

***E. coli* İNAKTİVASYONU İÇİN YENİ BİR YAKLAŞIM:
EŞ ZAMANLI HİBRİT ELEKTROT BAĞLANTILI
ELEKTRO-DEZENFEKSİYON PROSESİ**

Rüya TEKİN KARAKÖSE

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI**

**DANIŞMAN
Dr. Öğr. Üyesi Murat SOLAK**

DÜZCE, 2024

T.C.
DÜZCE ÜNİVERSİTESİ
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ

***E. coli* İNAKTİVASYONU İÇİN YENİ BİR YAKLAŞIM:
EŞ ZAMANLI HİBRİT ELEKTROT BAĞLANTILI
ELEKTRO-DEZENFEKSİYON PROSESİ**

Rüya TEKİN KARAKÖSE tarafından hazırlanan tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından
Düzce Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda
YÜKSEK LİSANS TEZİ olarak kabul edilmiştir.

Tez Danışmanı

Dr. Öğr. Üyesi Murat SOLAK
Düzce Üniversitesi

Jüri Üyeleri

Dr. Öğr. Üyesi Murat SOLAK
Düzce Üniversitesi

Prof. Dr. Şeref KESKİN
Düzce Üniversitesi

Prof. Dr. Nazlı BALDAN PAKDİL
Bolu Abant İzzet Baysal Üniversitesi

Tez Savunma Tarihi: 12/01/2024

BEYAN

Bu tez çalışmasının kendi çalışmam olduğunu, tezin planlanmasından yazımına kadar bütün aşamalarda etik dışı davranışımın olmadığını, bu tezdeki bütün bilgileri akademik ve etik kurallar içinde elde ettiğimi, bu tez çalışmasıyla elde edilmeyen bütün bilgi ve yorumlara kaynak gösterdiğimi ve bu kaynakları da kaynaklar listesine aldığımı, yine bu tezin çalışılması ve yazımı sırasında patent ve telif haklarını ihlal edici bir davranışımın olmadığını beyan ederim.

12 Ocak 2024

Rüya TEKİN KARAKÖSE

TEŞEKKÜR

Yüksek Lisans öğrenimimde ve bu tezin hazırlanmasında gösterdiği her türlü destek ve yardımdan dolayı çok değerli hocam Dr. Öğr. Üyesi Murat SOLAK'a en içten dileklerimle teşekkür ederim.

Bu çalışma boyunca yardımlarını ve desteklerini esirgemeyen sevgili aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

12 Ocak 2024

Rüya TEKİN KARAKÖSE



İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ŞEKİL LİSTESİ.....	vii
ÇİZELGE LİSTESİ.....	viii
KISALTMALAR.....	x
ÖZET.....	xi
ABSTRACT.....	xii
1. GİRİŞ.....	1
1.1. MOTİVASYON VE AMAÇ.....	1
1.2. TEZ ÇALIŞMASININ KAPSAMI.....	3
2. KAYNAK ÖZETLERİ	4
2.1. SUYUN MİKROBİYAL KİRLENMESİ.....	4
2.1.1. <i>Enterobacteriaceae</i> Familyası.....	5
2.1.2. <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>).....	6
2.1.3. Enterokoklar.....	7
2.1.4. Suyun Mikrobiyolojik Kirliliğinin İnsan Sağlığı Üzerindeki Etkisi.....	7
2.2. SULARIN DEZENFEKSİYONU	8
2.2.1. UV İle Dezenfeksiyon Yöntemleri.....	11
2.2.2. Ozon İle Dezenfeksiyon Yöntemleri	12
2.2.3. Klor İle Dezenfeksiyon Yöntemleri	13
2.2.4. Elektrokimyasal Yöntemler İle Dezenfeksiyon	14
2.2.4.1. Elektrokoagülasyon (EK) Prosesi ve Temeli	16
2.2.4.2. Elektrooksidasyon (EO) Prosesi	23
2.2.4.3. Elektro-dezenfeksiyon (EDN) Prosesi	27
2.2.4.4. Hibrit Sistemler	28
3. MATERYAL VE METOT	30
3.1. <i>E. coli</i> SÜSPANSİYONUNUN HAZIRLANMASI	30
3.2. ANALİTİK YÖNTEMLER.....	30
3.3. <i>E. coli</i> 'NİN OPTİK DENSİTESİNİN BELİRLENMESİ.....	30
3.4. ELEKTRO DEZENFEKSİYON PROSESİ UYGULAMALARI	31
3.5. DENEYSEL ÇALIŞMALAR.....	31
3.6. İNAKTİVASYON MODELLERİNİN BELİRLENMESİ	32
3.7. HESAPLAMALARDA KULLANILAN EŞİTLİKLER	42
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	43
4.1. DENEYSEL BULGULAR	43
4.1.1. Al/PÇ/PÇ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proses İçin Deneysel Bulgular.....	43
4.1.2. Al/PÇ/PÇ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Prosesle <i>E. coli</i> 'nin Koloni Optik Yoğunluğunun Belirlenmesi	44
4.1.3. Al/PÇ/PÇ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Prosesle <i>E. coli</i> İnaktivasyonunun Modellenmesi.....	45

4.1.4. Al/PÇ/TiPbO ₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proses İçin DeneySEL Bulgular.....	53
4.1.5. Al/PÇ/TiPbO ₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proseste <i>E. coli</i> 'nin Koloni Optik Yoğunluğunun Belirlenmesi.....	54
4.1.6. Al/PÇ/TiPbO ₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proseste <i>E. coli</i> İnaktivasyonunun Modellenmesi.....	55
4.1.7. Al/PÇ/TiIrO ₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proses İçin DeneySEL Bulgular.....	62
4.1.8. Al/PÇ/TiIrO ₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proseste <i>E. coli</i> 'nin Koloni Optik Yoğunluğunun Belirlenmesi.....	63
4.1.9. Al/PÇ/TiIrO ₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proseste <i>E. coli</i> İnaktivasyonunun Modellenmesi.....	64
4.2.0. Farklı Hibrit Elektrot Bağlantı Türlerinin Kullanıldığı Elektrokimyasal Prosesler İçin <i>E. coli</i> İnaktivasyonu Modellerinin Değerlendirilmesi.....	71
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....	76
6. KAYNAKLAR.....	78
ÖZGEÇMİŞ.....	89

