*, 233, 115935. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115935>

- [26] Atmaca, K. (2021). *Sızıntı sularının elektrokimyasal olarak arıtımında işletme parametrelerinin belirlenmesi*. (Tez No. 688814) [Doktora Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi]
- [27] Kim, S-M., Geissen, S-U., & Vogelpohl, A. (1997). Landfill leachate treatment by a photoassisted Fenton reaction. *Water Science and Technology*, 35(4), 239-248. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00031-0](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00031-0)
- [28] Baig, S., Coulomb, I., Courant, P., & Liechti, P. (1999). Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and satrod case studies. *Ozone Science & Engineering*, 21, 1-22. <https://doi.org/10.1080/01919519908547255>
- [29] Welander, U., Henrysson, T., & Welander, T. (1998). Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. *Water Research*, 32(5), 1564-1570. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00351-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00351-5)
- [30] Haapea, P., Korhonen, S., & Tuhkanen, T. (2002). Treatment of industrial landfill leachates by chemical and biological methods: Ozonation, ozonation + hydrogen peroxide, hydrogen peroxide and biological post-treatment for ozonated water. *Ozone Science & Engineering*, 24(5), 369-378. <https://doi.org/10.1080/01919510208901627>
- [31] Wu, J. J., Wu, C-C., Ma, H-W., & Chang, C-C. (2004). Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 54(7), 997-1003. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.006>
- [32] Rivas, F. J., Beltran, F., Carvalho, F., Acedo, B., & Gimeno, O. (2004). Stabilized leachates: sequential coagulation-flocculation + chemical oxidation process. *Journal of Hazardous Materials*, 116(1-2), 95-102. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.07.022>
- [33] İnce, N. H. (1998). Light-enhanced chemical oxidation for tertiary treatment of municipal landfill leachate. *Water Environment Research*, 70(6), 1161-1169. <https://doi.org/10.2175/106143098X123282>
- [34] Wenzel, A., Gahr, A., & Niessner, R. (1999). TOC-removal and degradation of pollutants in leachate using a thin-film photoreactor. *Water Research*, 33(4), 937-946. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00302-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00302-9)
- [35] Domingues, A., Silva, M.J., Vaz, T., Gomes, J., & Martins, R.C. (2022). Sulfate radical based advanced oxidation processes for agro-industrial effluents treatment: A comparative review with Fenton's peroxidation. *Science of the Total Environment*, 832, 155029. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155029>
- [36] Hilles, A. H., Abu Amr, S. S., Hussein, R. A., Arafa, A. I., & El-Sebaie, O. D. (2015). Effect of persulfate and persulfate /H₂O₂ on biodegradability of an anaerobic stabilized landfill leachate. *Waste Management*, 44, 172-177. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.046>
- [37] Hilles, A. H., & Abu Amr, S. S. (2016). Factorial design and optimization of leachate treatment using persulfate oxidation. *Global Nest Journal*, 18(4), 842-854.
- [38] Chen, W., Wang, F., He, C., & Li, Q. (2020). Molecular-level comparison study on microwave irradiation-activated persulfate and hydrogen peroxide processes for the treatment of refractory organics in mature landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 397, 122785. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122785>

