Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi
Pamukkale University Journal of Engineering Sciences



Kabul Edilmiş Araştırma Makalesi (Düzenlenmemiş Sürüm)

Accepted Research Article (Uncorrected Version)

Makale Başlığı / Title	Sızıntı sularının içindeki kirleticilerin Fenton prosesi ile arıtımında Fe2+ miktarının etkisi Effect of Fe^{2+} amount on removal by Fenton process of pollutant in the leachates
Yazarlar / Authors	Neşe ERTUGAY, Nihal KOCAKAPLAN, Emine MALKOÇ
Referans No / Reference No	PAJES-43067
DOI	10.5505/pajes.2016.43067

Bu PDF dosyası yukarıda bilgileri verilen kabul edilmiş araştırma makalesini içermektedir. Sayfa düzeni, dizgileme ve son inceleme işlemleri henüz tamamlanmamış olduğundan, bu düzenlenmemiş sürüm bazı üretim ve dizgi hataları içerebilir.

This PDF file contains the accepted research article whose information given above. Since copyediting, typesetting and final review processes are not completed yet, this uncorrected version may include some production and typesetting errors.

Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi
Pamukkale University Journal of Engineering Sciences

Sızıntı sularının içindeki kirleticilerin Fenton prosesi ile arıtımında Fe^{2+} miktarının etkisi

Effect of Fe^{2+} amount on removal by Fenton process of pollutant in the leachates

Neşe ERTUGAY[1], Nihal KOCAKAPLAN[2], Emine MALKOÇ[2]*

[1]İnşaat Mühendisliği Bölümü, Mühendislik Fakültesi, Erzincan Üniversitesi, Erzincan, Türkiye.
nertugay@erzican.edu.tr
[2]Çevre Mühendisliği Bölümü, Mühendislik Fakültesi, Atatürk Üniversitesi, Erzurum, Türkiye.
nihalkocakaplan@gmail.com, emalkoc@atauni.edu.tr

Geliş Tarihi/Received: 10.05.2016, Kabul Tarihi/Accepted: 22.07.2016 doi: 10.5505/pajes.2016.43067
* Yazışılan yazar/Corresponding author Araştırma Makalesi/Research Article

Öz

Yapılan çalışmada; sızıntı suyunun Fenton oksidasyonu ile arıtımında Fe^{2+} konsantrasyonunun etkisi incelenmiştir. Değerlendirmeler 436, 525 ve 620 nm olmak üzere üç farklı dalga boyunda, renk giderim verimi ve renklilik sayısı (RES) üzerinden yapılmıştır. Ayrıca yüksek kirlilik yüküne sahip sızıntı suyunun parçalanabilirliği; kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) ve toplam organik karbon (TOK) ile belirlenmiştir. Optimum şartların sağlandığı 2 mg/L Fe^{2+} konsantrasyonunda, en yüksek renk giderme verimi 436, 525 ve 620 nm'de sırasıyla %74, %84 ve %90 olarak elde edilirken, KOİ giderimi %48 ve TOK giderimi ise %47 olarak elde edilmiştir. Sonuç olarak sızıntı suyunun kirlilik yükünün azaltılmasında Fenton oksidasyonunun etkili bir yöntem olduğu belirlenmiştir.

Anahtar kelimeler: Fenton oksidasyonu, Renklilik sayısı, Kimyasal oksijen ihtiyacı, Sızıntı suyu

Abstract

In the study; the effect of Fe^{2+} concentrations were examined in the treatment of leachate by Fenton oxidation. Assessments, removal efficiency of color parameters and the number of chrominance-the spectral absorption coefficient (SAC)-has been carried over in three different wavelengths (436, 525 and 620 nm). Also, degradability of the leachate which has high pollution loads was determined accompanying with chemical oxygen demand (COD) and total organic carbon (TOC). In 2 mg/L Fe^{2+} concentration in which optimum conditions were obtained, while the highest color was 74, 84 and 90% at 436, 525 and 620 nm respectively, COD removal was 48% and TOC removal was 47%. Finally, it was found that Fenton oxidation was efficient method in removal of pollution load of leachate.

Keywords: Fenton oxidation, Chrominance number, Chemical oxygen demand, Leachate

Düzeltilmiş Sürüm - Corrected Version

1 Giriş

Nüfusun artışına bağlı olarak artan katı atık miktarı en önemli çevresel problemlerden biridir. Katı atıkların çevre ve insan sağlığına en az zarar veren bertaraf yöntemi ile uzaklaştırılması önem arz eder. En yaygın olarak kullanılan bertaraf yöntemi düzenli depolamadır. Düzenli depolamanın en önemli avantajları; uygun arazi bulunduğunda ekonomik olması ve her türlü atığa uygulanabilmesidir. Buna karşın; düzenli deponi sahalarından oluşan sızıntı sularının yüksek oranda organik madde kirliliği, azotlu madde ve ağır metal gibi kirleticileri içermesi yöntemin dezavantajıdır.

Sızıntı suyunun özellikleri; katı atık cinsi, toprak özellikleri, yağış rejimi ve deponi yaşına bağlı olarak değişiklik göstermektedir [1]. Sızıntı suyunun arıtımında, sızıntı suyunun özelliklerinin ve kirletici bileşenlerinin dikkate alınması gerekmektedir [2].

Fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtma metotları sızıntı suyunun arıtımında kullanılabilecek metotlardır [3]. Biyolojik arıtma metotları, genç deponi sahalarında (deponi yaşı 5 yıldan az [4]) oluşan sızıntı sularının arıtımında etkili olmasına karşın yaşlı deponi sahalarında (deponi yaşı 10 yıldan fazla [4]) oluşan sızıntı sularının arıtımında etkili değildir. Bunun aksine fiziksel-kimyasal arıtım metodları ise yaşlı deponi sahalarında oluşan sızıntı sularının arıtımında etkilidir [2]. Sızıntı sularının arıtımında koagülasyon-flokülasyon [2],[5], kimyasal çöktürme [6] gibi kimyasal metotların yanı sıra aerobik ve anaerobik [7]-10] biyolojik metodlar da kullanılmaktadır. Kompleks bir bileşime sahip olan sızıntı suyunun bu metotlardan sadece bir tanesi kullanılarak istenen oranda arıtılması mümkün değildir [3]. Bu nedenle bu metotların yanında ileri arıtım proseslerinin de kullanılması arıtma verimini önemli oranda artırmaktadır.

Son yıllarda sızıntı suyunun arıtımında, bir ileri oksidasyon prosesi olan Fenton oksidasyonu kullanılmaktadır [1],[11]-[13]. Fenton oksidasyonu özellikle eski sızıntı suyunun arıtımında verimli bir yöntem olarak belirtilmektedir [14]. İleri oksidasyon prosesi, oldukça yüksek oksidasyon potansiyeline sahip (E_o= +2.80 V) hidroksil (•OH) serbest radikallerinin oluşumuna dayanır. •OH radikali; biyolojik olarak bozunmayan birçok doğal ve sentetik organik bileşiğin oksidasyon ile parçalanmasını gerçekleştirebilen ve bu bileşikleri CO_2 ve H_2O'ya mineralize edebilen reaktif ve seçici olmayan bir radikaldir [15].

•OH radikali oluşturmak için farklı birçok yöntem kullanılmaktadır. Asidik şartlar altında Fe^{+2}'nin hidrojen peroksit (H_2O_2) ile oksidasyonu olarak bilinen ve •OH radikali meydana getiren Fenton reaksiyonu da bu yöntemler arasındadır [14]. Fenton oksidasyonu ile sızıntı suyunun etkili bir şekilde arıtılabildiği birçok çalışma ile ortaya [13],[16]-[21] konmuştur Sızıntı suyunun Fenton oksidasyonu ile arıtımında;

$$Fe^{+2} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{+3} + OH^- + \bullet OH \quad (1)$$

$$Fe^{+2} + \bullet OH \rightarrow Fe^{+3} + OH^- \quad (2)$$

$$\bullet OH + \text{sızıntı suyu} \rightarrow \text{okside olmuş sızıntı suyu} \quad (3)$$

reaksiyonları oluşmaktadır [22],[23]. İlk oksidasyon basamağında sızıntı suyunun rengi giderilir. İkinci oksidasyon basamağında ise organik maddenin parçalanması gerçekleşir [23].

Yapılan çalışmada; Erzurum Büyükşehir Belediyesi Katı Atık Düzenli Depolama Sahası çöp sızıntı suyundan Fenton oksidasyonu ile renk, KOİ ve TOK giderimine Fe^{2+} konsantrasyonunun etkisi araştırılmıştır. Elde edilen deneysel veriler ile kinetik çalışmalar yapılmıştır.

2 Materyal ve yöntem

2.1 Sızıntı suyu

Çalışmalarda kullanılan sızıntı suyu Erzurum Büyükşehir Belediyesi Katı Atık Düzenli Depolama Sahası'ndan elde edilmiştir. Düzenli depolama 2008 yılından itibaren yapılmakta olup deponi sahasının toplam alanı 55 hektar ve döküm alanı ise 19 hektardır. Deponi sahasına günde 330 ton civarında atık depolanmaktadır. Deneysel çalışmalarda kullanılan sızıntı suyunun karakterizasyonu Tablo 1'de verilmiştir.

Tablo 1: Sızıntı suyunun karakterizasyonu.

Parametre		Birim
RES		
436 nm	370	
525 nm	138	1/m
620 nm	62	
KOİ	3969.6	mg/L
TOK	1151.84	mg/L
pH	8.46±0.1	-
İletkenlik	22.1	µS/cm

2.2 Fenton oksidasyonu

250 mL hacme sahip erlenlere 150 mL sızıntı suyu konulduktan sonra %10'luk H_2SO_4 ile pH değeri 2.5'ye ayarlanarak Heidolph MR 3004 marka manyetik karıştırıcıya konulmuştur. Fe^{2+} ve H_2O_2 ilave edildikten sonra 150 rpm karıştırma hızında 3 dk. ve 30 rpm'de 17 dk. karıştırılmıştır. Karıştırma sonunda örnekler 2 saatlik bir süre ile çökelmeye bırakılmıştır. Erlenin üst kısmındaki sızıntı suyundan alınan örnekler 0.45 µM membran filtreden geçirilerek renk, KOİ ve TOK analizleri yapılmıştır. KOİ analizleri için; 1.5 mL ölçüm yapılacak örnekten alınarak alınarak, üzerine 1mL parçalama ve 2 mL asit çözeltisi ilave edilmiştir. Aynı işlem kör numune için de yapılmıştır. Hazırlanan numuneler termoreaktörde 148 °C'de 2 saat bekletilerek belirli bir sıcaklığa geldikten sonra hazırlanan kalibrasyon eğrisine göre spektrofotometrede okunmuştur.