ŞEKİL LİSTESİ

Sayfa No

Şekil 1.1. <i>E. coli</i> 'nin genel dağılım şeması.....	1
Şekil 2.1. Chromocult Coliform Agar'da <i>E. coli</i> (mavi-menekşe), <i>Citrobacter freundii</i> (pembe-kırmızı) ve <i>Salmonella</i> (açık sarı).....	5
Şekil 2.2. <i>Enterobacteriaceae</i> Ailesi.	5
Şekil 2.3. <i>E. coli</i> 'nin mikroskop görüntüsü.	6
Şekil 2.4. Elektrokimyasal hücrenin şematik görünümü.	15
Şekil 2.5. Fe kolloidal partikülünün yapısı.	20
Şekil 2.6. Al kolloidal partikülünün yapısı.	21
Şekil 2.7. Elektrooksidasyon ünitesinde meydana gelen reaksiyonlar.	21
Şekil 2.8. EO prosesinin şematik gösterimi.	24
Şekil 3.1. Elektro-dezenfeksiyonun deneysel tasarımı	32
Şekil 3.2. Chromocult Coliform Agar besiyerine ekimi yapılmış numuneler.	32
Şekil 3.3. Zamana karşı $\log N/N_0$ 'ın seçilmesi.....	34
Şekil 3.4. Modelin seçilmesi.....	35
Şekil 3.5. GlnaFit'in model sonuçlarının değerlendirilmesi.....	35
Şekil 3.6. GlnaFit modelleme diyagramı.	37
Şekil 4.1. 1,25 mA/cm ² , 2,5 mA/cm ² ve 3,75 mA/cm ² akım için <i>E. coli</i> 'nin OD600 değerlerinin zamanla değişimi (Al/PÇ/PÇ elektrot türü).	45
Şekil 4.2. 1,25 mA/cm ² akım uygulanan Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proste <i>E. coli</i> inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları.....	50
Şekil 4.3. 2,5 mA/cm ² akım uygulanan Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proste <i>E. coli</i> inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları.....	51
Şekil 4.4. 3,75 mA/cm ² akım uygulanan Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proste <i>E. coli</i> inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları.....	52
Şekil 4.5. 0,625 mA/cm ² , 1,25 mA/cm ² ve 1,875 mA/cm ² akım yoğunlukları için <i>E. coli</i> 'nin OD600 değerlerinin zamanla değişimi (Al/PÇ/TiPbO ₂ hibrit elektrot bağlantı türü).	55
Şekil 4.6. Elektroliz süresine karsi <i>E. coli</i> çıkış konsantrasyonu (0,625 mA/cm ² akım için)......	55
Şekil 4.7. 0,625 mA/cm ² akım uygulanan Al/PÇ/TiPbO ₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proste <i>E. coli</i> inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları.	60
Şekil 4.8. 1,25 mA/cm ² akım uygulanan Al/PÇ/TiPbO ₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proste <i>E. coli</i> inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları.	61
Şekil 4.9. 1,25 mA/cm ² , 3,75 mA/cm ² ve 6,25 mA/cm ² akım yoğunlukları için <i>E. coli</i> 'nin OD600 değerlerinin zamanla değişimi (Al/PÇ/TiIrO ₂ hibrit elektrot bağlantı türü).	64
Şekil 4.10. 1,25 mA/cm ² akım uygulanan Al/PÇ/TiIrO ₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proste <i>E. coli</i> inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları.	69
Şekil 4.11. 3,75 mA/cm ² akım uygulanan Al/PÇ/TiIrO ₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proste <i>E. coli</i> inaktivasyon	

modellerinin grafik dağılımları.	70
Şekil 4.12. Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot türünün kullanıldığı elektrokimyasal proses ile <i>E. coli</i> inaktivasyonunun zamanla logaritmik değişimi (Double Weibull)....	72
Şekil 4.13. Al/PÇ/TiPbO ₂ hibrit elektrot türünün kullanıldığı elektrokimyasal proses ile <i>E. coli</i> inaktivasyonunun zamanla logaritmik değişimi (Double Weibull).....	73
Şekil 4.14. Al/PÇ/TiIrO ₂ hibrit elektrot türünün kullanıldığı elektrokimyasal proses ile <i>E. coli</i> inaktivasyonunun zamanla logaritmik değişimi (Double Weibull).....	73



ÇİZELGE LİSTESİ

Sayfa No

Çizelge 1.1. Tez çalışmasının kapsamı.	3
Çizelge 2.1. Patojen Mikroorganizma ve parazitlerin sebep olduğu hastalıklar.	8
Çizelge 2.2. Farklı su tipleri için izin verilen <i>E. coli</i> düzeyleri.	9
Çizelge 2.3. Elektrokoagülasyon prosesinin avantajları ve dezavantajları.	22
Çizelge 2.4. Elektrokimyasal mineralizasyon prosesinde asidik koşullarda farklı anot materyallerinin oksidasyon gücü.	26
Çizelge 3.1. Hibrit elektrot bağlantı şekilleri.	31
Çizelge 3.2. İnaktivasyon modellerinin denklemleri ve katsayıları.	33
Çizelge 3.3. İnaktivasyon şekline göre aday modeller.	38
Çizelge 3.4. GlnaFit modellerinde yer alan parametrelerin yorumlanması için unsurlar.	41
Çizelge 4.1. Deneysel sonuçlar (Al/PÇ/PÇ elektrot türü).	43
Çizelge 4.2. Al/PÇ/PÇ bağlantılı elektrokimyasal proses için <i>E. coli</i> 'nin optik yoğunluğu.	44
Çizelge 4.3. Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot bağlantılı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste inaktivasyon modelleri ve katsayıları.	48
Çizelge 4.4. Deneysel sonuçlar (Al/PÇ/TiPbO ₂ elektrot türü).	53
Çizelge 4.5. Al/PÇ/TiPbO ₂ bağlantılı elektrokimyasal proses için <i>E. coli</i> 'nin optik yoğunluğu.	54
Çizelge 4.6. Al/PÇ/TiIrO ₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste inaktivasyon modelleri ve katsayıları.	58
Çizelge 4.7. Deneysel sonuçlar (Al/PÇ/TiPbO ₂ elektrot türü).	62
Çizelge 4.8. Al/PÇ/TiIrO ₂ bağlantılı elektrokimyasal proses için <i>E. coli</i> 'nin optik yoğunluğu.	63
Çizelge 4.9. Al/PÇ/TiIrO ₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste inaktivasyon modelleri ve katsayıları.	67

KISALTMALAR

AC	Alternatif akım
Al	Alüminyum
AKM	Askıda katı madde
BKE	Bor katkılı elmas
Cl	Klor
DC	Doğru akım
DYÜ	Dezenfeksiyon yan ürünü
EF	Elektroflotasyon
EDN	Elektrodezenfeksiyon
EK	Elektrokoagülasyon
EO	Elektrooksidasyon
Fe	Demir
HClO	Hipokloröz
KOİ	Kimyasal oksijen ihtiyacı
Mg	Magnezyum
OCl	Hipoklorit
OD	Optik dansite
O ₃	Ozon
PÇ	Paslanmaz çelik
SHE	Standart hidrojen elektrodu
THM	Trihalometan
TiPbO ₂	Titanyum Kurşun Oksit
t4D	4 log azalması için geçen süre
UV	Ultraviyole

ÖZET

***E. coli* İNAKTİVASYONU İÇİN YENİ BİR YAKLAŞIM: EŞ ZAMANLI HİBRİT ELEKTROT BAĞLANTILI ELEKTRO-DEZENFEKSİYON PROSESİ**

Rüya TEKİN KARAKÖSE

Düzce Üniversitesi
Lisansüstü Eğitim Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Yüksek Lisans Tezi