- [39] Chou, Y-C., Lo, S-L., Kuo, J., & Yeh, C-J. (2013). A study on microwave oxidation of landfill leachate – contributions of microwave-specific effects. *Journal of Hazardous Materials*, 246-247, 79-86. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.11.060>
- [40] Hilles, A. H., Abu Amr, S. S., Hussein, R. A., El-Sebaie, O. D., & Arafa, A. I. (2016). Performance of combined sodium persulfate/H₂O₂ based advanced oxidation process in stabilized landfill leachate treatment. *Journal of Environmental Management*, 166, 493-498. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.051>
- [41] Kattel, E., & Dulova, N. (2017). Ferrous ion-activated persulphate process for landfill leachate treatment: removal of organic load, phenolic micropollutants and nitrogen. *Environmental Technology*, 38(10), 1223-1231. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1221472>
- [42] He, H., & Zhou, Z. (2017). Electro-Fenton process for water and wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(21), 2100-2131. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1405673>
- [43] Deng, Y., & Englehardt, J. D. (2006). Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*, 40(20), 3683-3694. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.009>
- [44] Wang, Z., Li, J., Tan, W., Wu, X., Lin, H., & Zhang, H. (2019). Removal of COD from landfill leachate by advanced Fenton process combined with electrolysis. *Separation and Purification Technology*, 208, 3-11. <https://doi.org/j.seppur.2018.06.048>
- [45] Hammami, S., Oturan, N., Bellakhal, N., Dachraoui, M., & Oturan, M. A. (2007). Oxidative degradation of direct orange 61 by electro-Fenton process using a carbon felt electrode: Application of the experimental design methodology. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 610(1), 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2007.07.004>
- [46] Ma, L., Zhou, M., Ren, G., Yang, W., & Liang, L. (2016). A highly energy-efficient flow-through electro-Fenton process for organic pollutants degradation. *Electrochimica Acta*, 200, 222-230. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2016.03.181>
- [47] Rivas, F. J., Beltran, F. J., Frades, J., & Buxeda, P. (2001). Oxidation of p-hydroxybenzoic acid by Fenton's reagent. *Water Research*, 35(2), 387-396. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00285-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00285-2)
- [48] Babuponnusami, A., & Muthukumar, K. (2011). Degradation of phenol in aqueous solution by Fenton, sono-Fenton and sono-photo-Fenton methods. *Clean-Soil Air Water*, 39(2), 142-147. <https://doi.org/10.1002/clen.201000072>
- [49] Ting, W-P., Lu, M-C., & Huang, Y-H. (2009). Kinetics of 2,6-dimethylaniline degradation by electro-Fenton process. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2-3), 1484-1490. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.119>
- [50] Verma, V., & Chaudhari, P. K. (2020). Optimization of multiple parameters for treatment of coking wastewater using Fenton oxidation. *Arabian Journal of Chemistry*, 13(4), 5084-5095. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2020.02.008>
- [51] Lin, S. S., & Lo, C. C. (1997). Fenton process for treatment of desizing wastewater. *Water Research*, 31(8), 2050-2056. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00024-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00024-9)
- [52] Lin, S. H., Lin, C. M., & Leu, H. G. (1999). Operating characteristics and kinetic studies of surfactant wastewater treatment by Fenton oxidation. *Water Research*, 33(7), 1735-1741. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00403-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00403-5)

- [53] Ting, W-P., Lu, M-C., & Huang, Y-H. (2008). The reactor design and comparasion of Fenton, electro-Fenton and photoelectro-Fenton processes for mineralization of benzene sulfonic acid (BSA). *Journal of Hazardous Materials*, 156(1-3), 421-427. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.12.031>
- [54] Kurt, U., Apaydin, U., & Gonullu, M. T. (2007). Reduction of COD in wastewater from an organized tannery industrial region by electro-Fenton process. *Journal of Hazardous Materials*, 143(1-2), 33-40. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.08.065>
- [55] Brillas, E., & Casado, J. (2002). Aniline degradation by electro-Fenton® and peroxi-coagulation processes using a flow reactor for wastewater treatment. *Chemosphere*, 47(3), 241-248. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00221-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00221-1)
- [56] Badellino, C., Rodrigues, C. A., & Bertazzoli, R. (2006). Oxidation of pesticides by in situ electrogenerated hydrogen peroxide: Study for the degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid. *Journal of Hazardous Materials*, 137(2), 856-864. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.03.035>
- [57] Zhang, H., Fei, C., Zhang, D., & Tang, F. (2007). Degradation of 4-nitrophenol in aqueous medium by electro-Fenton method. *Journal of Hazardous Materials*, 145(1-2), 227-232. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.11.016>
- [58] Nidheesh, P. V., & Gandhimathi, R. (2012). Trends in electro-Fenton process for water and wastewater treatment: An overview. *Desalination*, 299, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.05.011>
- [59] Deng, Y., Zhu, X., Chen, N., Feng, C., Wang, H., Kuang, P., & Hu, W. (2020). Review on electrochemical system for landfill leachate treatment: Performance, mechanism, application, shortcoming, and improvement scheme. *Science of the Total Environment*, 745, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140768>
- [60] Beyazıt, N., & Atmaca, K. (2021). COD and color removal from landfill leachate by photo-electro-Fenton process. *International Journal of Electrochemical Science*, 16, 1-14. <https://doi.org/10.20964/2021.05.65>
- [61] Masschelein, W. J., & Rice, R. G. (2002). *Ultraviolet Light in Water and Wastewater Sanitation*. A CRC Press Company Washington, D.C.
- [62] Cırık, K (2013). *Boyar madde içeren atıksu arıtma tesislerinin işletilmesine yönelik el kitabı*.