Sızıntı suyunda renk ölçümleri; RES parametresi ile değerlendirilmiştir (Avrupa Normu EN ISO 7887). Bu metotta 436, 525 ve 620 nm olan farklı üç dalga boyunda (sarı ve tonları 400-500 nm'de, kırmızı ve tonları 500-600 nm'de, mavi ve tonları ise 600-700 nm'de) absorbans değerleri UV-160A Shimadzu marka spektrofotometrede ölçülerek Eşitlik 4'teki formülle RES değerleri hesaplanmıştır [24]. Sızıntı suyunun arıtımdan önce hesaplanan RES değerleri Tablo 1'de gösterilmiştir.

$$\mathrm{RES}(\lambda) = \frac{A}{d} f \qquad (4)$$

A : 436, 525 ve 620 nm dalga boylarında numunenin absorbans değeri,

d : Küvet kalınlığı (mm),

f : Spektral absorbans değerini 1/m biriminde elde etmek için faktör, f=1000,

RES (λ) : λ dalga boyundaki RES değeri (1/m).

Fenton oksidasyonundan sonra sızıntı suyunun KOİ analizleri UV-160A Shimadzu marka spektrofotometrede ve TOK analizleri ise Apollo 9000 TOC-TN cihazında standart metotlara (APHA, AWWA, WPCF 1985) göre yapılmıştır [25].

2.3 Kinetik çalışmalar

Sızıntı suyunun Fenton oksidasyonu ile arıtımında; farklı Fe^{2+} konsantrasyonlarında 436 nm, 525 nm ve 620 nm dalga boylarında renk giderimi üzerine kinetik çalışmalar yapılmıştır. Kinetik çalışmaların yapılabilmesi için 1, 5, 10, 15 ve 20. dakikalarda örnekler alınarak renk analizleri yapılmıştır. Oksidasyon çalışmalarına uygulanan sıfırıncı, birinci, ikinci derece kinetik model ile Behnajady-Modirshahla-Ghanbery (BMG) kinetik modeline ait eşitliklerin lineer halleri Eşitlik (2), (3), (4) ve (5)'te verilmiştir.

Sıfırıncı derece kinetik model [1];

$$C_t - C_o = -k_o t \qquad (2)$$

şeklindedir. $(C_t - C_o)$'ye karşılık t grafiğe geçirilerek k_o sıfırıncı derece hız sabiti elde edilir.

Birinci derece kinetik model [23];

$$\ln\frac{C_t}{C_o} = -k_1 t \qquad (3)$$

ile ifade edilir. $\ln\frac{C_t}{C_o}$ 'ye karşılık t'nin grafiğe geçirilmesiyle k_1 hız sabiti bulunur.

İkinci derece kinetik model[1] ;

$$\frac{1}{C_t} - \frac{1}{C_o} = k_2 t \qquad (4)$$

şeklindedir ve($\frac{1}{C_t} - \frac{1}{C_o}$)'ye karşılık t'nin grafiğe geçirilmesi ile k_2 ikinci derece hız sabiti elde edilir.

BMG kinetik modelinin lineer hali [26];

$$\frac{t}{1 - {C_t}/{C_o}} = m + bt \qquad (5)$$

şeklinde ifade edilir. t değerine karşı ($\frac{t}{1-{C_t}/{C_o}}$) değerlerine göre çizilen doğrunun eğimi ve kesim noktası b ve m sabitlerini verir.

Uygulanan kinetik eşitliklerde;

C_t : Herhangi bir zamandaki kirletici konsantrasyonu (mg/L),

C_o : Başlangıçtaki kirletici konsantrasyonu (mg/L),

k_o, k_1 ve k_2 : Sıfırıncı, birinci ve ikinci derece hız sabitleri,

t : Zaman,

m ve b : Oksidasyon kapasitesi ve reaksiyon kinetiği ile ilgili boyutsuz sabitlerdir.

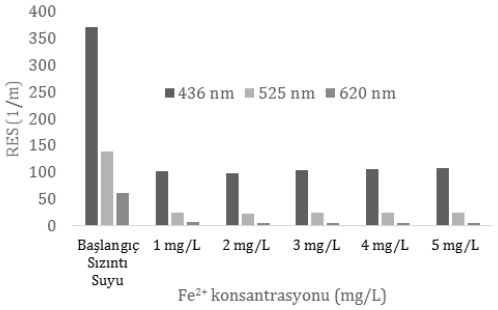
Pamukkale Üniversitesi - Uncorrected Version

3 Sonuçlar

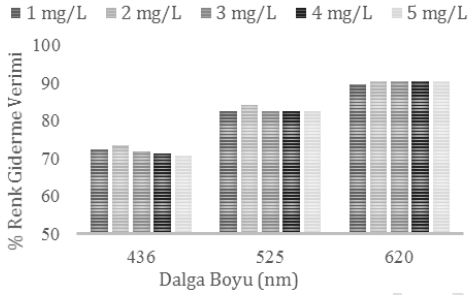
3.1 Sızıntı suyundan Fenton oksidasyonu ile renk giderimine Fe^{2+} konsantrasyonunun etkisi

Sızıntı suyundan Fenton oksidasyonu ile renk gideriminde Fe^{2+}'nin etkisi incelenirken; pH=2.5, H_2O_2 konsantrasyonu= 100 mg/L değerinde sabit tutularak Fe^{2+} miktarı 1.0 mg/L, 2.0 mg/L, 3.0 mg/L, 4.0 mg/L ve 5.0 mg/L olarak değiştirilmiştir.