Danışman: Dr. Öğr. Üyesi Murat SOLAK

Ocak 2024, 88 sayfa

Escherichia coli (*E. coli*) insan ve hayvan bağırsaklarında bulunan bir bakteridir. Çevre veya gıda gibi yollarla kan dolaşımına girebilen bu bakteriler, özellikle insanlarda ishal, solunum problemleri ve kan/idrar yolu enfeksiyonları gibi birçok hastalığa neden olabilmektedir. Bu nedenle, bu bakterilerin bazı inaktivasyon yöntemleri ile içme suyu kaynaklarından uzaklaştırılması gerekmektedir. Klorlama, ozonlama ve UV inaktivasyon yöntemleri gibi geleneksel yöntemler etkilidir. Ancak çevre mühendisliği çalışmaları temelinde kimyasalların taşınmasını ve depolanmasını gerektirmeyen ve olumsuz yan ürünler üretmeyen ve maliyet etkin tekniklerin geliştirilmesi gerekmektedir. Bu çalışmada, yeni bir yaklaşım olarak hibrit elektrot bağlantılı elektrokimyasal prosesin *E. coli* üzerindeki inaktivasyon etkinliği araştırılmıştır. Bağlantı sistemi Anot/Katot/Anot elektrodu olarak Al/PÇ/PÇ, Al/PÇ/TiPbO₂ ve Al/PÇ/TiIrO₂ ile deneyimlenmiştir. Bu elektrot bağlantı sisteminde eş zamanlı olarak elektrokoagülasyon (EK) ve elektrooksidasyon (EO) mekanizması birlikte çalışmaktadır. İnaktivasyon katsayıları bir Microsoft Excel eklentisi olan GInaFiT (Geeraerd and Van Impe Inactivation Model FittingTool) modelleme aracı ile belirlenmiş ve model istatistiksel olarak Double-Weibull ile iyi bir şekilde uyumlandırılmıştır. *E. coli*'nin Al/PÇ/PÇ elektrot türü için 4D degradasyonu 3,75 mA/cm² akım yoğunluğunda ve 0,21 optik dansitede (O.D.) 21 dakika olarak elde edilmiştir. Al/PÇ/TiPbO₂ elektrot türü için *E. coli*'nin 4D degradasyonu 0,625 mA/cm² akım yoğunluğunda ve 0,049 O.D.'de 20 dakika, 1,25 mA/cm² yoğunluğunda ve 0,028 O.D.'de ise 15 dakika olarak elde edilmiştir. Al/PÇ/TiIrO₂ elektrot türü için *E. coli*'nin 4D degradasyonu 1,25 mA/cm² akım yoğunluğunda ve 0,204 O.D.'de 20 dakika, 1,25 mA/cm² akım yoğunluğunda ve 0,169 O.D.'de ise 4,95 dakika olarak elde edilmiştir. Akım yoğunluğu arttıkça *E. coli* inaktivasyonunun arttığı gözlemlenmiştir. Hibrit elektrot bağlantılı elektro-dezenfeksiyon işleminin *E. coli* inaktivasyonu için etkili bir yaklaşım olduğu tespit edilmiştir.

Anahtar Sözcükler: Elektrodezenfeksiyon, *E. coli*, inaktivasyon modelleri, hibrit elektrot, Double Weibull.

ABSTRACT

A NEW APPROACH FOR *E. coli* INACTIVATION: SIMULTANEOUS HYBRID ELECTRODE CONNECTED ELECTRO-DISINFECTION PROCESS

Rüya TEKİN KARAKÖSE

Düzce University
Institute of Postgraduate Education
Department of Environmental Engineering
Master's Thesis

Supervisor: Asst. Prof. Dr. Murat SOLAK

January 2024, 88 pages

Escherichia coli (*E. coli*) is a bacterium found in human and animal intestines. These bacteria, which can enter the bloodstream through the environment or food, can cause many diseases, especially in humans, such as diarrhea, respiratory problems and blood/urinary tract infections. Therefore, these bacteria need to be removed from drinking water sources by some inactivation methods. Traditional methods such as chlorination, ozonation and UV inactivation methods are effective. However, on the basis of environmental engineering studies, it is necessary to develop cost-effective techniques that do not require transportation and storage of chemicals and do not produce negative by-products. In this study, the inactivation efficiency of the hybrid electrode connected electrochemical process on *E. coli* was investigated as a new approach. The coupling system was experimented with Al/SS/SS, Al/SS/TiPbO₂ and Al/SS/TiIrO₂ as anode/cathode/anode electrode. In this electrode system, electrocoagulation (EC) and electrooxidation (EO) mechanism work simultaneously. Inactivation coefficients of models were determined with the GInaFiT (Geeraerd and Van Impe Inactivation Model FittingTool) modeling tool, a Microsoft Excel add-in, and the model was statistically well fitted with Double-Weibull. The 4D degradation of *E. coli* for the Al/SS/SS electrode type was achieved in 21 minutes at a current density of 3,75 mA/cm² and an optical density (O.D.) of 0,21. For Al/SS/TiPbO₂ electrode type, 4D degradation of *E. coli* was 20 minutes at a current density of 0,625 mA/cm² and an optical density (O.D.) of 0,049 and 15 minutes at a current density of 1,25 mA/cm² and an O.D. of 0,028. For Al/PÇ/TiIrO₂ electrode type, 4D degradation of *E. coli* was obtained as 20 minutes at 1,25 mA/cm² current density and 0,204 O.D., and 4,95 minutes at 1,25 mA/cm² current density and 0,169 O.D. It was observed that *E. coli* inactivation increased as the current density increased. Hybrid electrode-connected electro-disinfection process was found to be an effective approach for *E. coli* inactivation.

Keywords: Electro-disinfection, *E. coli*, inactivation models, hybrid electrode connection, Double-Weibull.

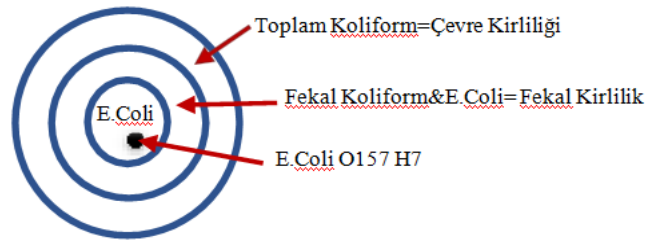
1. GİRİŞ

1.1. Motivasyon ve Amaç

Nüfusun hızla artmaya devam etmesi endüstriyel büyümenin hız kazanması buna paralel olarak tatlı su kaynaklarının hızla azalması ve kirli su miktarının artmasına bağlı olarak tüm dünya su kıtlığı ile karşı karşıya kalmıştır (Bizzi vd., 2020) Yeni su kaynakları geliştirme maliyetlerindeki artışlar tatlı su kaynaklarının tükenmesi ve su kirliliği gibi sorunlar su kıtlığı gibi global bir sorunun çıkmasına neden olmuştur (Hanjra ve Qureshi, 2010; Park vd., 2014).

İnsanların ve diğer tüm canlıların yaşamsal faaliyetlerini sürdürebilmeleri için en temel ihtiyaçlarından biri temiz içme ve kullanma suyudur. Bu nedenle temiz su temini, su arıtımı ve suyun geri kazanımı günümüzde ve gelecekte tüm ülkeler için en önemli araştırma konuları olacaktır.

İçme ve kullanma suları her ülkenin belirlediği asgari standartlara uygun olmalıdır. Su kalitesinin değerlendirilmesinde fiziksel, kimyasal, organik, inorganik ve bakteriyolojik parametreler kullanılmaktadır. Toplam koliform ve fekal sulardaki bakteriyolojik kirlenmenin değerlendirilmesinde genellikle koliform parametreler kullanılmaktadır. Patojen mikroorganizma olarak sulardaki bakteriyolojik kirlenmenin belirteçlerinden biri Enterobacteriaceae ailesinin üyesi olan *E. coli*'dir. Gram (-) bakteri olan *E. coli*, fekal koliformun bir alt grubudur. Bakteriyolojik indikatörlerin ve *E. coli*'nin sudaki genel dağılım diyagramı Şekil 1.1'de gösterilmektedir (W. S. Dep. of Health Division of Env. Health Office of Drinking Water).



Şekil 1.1. *E. coli*'nin genel dağılım şeması

Patojenik mikroorganizmaları gidermek için Klor (Cl_2) (Fiorentino vd., 2021), Ozon (O_3) gibi kimyasal prosesler, ultraviyole (UV) gibi fiziksel prosesler veya bunların hibrit konfigürasyonları ve membran filtrasyon prosesleri (Saleh vd., 2021) gibi gelişmiş filtrasyon teknikleri kullanılmaktadır.

Elektrokimyasal proseslerin kullanımı, işletme/yatırım maliyetlerinin uygunluğu, işletme kolaylığı ve geleneksel proseslere alternatif arıtma prosesleri nedeniyle son yıllarda artmıştır. Elektrokimyasal prosesler kimyasal oksijen ihtiyacı (KOİ) (Solak, 2023a, 2023c), askıda katı madde (AKM), renk ve ağır metaller gibi birçok kirleticiyi aynı anda giderebilmektedir. Elektrokimyasal proseslerin patojen giderimi amacıyla kullanımı son yıllarda artmaya başlamıştır. Bu prosesler, sudan patojen giderimi için umut verici yöntemler olarak kabul edilmektedir (Delaedt vd., 2008; Feng, 2004; H. Li vd., 2011). Elektrokimyasal teknolojiler arasında elektrosorpsiyon (Matsunaga vd., 2000) ve elektroforez (Rowan vd., 1999) gibi dezenfeksiyon türleri bulunmaktadır. Ayrıca, elektrokimyasal süreçler farklı organizmaların (bakteriler, virüsler ve mikroalgler) inaktivasyonunda başarıyla uygulanmıştır (H. Li vd., 2011). Elektrokimyasal süreçlerin uygulandığı çeşitli çalışmalarda *E. coli* ve *Legionella pneumophila*'nın bakteriyel inaktivasyonu etkili bir şekilde gerçekleşmektedir. (Delaedt vd., 2008; Diao vd., 2004; Feng, 2004; Paternarakis ve Fountoukidis, 1990) *E. coli*, elektrokimyasal proseslerden biri olan elektrokoagülasyon (EK) prosesi ile etkili bir şekilde giderilmektedir. Bu proseslerde en yaygın olarak kullanılan elektrot türleri, ucuz ve kolay temin edilebilir olmaları nedeniyle Alüminyum (Al) ve Demir (Fe) elektrotlardır (Emamjomeh ve Sivakumar, 2009; Haydar ve Aziz, 2009; Kerwick vd., 2005). Elektrooksidasyon (EO) prosesi, genellikle TiO_2 , Ti/RuO_2 , PÇ (Paslanmaz Çelik) ve BKE (Bor Kaplı Elmas) gibi çözünmeyen elektrotların kullanıldığı elektrokimyasal proseslerden biridir. Bu proses, organik kirleticilerin (Díaz vd., 2011) ve bakteriyolojik patojenlerin (Isidro vd., 2020) parçalanmasında oldukça etkilidir. Gerçek hayattaki uygulamalar, literatüre uygun olarak tam, verimli ve uygun maliyetli bir dezenfeksiyon işlemi gerçekleştirebilecek tek bir arıtma yöntemi olmadığını göstermektedir.

İnaktivasyon süreçlerinin mekanizmasını ve etkinliğini belirlemek için bazı tahmin modelleri kullanılır. Bu modeller birincil, ikincil ve üçüncül modeller olarak da gruplandırılır. Birincil modeller, bir mikroorganizmanın zaman içinde tek bir koşul kümesine verdiği tepkiyi izler. Tepki, mikrobiyal populasyon yoğunluğunun veya metabolik ürünlerin doğrudan veya dolaylı göstergeleri olabilir. İkincil modeller, birincil

model parametrelerinin bir veya daha fazla çevresel veya kültürel unsura (örneğin, atmosfer, pH, sıcaklık, vb.) yanıt olarak nasıl değiştiğini tanımlar. Üçüncül modeller, birincil ve ikincil modellerin bilgisayar tabanlı uyarlamalarıdır (Buchanan, 1993). Tez çalışması bir excel eklentisi olan GinaFit yazılımı kullanılarak üçüncül model kapsamında değerlendirilmiştir. Tez çalışmasının kapsamı 1.2 bölümünde ayrıntılı şekilde anlatılmaktadır.

1.2. Tez Çalışmasının Amaç ve Kapsamı

Tez çalışmasının kapsamında yürütülen çalışmalar Çizelge 1.1’ de verilmiştir.

Çizelge 1.1. Tez çalışması kapsamı

No.	Yürütülen Çalışmalar	Amaç	Kapsam
1	<i>E. coli</i> içeren çözeltinin hazırlanması	<i>E. coli</i> ’nin besiyerlerinde çoğaltılması ve başlangıç konsantrasyonlarının belirlenmesi	<i>E. coli</i> (ATCC 25922) ATCC tarafından belirtildiği gibi liyofilize suşlardan hazırlanmıştır. - Çözeltide kullanılacak biyokütle ile uygun bakteri yoğunluğunda hücresel süspansiyonlar hazırlanmıştır.
2	Hibrit elektrot bağlantılı elektrokimyasal reaktörün tasarımı ve elektro-dezenfeksiyon işleminin uygulanması	<i>E. coli</i> içeren çözeltiye farklı hibrit elektrot türleri için farklı akım yoğunluklarında <i>E. coli</i> inaktivasyonunun tespiti	- Bu süreçte soğutma kabini olan bir elektrokimyasal reaktör tasarlanmıştır. <i>E. coli</i> tespiti için verilmesi gereken akım yoğunluğu değerleri belirlenmiştir. - Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm²’lik akım yoğunlukları uygulanmıştır. - Al/PÇ/TiPbO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste 0,625 mA/cm² ve 1,25 mA/cm² ve 1,875 mA/cm²’lik akım yoğunlukları uygulanmıştır. - Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste 1,25 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² ve 6,25 mA/cm²’lik akım yoğunlukları uygulanmıştır.
3	<i>E. coli</i> giderim etkinliğinin belirlenmesi için kalıntı <i>E. coli</i> sayılarının ve optik yoğunluk değerlerinin tespiti	Başlangıçtaki ve elektroliz sonrasında yapılan sayım neticesinde elde edilen <i>E. coli</i> sayılarına Excel belgesine girilmesi ve optik yoğunluk değerlerinin tespiti	- Farklı akım yoğunluklarında <i>E. coli</i> sayımı ile elde edilen veriler Excel belgesine girilmiştir. <i>E. coli</i> gideriminin tespitinde sayımın yanı sıra <i>E. coli</i> kolonisinin optik yoğunluk değerleri de spektrofotometrede okunmuş ve giderim etkinliği belirlenmiştir.
4	<i>E. coli</i> inaktivasyon modellerinin belirlenmesi	Her bir elektrot türü için ve akım yoğunlukları için inaktivasyon modellerinin üretilmesi ve <i>E. coli</i> inaktivasyon modelinin tespit edilmesi	Yapılan <i>E. coli</i> sayımı neticesinde veriler Log (N/N₀) olacak şekilde hesaplanarak zamana karşı inaktivasyon grafikleri GinaFit eklentisi ile oluşturulmuştur. Buna göre R², R²_{adj} değerlerine göre <i>E. coli</i> inaktivasyonunu açıklayacak en uygun model elde edilmiştir.