Şekil 1 ve Şekil 2'de görüldüğü gibi en yüksek renk giderimi Fe^{2+}=2.0 mg/L'de elde edilmiştir.



Şekil 1: Sızıntı suyunun Fenton oksidasyonu ile gideriminde Fe^{2+} konsantrasyonunun RES değerine etkisi (pH=2.5, H_2O_2 konsantrasyonu=100 mg/L, reaksiyon süresi=20 dk.).

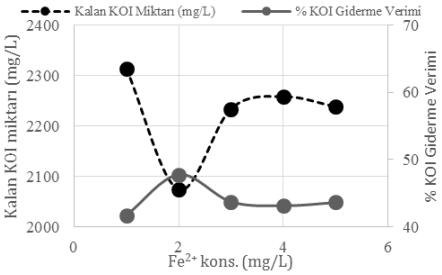


Şekil 2: Sızıntı suyundan Fenton oksidasyonu ile renk gideriminde Fe^{2+} konsantrasyonunun etkisi (pH=2.5, H_2O_2 konsantrasyonu=100 mg/L, reaksiyon süresi=20 dk.).

Sızıntı suyunun başlangıçtaki RES değeri 436 nm dalga boyunda 370 1/m iken 1 mg/L Fe^{2+} kullanıldığında RES değeri 102 1/m değerine 2 mg/L Fe^{2+} kullanıldığında ise RES miktarı 98 1/m değerine düşmüştür. Şekil 1 incelendiğinde; 525 nm ve 620 nm dalga boylarında da en fazla RES değerindeki azalmanın 2 mg/L Fe^{2+} kullanıldığında gerçekleştiği görülmektedir.

Fenton oksidasyonunda demir konsantrasyonunun artması reaksiyon hızını artırmaktadır [27]. Bunun nedeni; •OH radikallerinin oluşumunun demirin miktarının artmasıyla arttığının düşünülmesidir. Fakat demir katalizörünün çok yüksek miktarlarda kullanılması; aşırı demir iyonlarının reaksiyona girmesi ile organik maddeyi okside etmek için gerekli radikal miktarlarının azalmasına sebep olup [23],[28] arıtılması hedeflenen kirleticinin gideriminin azalmasına neden olmaktadır [28].

436 nm dalga boyunda, 2.0 mg/L Fe^{2+} kullanıldığında renk giderim verimi %74 iken Fe^{2+} miktarı 5.0 mg/L'ye artırıldığında verimin %71'e düştüğü Şekil 2'de görülmektedir. Aynı şekilde Fe^{2+} konsantrasyonunun 2.0 mg/L'den 5.0 mg/L'ye yükselmesiyle KOİ gideriminin de azaldığı Şekil 3'te görülmektedir. Benzer sonuçlarla literatürde karşılaşılmıştır [28],[29].



Şekil 3: Sızıntı suyunda Fenton oksidasyonu ile KOİ gideriminde Fe^{2+} konsantrasyonunun etkisi (pH=2.5, H_2O_2 konsantrasyonu=100 mg/L, reaksiyon süresi=20 dk.).

3.2 Sızıntı suyundan Fenton oksidasyonu ile KOİ giderimine Fe^{2+} konsantrasyonunun etkisi

Sızıntı suyundan KOİ giderimine Fe^{2+} konsantrasyonunun etkisi incelenirken, Fe^{2+} miktarı 1.0 mg/L, 2.0 mg/L, 3.0 mg/L, 4.0 mg/L ve 5.0 mg/L olarak değiştirilmiş ve elde edilen sonuçlar Şekil 3'te gösterilmiştir.

Şekilden görüldüğü gibi, 1 mg/L Fe^{2+} konsantrasyonunda KOİ giderim verimi %42 iken 2 mg/L Fe^{2+} konsantrasyonunda verim %48 değerine yükselmiştir. Daha yüksek Fe^{2+} konsantrasyonlarında KOİ giderme verimi bir miktar azalmıştır. 3.0 mg/L, 4.0 mg/L ve 5.0 mg/L Fe^{2+} konsantrasyonlarında sırasıyla KOİ giderimi %44, %43 ve %44 olarak kaydedilmiştir. Sızıntı suyunun Fenton oksidasyonu ile arıtımı üzerine yapılan bir çalışmada, 20 g/L Fe^{2+} kullanıldığında KOİ gideriminin %80 civarında olduğu ve Fe^{2+} miktarının artması ile KOİ gideriminin azaldığı gözlenmiştir [12].