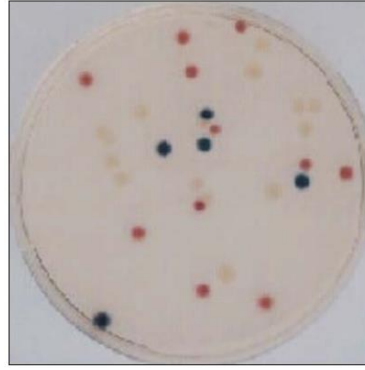
2. KAYNAK ÖZETLERİ

2.1. SUYUN MİKROBİYAL KİRLENMESİ

Birçok ülkede su kalitesi, ekonomik ve tıbbi açıdan ciddi sorunlar oluşturmaya devam etmektedir. Gelişmiş ülkelerde, sanayi (kağıt yapımı, gıda, mezbaa atıkları) ve tarımsal faaliyetler, farklı mikroorganizmaların büyümesi ve bulaşması için uygun bir ortam oluşturan organik ve inorganik ürünlerin yoğun kullanımı sonucu enfeksiyonların ana kaynaklarını ve vektörlerini temsil etmektedir (Abderrahmane vd., 2008).

Temiz su kaynaklarının atıksular ile kirlenmesi, insani tüketim amaçlı suların koliform bakteriler gibi patojen mikroorganizmalar ile kontaminasyonuna yol açmaktadır. Bu yüzden atıksular alıcı ortama verilmeden önce bakteri virüs ve parazitlerden arındırılmış olması gerekmektedir. *E. coli* fekal koliform grubundaki ana türdür ve bu nedenle genellikle su kalitesini değerlendirmek için bir indikatör mikroorganizma olarak kullanılır (Y. Li, Yang, vd., 2017; Y. Li, Zhang, vd., 2017). Dışkı kontaminasyonu ile bulaşan tek hücreli protozoalar ve virüsler dış ortamda *E. coli*'den daha fazla dayanıklı olduğu için sucul ortamda *E. coli*'nin olmaması fekal kirliliğin olmadığı anlamına gelmemektedir. Fakat koliform bakteriler ve *E. coli*'nin sularda bulunması diğer hastalık yapıcı mikroorganizmaların varlığının bir göstergesidir ve bu sular içme suyu kaynağı olarak güvenli değildir. Bu nedenle salgın hastalıkların önlenmesi ve halk sağlığının korunması amacıyla suların dezenfeksiyonu büyük öneme sahiptir ve itina ile uygulanmalıdır (Galeano vd., 2017).

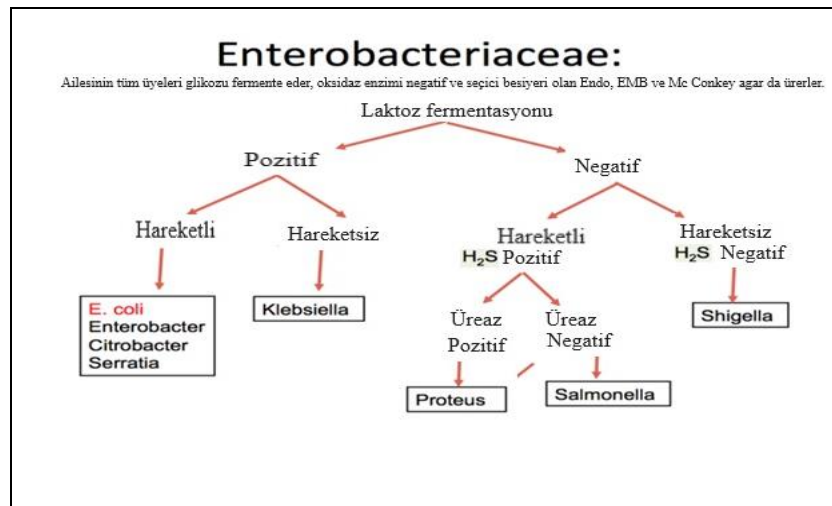
Koliform bakteriler insan ve hayvan dışkılarında flora üyesi olarak bulunabilecekleri gibi doğada kommensal olarak da bulunurlar. Fekal kirlilik patojenlerine virüsler, protozoalar, bakteriler ve parazitler sayılabilir. En bilindik koliform bakteriler; *E. coli*, *Enterobacter*, *Yersinia*, *Proteus*, *Klebsiella*, *Salmonella*, *Shigella*, *Citrobacter*, *Serratia* sayılabilir. Chromocult Coliform Agar'da *E. coli*; mavi-menekşe, *Citrobacter freundii*; pembe-kırmızı ve *Salmonella*; açık sarı renkte görünmektedir (Şekil 2.1) (Taştumur, 2013).



Şekil 2.1. Chromocult Coliform Agar’da *E. coli* (mavi-menekşe), *Citrobacter freundii* (pembe-kırmızı) ve *Salmonella* (açık sarı)

2.1.1. Enterobacteriaceae Familyası

Enterobacteriaceae ailesi toprakta ve sulara doğal olarak bulunan gram negatif, fakültatif anaerob bakteri ailesidir (Şekil 2.2) ve çapları yaklaşık olarak 0,6-1 µm, boyutları 1,2-3 µm olan çomak şeklinde bakterilerdir. Birçok alt grubunda hareket etmelerini sağlayan peritrik flagellalar bulunur. Hayvan ve insanlarda patojen olarak ya da fırsatçı patojen olarak kalın bağırsak florasında bulunan bu gruptaki birçok alt grup bakteri, AIDS gibi bağışıklık sistemini zayıflatan hastalıklar sonucunda fırsatçı enfeksiyonlar yaparlar. Bu enfeksiyonlara; pnömoni, solunum yolu enfeksiyonları, peritonit, sistit, nefrit, menenjit örnek verilebilir. Fırsatçı patojen olarak bu grupta *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Proteus*, *E. coli*’nin bazı türlerini sayabiliriz. Katı besiyerinde zenginleştirme ihtiyacı olmadan kolayca üreyen bu bakteri grubu; s (düzgün), m (kapsüllü) ve r (düzensiz) koloni oluştururlar. İçme sularında, gıda veya çevresel örneklerde *E. coli*’nin bulunması her zaman fekal kontaminasyonu göstermektedir (Taştumur, 2013).



Şekil 2.2 Enterobacteriaceae ailesi

2.1.2. *Escherichia coli* (*E. coli*)

Enterobacteriaceae familyasına mensup olan *Escherichiacoli* (*E. coli*), insan ve hayvan kalın bağırsağında bulunan bir patojendir (Marrs vd., 2005). *E. coli*'nin mikroskopi görüntüsü Şekil 2.3'de gösterilmektedir.



(Karen C. Carroll, Stephen A. Morse, Timothy Mietzner, Steve Miller: Jawetz, Melnick, veAdelberg'sMedical Microbiology, 27th Edition. www.accessmedicine.com. Copyright© McGraw-HillEducation. Allrightsreserved.)

Şekil 2.3. *E. coli*'nin mikroskopi görüntüsü.

E. coli'ninde içinde bulunduğu Enterobacteriaceae familyası zenginleştirilmemiş basit besiyerlerinde kolayca üreyebilmektedirler. Koloniler besi yerinde parlak, yuvarlak, düzgün bazen de mukoid (kapsüllü olan türler) görünümündedir. Koloni çapları 2-4 mm arasında değişiklik gösterirler. *E. coli* fakültatif anaerop, çomak şeklindedir ve gram negatif bakteriler oldukları için endospor oluşturmazlar (Aydın vd., 2021; Bilgehan, 1995; Yardımcı, 2009).

E. coli türleri fırsatçı patojenken Enterotoksijenik *E. coli* (ETEC), Enteroinvazif *E. coli* (EIEC), Enteropatojenik *E. coli* (EPEC), Enterohemorajik *E. coli* (EHEC), Enteroagregatif *E. coli* (EAEC), Diffus Adherent *E. coli* (DAEC) gibi bazı alt türler her zaman patojendir. Enterik bakteriler grubunda yer alan *E. coli* kalın bağırsak florasında yer aldığından içme suyu, çiğ tüketilen gıda örneklerinde tespit edilmesi doğrudan ya da indirekt olarak dışkı ile bulaşı gösterir. Normal flora üyesi *E. coli* primer patojen olmamakla birlikte örneklerde saptanması halinde her zaman patojen olan *Salmonella*, *Shigella*, *Camphlobacter*, *Yersinia*, patojen *E. coli* alt türlerinin olabileceği gözönünde bulundurulmalıdır (Taştanur, 2013).

E. coli su arıtma teknolojilerinde uzun zamandır kullanılan kirlilik göstergesidir. *E.*

coli'nin tercih edilme sebebi fakültatif anaerob ve ikiye katlanma süresinin 20 dakika gibi kısa bir sürede olmasından dolayı çok kolay besiyerlerinde kültürlenebilmesidir. Ayrıca 37⁰ C'de besiyerlerinde 2 saatte göz ile görülebilir koloniler oluşturabilmektedirler. İnsani kullanım suları ve besinler üzerinde bu fırsatçı patojenin bulunmaması gerekir. Aksi halde bu bulaş yolu ile insanlarda ishal, idrar yolu enfeksiyonları, pnömoni, sepsis ve yenidoğan menenjit gibi çok ciddi hastalıklara yol açabilmektedir (Allocati vd., 2013).

2.1.3. Enterokoklar

Eski adı fekal streptokoklar olan enterokoklar fakültatif anaerob, gram pozitif hareketsiz koklardır. Basit besi yerlerinde kolayca ürerler. Şeffaf, küçük, narin koloni yapıları vardır. Enterokoklar insan ve hayvanların kalın bağırsağında ve ağız florasında bulunan fırsatçı patojenlerdir. Toprak ve sularda bulunan enterokoklar; sporsuz bakteriler olmalarına rağmen 5-65°C arası sıcaklıkta, 4.5-10.0 pH aralığında ve yüksek tuz konsantrasyonu gibi birçok çevre koşullarına rahatlıkla uyum sağlayabilir ve hayatta kalabilirler (Fisher ve Phillips, 2009). Enterokoklar yoğun tuz konsantrasyonlarına dayanıklı oldukları için deniz ve sularda fekal kirlilik indikatörü olarak analizi yapılmaktadır (Cohen ve Shuval, 1973; EPA, 2014).

2.1.4. Suyun Mikrobiyolojik Kirliliğinin İnsan Sağlığı Üzerine Etkisi

Su kirliliği, patojenik ve patojenik olmayan mikroorganizmaların sebep olduğu ishal ve mide-bağırsak hastalıkları gibi her yıl milyonlarca ölümden sorumlu su kaynaklı hastalıklara neden olduğu için yüksek riskli kirlilik olarak sınıflandırılmaktadır (Anese vd., 2015; Baran vd., 2018; Ramírez-Castillo vd., 2015).

Atıksularda bulunan patojen organizmalar temel olarak bakteri, protozoa, helmintler ve virüslerden oluşmaktadır. Tifo, paratifo, dizanteri, ishal ve kolera gibi mide-bağırsak sistemi hastalıklarının görülmesine büyük çoğunlukla insan kaynaklı bakteriyel patojen organizmalar neden olmaktadır (Metcalf & Eddy, 2003). Gıda ve su hijyeninin az olduğu ya da hiç olmadığı toplumlarda patojen mikroorganizmaların ve parazitlerin sebep olduğu hastalıklar çok yaygındır (Çizelge 2.1). Bu sebeple her yıl milyonlarca kişi enfekte olmakta hatta binlercesi hayatını kaybetmektedir. Patojen mikroorganizmaları barındıran; arıtımı olmayan ya da yetersiz olan suların tüketilmesi, enfekte olmuş su ürünleri ile beslenme ve yetersiz dezenfeksiyon işlemi yapılmış atıksu çıkış sularının yeniden kullanımına bağlı olarak bu sularla temas edilmesi nedeniyle patojen kaynaklı birçok hastalık meydana gelebilmektedir (Liberti vd., 2003).