Fenton oksidasyonu çalışmalarında elde edilen optimum şartlarda, pH=2.5, H_2O_2 konsantrasyonu=100 mg/L, reaksiyon süresi=20 dakika, Fe^{2+} konsantrasyonu=2 mg/L, sızıntı suyundan TOK giderimi %47 olarak bulunmuştur.

3.3 Farklı Fe^{2+} konsantrasyonlarında sızıntı suyundan Fenton oksidasyonu ile renk gideriminde kinetik çalışmalar

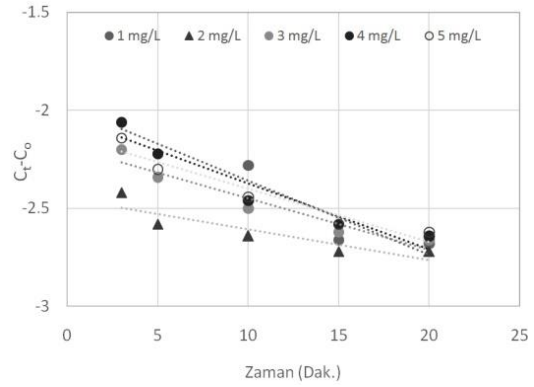
Sızıntı suyunun farklı Fe^{2+} konsantrasyonlarında Fenton oksidasyonu ile giderilmesinde elde edilen veriler; sıfırıncı derece kinetik model, birinci derece kinetik model, ikinci derece kinetik model ile Behnajady-Modirshahla-Ghanbery (BMG) kinetik modeline 436, 525 ve 620 nm dalga boylarında uygulanmıştır.

Kinetik çalışmalardan elde edilen sabitler Tablo 2'de, üç farklı dalga boyunda çizilen grafikler Şekil 4, Şekil 5 ve Şekil 6'de verilmiştir.

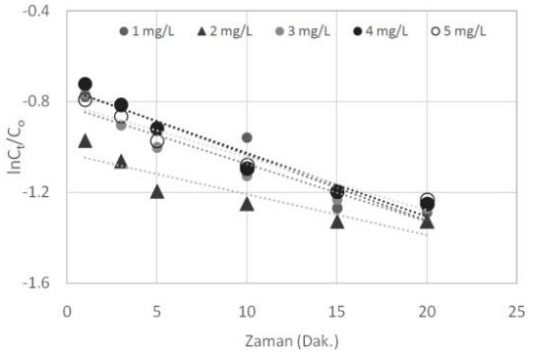
Fenton oksidasyonu ile sızıntı suyunun gideriminde; farklı Fe^{2+} konsantrasyonlarında elde edilen kinetik sabitlere göre en iyi uyum BMG modelinde gözlenmiştir. 436, 525 ve 620 nm dalga boylarında denenen bütün Fe^{2+} konsantrasyonlarında regresyon katsayısı (R^2) 0.9861-1.000 arasındadır (Tablo 2). BMG kinetik modelinde eğimden elde edilen 1/b değeri teorik olarak kirletici gideriminin maksimum kesrini vermekte ve bu da maksimum oksidasyon kapasitesi olarak ifade edilir [26].

Tablo 2'den de görüldüğü gibi; 436, 525 ve 620 nm'de 2 mg/L Fe^{2+} konsantrasyonunda 1/b değeri sırasıyla 0.747, 0.863 ve 0.932 olarak hesaplanmıştır. 1/m değerinin 436 nm'de yüksek çıkması, renk gideriminin bu dalga boyunda diğer dalga boylarından daha iyi olduğunun göstergesidir. Bu durum Şekil 1 ve Şekil 2'den de açıkça görülmektedir.

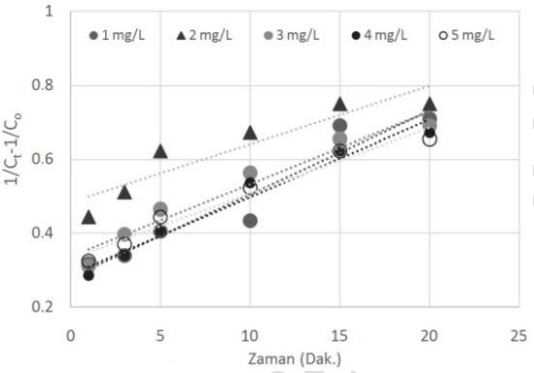
Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi - Pre-corrected Version



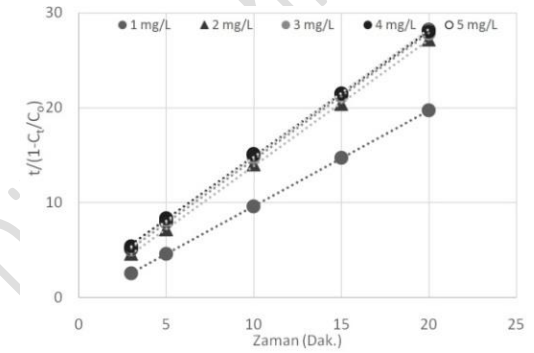
(a)



(b)