Çizelge 2.1. Patojen mikroorganizma ve parazitlerin sebep olduğu hastalıklar (Kishen Kumar ve Pandit, 2012)

Mikroorganizma Türleri	Etken Mikroorganizmalar	Sebebi Olduğu Hastalıklar	Oluşan Hastalıkların Su Kalitesi ile İlişkisi
Bakteriler	<i>Escherichia coli</i> <i>Salmonella typhosa</i> <i>Samonella flexneri</i> <i>Vibrio cholerae</i>	Gastroenterit Tifo Dizanteri Kolera	Bu hastalıklar uygun arıtma koşulları yerine getirilememiş atık suların alıcı ortama bırakılması sonucu kontamine olmuş içme ve kullanma sularına temas yoluyla bulaşması ile ilişkilendirilir.
Virüsler	Hepatit virüsü <i>Poliovirüs</i>	Bulaşıcı hepatit Kas felci	
Parazitler	<i>Entamoeba histolytica</i> <i>Cryptosporidium parvum</i> <i>Schistosoma mansoni</i> <i>Giardia lamblia</i> <i>Ascario lumbricoides</i>	Amoebiasis Cryptosporidiosis Schistosomiasis Giardiasis Ascariasis	

Günümüzde mevcut işleyiş, dezenfeksiyon yöntemlerinin gelişmesini sağlayarak suda bulaşıcı hastalıkların risklerini azaltmanın yanı sıra çevreyi korumayı da amaçlamaktadır. Su kirliliğine bağlı riskler küresel ölçekte halk sağlığını tehdit etmektedir (Hanjra ve Qureshi, 2010; Park vd., 2014). Su kirliliğindeki artan bu eğilimi tersine çevirmek için son yıllarda çeşitli su arıtma izleme ve algılama yöntemleri geliştirilmiş ve uygulanmıştır (Agi vd., 2019; Ryecroft vd., 2019; Wang ve Deng, 2019).

2.2. SULARIN DEZENFEKSİYONU

Günümüz dünyasında sosyo-ekonomik alanlardaki ilerlemeler bireylerin su tüketim miktarının da artmasına sebep olmaktadır. Su tüketimi beraberinde atıksu artışını da getirmektedir (Polat, 2013). Fekal kirlilik açısından yönetmelikte belirtilen parametrelere uygun yaklaşım içinde olunmalıdır. Çizelge 2.2’de farklı su tipleri için izin verilen *E. coli* seviyeleri verilmiştir.

Çizelge 2.2. Farklı su tipleri için izin verilen *E. coli* düzeyleri (EPA, 2011)

Su Tipleri	<i>E. coli</i> Düzeyi
İçme Suyu	Sıfır
Yüzey Suyu Tam Vücut Teması (Yüzme)	235 CFU/100 mL
-Yüzey Suyu Kısmi Vücut Teması (Balık tutma, tekne gezisi vb.)	575 CFU/100 mL
Atık su (Sulama veya deşarj)	<2.2 CFU/100 mL <1.0 CFU/100 mL

Çevre ve insan sağlığı açısından su/atıksu arıtımında dezenfeksiyonun yeri çok önemlidir. Bu nedenle su ve atıksudan bakteriyolojik kirleticileri uzaklaştırmak için klorlama, ozonlama elektrokoagülasyon, ultrasonik ve ultraviyole uygulamaları gibi farklı dezenfeksiyon yöntemleri uygulanmaktadır (Alattabi vd., 2017; Hashim, AlKhaddar, vd., 2020; Ohrdes vd., 2018). Dezenfeksiyon yöntemleri seçilirken uygulama kolaylığı, maliyet, etkinlik, dezenfeksiyon sonrası oluşabilecek olumsuz etkiler gibi kriterler gözönünde bulundurulmalıdır.

Kimyasal dezenfeksiyon yöntemleri 1970'lerde biyolojik kirlilik için etkili ve uygun maliyetli bir çözüm olarak yaygın bir şekilde uygulanmıştır (Castro-Ríos vd., 2014). Bu yöntemler esas olarak klor gibi kimyasalların mikroorganizmaların enzimlerini yok etmedeki güçlü oksitleme kabiliyetine bağlıdır (Castro-Ríos vd., 2014). Bugüne kadar klorlama ile suyun dezenfeksiyonu en yaygın kullanılan yöntem olmakla birlikte, trihalometanlar gibi toksik yan ürünler üretebilmektedir (Bidhendi Nabi vd., 2006; Castro-Ríos vd., 2014) ayrıca kötü tat, kanser gibi çeşitli hastalıkların meydana gelmesi vb. çok fazla sorun da ortaya çıkmıştır (Delaedt vd., 2008; Feng, 2004). Kimyasal arıtma olarak koagülasyon/flokülasyon tercih edilmesi ile birçok araştırma göstermektedir ki optimal koşullar altında demir klorür kullanılarak yapılan kimyasal koagülasyon/flokülasyon ile atıkların arıtılmasında toplam bakteriyel kontaminasyonun sadece %50'si ortadan kaldırılabilmektedir (Abdelaziz vd., 2013).

Dezenfeksiyonda oksidanlar mikrobiyal hücrelerin büyük bölümünün inaktivasyonunda etkin rol oynarlar. Bu amaçla dezenfeksiyon mekanizması elektrokimyasal işlemler sırasında meydana gelen hücre lizisini anlamak için hala araştırma konusudur (Drees vd., 2003). Ayrıca mikrobiyal hücrelerde kalıcı gözeneklerin oluşması ve sitoplazmik membranların (geri dönüşümü olmayan geçirgenlik) kararsızlaşması ya da önemli bileşenlerdeki hücrelerin kaybı ve kimyasal radyanların yok edilmesi sebebiyle mikrobiyal hücreler üzerinde elektrik alanının zararlı etkileri olduğu kanıtlanmıştır.

Elektrokimyasal işlemlerden kaynaklanan oksidanların varlığında, bu gözenekler oksidanların hücre içine serbest girişine izin vererek hücrel inaktivasyonu kolaylaştırabilir (Drees vd., 2003). Benzer şekilde (Abderrahmane vd., 2008) tarafından yapılan çalışmada moleküller arasındaki itme, zarın çift tabakasında geri dönüşü olmayan bir geçirgenliğe neden olmuştur. Elektrik alanı ayrıca hücre içi koenzim A'nın oksidasyonu etkisi ile hücre membranını yıkmadan hücreleri öldürebilir (Matsunaga vd., 2000). Bu nedenle, (Jeong vd., 2006), hücrelerin inaktivasyonlarının doğrudan oksidasyon işlemi sonucu açığa çıkan serbest radikal hidroksil (% OH)'den kaynaklandığı sonucuna varmışlardır.

Son yıllarda ultrafiltrasyon gibi gelişmiş filtreleme teknikleri mikroorganizmaları sudan uzaklaştırmak için uygulanmaktadır. Ancak bu tekniğin uygulanması yüksek işletme maliyetleri ve kirlenme gibi teknik problemler nedeniyle sınırlıdır (Bagga vd., 2008).

İnaktivasyon verimliliğine göre elektro-klorlama, in-situ dezenfeksiyon türleri arasında en etkili elektrokimyasal dezenfeksiyon şeklidir. Bu durum klorun taşınması ve depolanması gibi kalıcı risk oluşturan kimyasal klorlamanın bilinen sorunlarını önler (Kerwick vd., 2005).

Ozon etkili bir su dezenfeksiyon yöntemi olarak kullanılabilir güçlü bir oksidan olarak kategorize edilmektedir (Bidhendi Nabi vd., 2006). En önemlisi ozonlama işlemi trihalometan yan ürünleri üretmez ancak hem bu yöntemin yüksek işletme maliyetleri hem de ozonun suda düşük çözünürlüğü ve kararlılığı bu yöntemin su arıtımı için uygulanmasını sınırlar (Wang ve Bai, 2017).