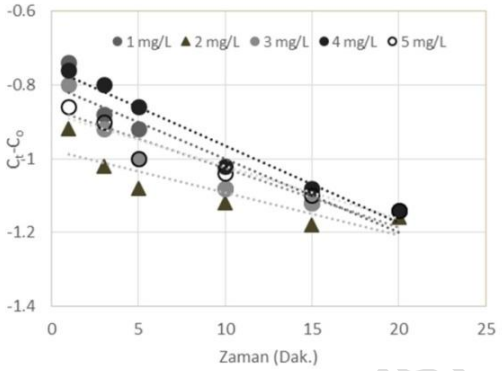


(c)

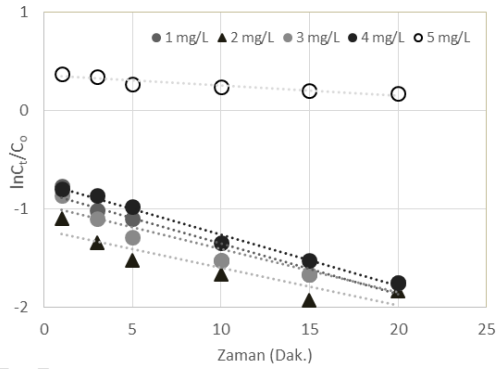


(d)

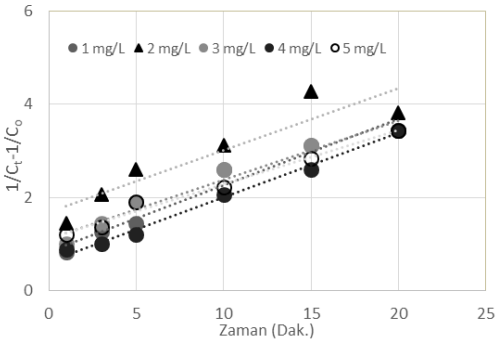
Şekil 4: Fenton oksidasyonu ile sızıntı suyunun arıtımında 436 nm dalga boyunda farklı Fe^{2+} dozlarında kinetik çalışmalar. (a): Sıfırıncı derece kinetik model, (b): Birinci derece kinetik model, (c): İkinci derece kinetik model, (d): BMG kinetik model.



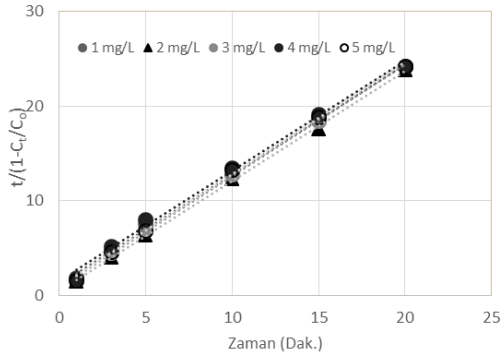
(a)



(b)

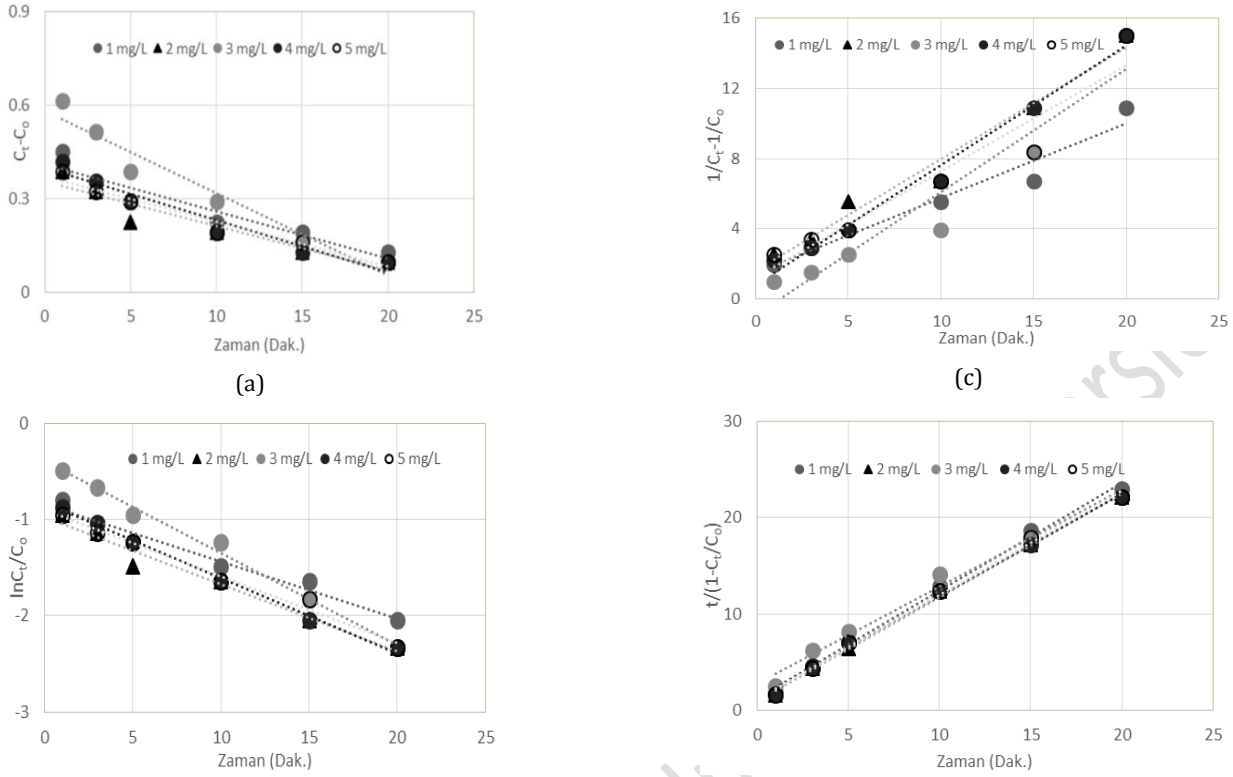


(c)



(d)

Şekil 5: Fenton oksidasyonu ile sızıntı suyunun arıtımında 525 nm dalga boyunda farklı Fe^{2+} dozlarında kinetik çalışmalar. (a): Sıfırıncı derece kinetik model, (b): Birinci derece kinetik model, (c): İkinci derece kinetik model, (d): BMG kinetik model.



Şekil 6: Fenton oksidasyonu ile sızıntı suyunun arıtımında 620 nm dalga boyunda farklı Fe^{2+} dozlarında kinetik çalışmalar. (a): Sıfırıncı derece kinetik model, (b): Birinci derece kinetik model, (c): İkinci derece kinetik model, (d): BMG kinetik model.

Tablo 2: Kinetik çalışmalardan hesaplanan sabitler.

	Sıfırıncı Derece Kinetik Model		Birinci Derece Kinetik Model		İkinci Derece Kinetik Model		BMG Kinetik Model		
Fe^{2+} dozu (mg/L)	k_0(1/dak)	R^2	k_1(1/dak)	R^2	k_2(L/(mg dak))	R^2	1/m(1/dak)	1/b	R^2
436 nm									
1.0	0.038	0.9393	0.029	0.9346	0.023	0.9249	2.142	0.989	1.0000
2.0	0.021	0.7999	0.018	0.8296	0.016	0.8567	2.193	0.747	0.9998
3.0	0.033	0.8739	0.025	0.9147	0.020	0.9469	1.092	0.739	0.9993
4.0	0,039	0.9152	0.028	0.9453	0.021	0.9685	0.846	0.738	0.9987
5.0	0,031	0.9197	0.023	0.9455	0.018	0.9652	1.055	0.727	0.9989
525 nm									
1.0	0.019	0.8608	0.052	0.9210	0.142	0.9600	0.846	0.865	0.9986
2.0	0.012	0.7721	0.038	0.8269	0.133	0.8518	1.961	0.863	0.9994
3.0	0.016	0.8272	0.044	0.9039	0.128	0.9587	1.150	0.852	0.9995
4.0	0.021	0.9604	0.052	0.9874	0.138	0.9916	0.637	0.864	0.9952
5.0	0.014	0.9170	0.010	0.9170	0.116	0.9839	1.099	0.845	0.9982
620 nm									
1.0	0.015	0.8987	0.059	0.9679	0.425	00.9558	0.789	0.894	0.9961
2.0	0.014	0.8906	0.070	0.9703	0.638	0.9754	0.942	0.932	0.9975
3.0	0.026	0.9472	0.096	0.9921	0.702	0.9214	0.354	0.998	0.9861
4.0	0.017	0.9407	0.079	0.9949	0.680	0.9857	0.737	0.947	0.9967
5.0	0.015	0.9603	0.069	0.9857	0.606	0.9290	0.822	0.927	0.9955

Düzenlenmemiş Sürüm

4 Sonuçlar

Sızıntı suyundan en yüksek renk, KOİ ve TOK giderimi 2 mg/L Fe^{2+} kullanıldığında elde edilmiştir. 436 nm dalga boyunda renk %74, 525 nm'de %84 ve 620 nm'de %90 verimle arıtılmıştır. Optimum şartlarda %47 TOK ve %48 KOİ giderimi elde edilmiştir. Yüksek kirlilik yüküne sahip sızıntı suyunun Fenton oksidasyonu ile gideriminde Fe^{2+} konsantrasyonunun etkili olduğu sonucuna varılmıştır.

5 Kaynaklar

[1] Ahmadian M, Reshadat S, Yousefi N, Mirhossieni SH, Zare MR, Ghasemi SR, Rajabi Gilan N, Khamutian R, Fatehizadeh A. "Municipal leachate treatment by Fenton process: effect of some variable and kinetics". *Journal of Environmental and Public Health*, 1-7, 2013.

[2] Al-Hamadani YAJ, Yusoff MS, Umar M, Bashir MJK, Adlan MN. "Application of psyllium husk as coagulant and coagulant aid in semi-aerobic landfill leachate treatment". *Journal of Hazardous Materials*, 190, 582-587, 2011.

[3] Yalılı MK, K Kırıl, Mert B. "Sızıntıı sularının evsel atıksularla birlikte arıtılabilirliğinin resprrometrik yöntemle izlenmesi". *Uludağ Üniversitesi Mühendislik-Mimarlık Fakültesi Dergisi*, 11(1), 65-73, 2006.

[4] Amor C, De Torres-Socias E, Peres JA, Maldonado MI, Oller I, Malato S, Lucas MS."Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes". *Journal of Hazardous Materials*, 286, 261-268, 2015.

[5] Cheibub AF, Campos JC, da Fonseca FV. "Removal of COD from a stabilized landfill leachate by physicochemical and advanced oxidative process". *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 49, 1718-1726, 2014.

[6] Huang H, Xiao D, Zhang Q, Ding L. "Removal of ammonia from landfill leachate by struvite precipitation with the use of low-cost phosphate and magnesium sources". *Journal of Environmental Management*, 145, 191-198, 2014.

[7] Aziz HA, Ling TJ, Haque AAM, Umar M, Adlan MN. "Leachate treatment by swim-bed bio fringe technology". *Desalination*, 276, 278-286, 2011.

[8] Aziz SQ, Aziz HA, Yusoff MS, Bashir MJK. "Landfill leachate treatment using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: Optimization by response surface methodology". *Journal of Hazardous Materials*, 189, 404-413, 2011.

[9] Chemlal R, Azzouz L, Kernani R, Abdi N, Lounici H, Grib H, Mameri N, Drouiche N. "Combination of advanced oxidation and biological processes for the landfill leachate treatment". *Ecological Engineering*, 73, 281-289, 2014.

[10] Ghosh Swati P, Thakur IS. "Enhanced removal of COD and color from landfill leachate in a sequential bioreactor". *Bioresource Technology*, 170, 10-19, 2014.

[11] Amiri A, Sabour MR. "Multi-response optimization of Fenton process for applicability assessment in landfill leachate treatment". *Waste Management*, 34(12), 2528-2536, 2014.

[12] Guo JS, Abbas AA, Chen YP, Liu ZP, Fang F, Chen P. "Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process". *Journal of Hazardous Materials*, 178(1-3), 699-705, 2010.

[13] Hermosilla D, Cortijo M, Huang CP. "Optimizing the treatment of landfill leachate by conventional Fenton and photo-Fenton processes". *Science of the Total Environment*, 407(11), 3473-3481, 2009.

[14] Öztürk M, Polat A, Topçu US, Aslan Ş. "Katı atık sızıntı suyunun ileri oksidasyon yöntemleriyle arıtımı". *ISITES 2015 3rd International Symposium on Innovative Technologies in Engineering and Science*, Valencia-Spain, 3-5 June 2015.

[15] Arslan Alaton İ, Gürses F. "Penisilin Prokain G antibiyotik formülasyon atıksuyunun Fenton-Benzeri ve Foto-Fenton-Benzeri ileri oksidasyon prosesleri ile arıtılabilirliğinin incelenmesi". *Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi*, 14(1), 11-16, 2004.

[16] Singh SK, Tang WZ. "Statistical analysis of optimum Fenton oxidation conditions for landfill leachate treatment". *Waste Management*, 33, 81-88. 2013.

[17] Singh SK, Tang WZ, Tachiev G. "Fenton treatment of landfill leachate under different COD loading factors". *Waste Management*, 33, 2116-2122, 2013.

[18] Wu Y, Zhou S, Zheng K, Ye X, Qin F. "Mathematical model analysis of Fenton oxidation of landfill leachate". *Waste Management*, 31, 468-474, 2011.

[19] Žgajnar Gotvajn A, Zagorc-Končan J, Cotman M. "Fenton's oxidative treatment of municipal landfill leachate as an alternative to biological process". *Desalination*, 275, 269-275, 2011.

[20] Deng Y. "Physical and oxidative removal of organics during Fenton treatment of mature municipal landfill leachate". *Journal of Hazardous Materials*, 146, 334-340, 2007.

[21] Hu X, Wang X, Ban Y, Ren B. "A comparative study of UV-fenton, UV-H2O2 and fenton reaction treatment of landfill leachate". *Environmental Technology*, 32, 945-951, 2011.

[22] Değermenci GD, Bayhan YK, Değermenci N. "Yüksek organik madde içeren endüstriyel bir atıksuyun fenton prosesi ile arıtılabilirliğinin araştırılması". *Iğdır Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 4(2), 17-22, 2014.

[23] Ertugay N. Homojen ve Heterojen İleri Oksidasyon Sistemleri ile Boyar Madde Giderimi. Doktora Tezi, Atatürk Üniversitesi, Erzurum, Türkiye, 2012.

[24] TÜBİTAK. "109G083'nolu Tübitak Kamag Projesi El Kitabı". TÜBİTAK, Ankara, Türkiye, 2013.

[25] American Public Health Association, Water Environment Federation. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". 16th ed. United States, 1985.

[26] Behnajady MA, Modirshahla N, Ghanbary F. "A kinetic model for the decolorization of C.I. Acid Yellow 23 by Fenton process". *Journal of Hazardous Materials*, 148(1-2), 98-102, 2007.

[27] Gürtekin E, Şekerdağ N. "Bir ileri oksidasyon prosesi : Fenton proses". *Pamukkale Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 14(3), 229-236, 2008.

[28] [28] Abu Amr SS, Aziz HA. "New treatment of stabilized leachate by ozone/Fenton in the advanced oxidation process". *Waste Management*, 32, 1693-1698, 2012.

[29] Deng Y, Englehardt JD, "Treatment of landfill leachate by the Fenton process". *Water Research*, 40, 3683-3694, 2006.

Pamukkale Üniversitesi Dergisi - Uncorrected Version