Son zamanlarda ultraviyole ışınlama elektrokoagülasyon ve ClO_2 gibi suyu dezenfekte etmek için birçok ileri teknik geliştirilmesinin yanı sıra bu yöntemlerin büyük ölçekte uygulanması, işletme maliyetleri ve zorunlu ön arıtma prosedürleri gibi çeşitli faktörlerle sınırlıdır (Gheraout vd., 2008; Hashim vd., 2018).

Elektrokimyasal prosesler, basit ve giderim veriminin yüksek olması nedeniyle içme suyu, endüstriyel ve evsel atıksu gibi birçok alanda kullanılmaktadır. KOİ, BOİ, renk, patojen mikroorganizmalar ile aromatik birleşikler, pestisitler, boyalar, ilaç etken maddeler gibi organik içerikli kirleticilerin gideriminde yüksek verim elde edilen çeşitli çalışmalar mevcuttur (Özyonar, 2020; Solak, 2023b).

Sonuç olarak günümüzün en büyük sorunlarından birisi olan atıksuların arıtılması ve kullanılabilir hale dönüştürülmesi konusunda çeşitli arıtım yöntemleri mevcut olup

elektrokimyasal atıksu arıtımı birçok kirleticiyi giderebilme kabiliyetinin yanı sıra kimyasal madde taşınımı ve depo edilmesi gibi dezavantajların olmaması nedeniyle elektrokimyasal prosesler gün geçtikçe ilgi görmektedir (Solak, 2023b).

2.2.1. UV İle Dezenfeksiyon Yöntemleri

Ultraviyole ışık, 100-400 nm dalga boyu arasında geniş bir elektromanyetik spektruma sahiptir. UV dalga boyuna göre UV-A, UV-B, UV-C, UV-V olmak üzere 4 alt gruba ayrılır. UV-A 320-400 nm dalga boyu aralığındadır ve insan derisini bronzlaştırabilir. UV-B 280-315 nm dalga boyuna sahiptir, insan derisinde yanıklara sebep olabilir hatta daha sonrasında kansere bile yol açabilir. UV-C ise 200-280 dalga boyundadır ve mikroorganizmaları öldürücü etkiye sahiptir. Bakterisit ve virüsit özelliğe sahiptir. Bu nedenle bu dalga boyuna antiseptik dalga boyu adı da verilir. UV ile dezenfeksiyon prosesi ile virüs, bakteri gibi birçok mikroorganizma etkisiz hale getirilir (Fahey, 1990; Voukkali ve Zorpas, 2015).

UV, suya kimyasal madde ya da oksitleyici eklemekten mikroorganizmaların inaktive olmasını sağlar. Dezenfeksiyon sırasında kimyasal dezenfeksiyonda olduğu gibi dezenfeksiyon yan ürünleri meydana gelmez. Bu sebeple birçok araştırmaya da konu olmuştur (Blatchley vd., 1996).

UV ile dezenfeksiyon yöntemlerinin mikroorganizma üzerindeki temel prensibi yan yana timin (veya sitozin) baz dizilimini içeren primidin dimerlerini etkileyerek RNA ve DNA replikasyonunu inhibe eder. Bu durum mikroorganizmaların inaktivasyonuna neden olur ve metabolik faaliyetlerini gerçekleştiremediklerinden veya replike olamadıklarından enfeksiyona neden olamazlar. Burada önemli olan UV dozunun etkili öldürücü dozda olması gerekmektedir aksi halde bakteriler hasarlı DNA'yı enzimatik faaliyetler (fotoreaksiyonlar) ile hızla onarmaya başlar (Metcalf & Eddy, 2003).

Genel olarak, UV dezenfeksiyon sistemleri; düşük basınçlı düşük yoğunluklu, düşük basınçlı yüksek yoğunluklu ve orta basınçlı yüksek yoğunluklu sistemler olmak üzere üç kategoriye ayrılır. Düşük basınçlı düşük yoğunluklu UV lambaları monokromatik 254 nm radyasyon yayarlar ve <200W elektrik giriş ile orta ve yüksek basınçlı lambalara göre neredeyse on kat daha fazla patojen yok etmektedir. Orta ve yüksek basınçlı Hg lambaları ise çok güçlüdür (5,0 kW girişe kadar) ve polikromatik radyasyon yaymaktadırlar (Havelaar vd., 1990; Meulemans, 1987).

UV dezenfeksiyon sistemleri ayrıca hidrolik özelliklerine göre açık kanal veya kapalı

boru olarak sınıflandırılabilir (Metcalf ve Eddy, 2003). Büyük miktarlarda suyun ($>100 \text{ m}^3 / \text{saat}$) UV dezenfeksiyonu iki yöntemle gerçekleştirilir:

- Arıtılacak suyun (esas olarak atık suların) yerçekimsel olarak aktığı bir akışlı açık kanal sistemi
- Kapalı borulu basınçlı bir sistem (çoğunlukla içme suyu).

Akışlı açık kanal sistemi ile dezenfeksiyonda paslanmaz çelikte çevrelenmiş düşük basınçlı UV lambaları arıtılacak suyun akış yönüne paralel olarak kanala yerleştirilir. UV lambalarının arasındaki uzaklık 7 cm olmalıdır ve UV radyasyonu 30 mWs/cm^2 olacak şekilde akıcılığı ayarlanmalıdır. Yeterli dezenfeksiyon için arıtılacak su kanallarda 6-10 saniye arasında tutulmalıdır (Metcalf & Eddy, 2003).

Prosesin zayıf yönleri; sularda UV ile dezenfeksiyon sonrası kalıntı dezenfektan etkisi bulunmaması, arıtım sonrası mikroorganizmaların yeniden büyüme riski oluşması ve post-dezenfektan (klor ya da kloramin gibi) dozajlamaya ihtiyaç duyulmasıdır (Kitiş vd., 2003).

2.2.2. Ozon ile Dezenfeksiyon Yöntemleri

Ozon (O_3), oksijen moleküllerinin ayrışması sonucunda meydana gelen kararsız bir gazdır. Oksijen ve ozon kimyasal reaksiyonlar ve güneş ışınlarından gelen UV radyasyonu tarafından katalize edilerek sürekli olarak birbirlerine dönüşürler (Saini, 2011).

Son derece reaktif bir oksidan olan ozon çok etkili bir bakterisit ve virüsittir. O_3 , bakterilerdeki glikoz oksidaz enzimini oksitleyip ayrıştırır, mikrobiyal hücrelere, DNA'ya, RNA'ya, proteinlere, lipitlere, polisakkaritlere ve diğer makromoleküllere doğrudan zarar vererek mikroorganizmanın metabolizmasını, büyümesini ve üremesini önlemektedir. Ozon hücrelerin lizisine neden olarak dezenfeksiyonu sağlar. Sucul ortam için akut toksit etki yaratabilen ozon kalıntıları dezenfeksiyon sonrasında hızla dağıldığından alıcı ortamda bulunmaz (Polat, 2009).

Ozon dezenfeksiyonu sıvı ve gaz olmak üzere iki prosesten meydana gelmektedir. Sisteme hava ya da yüksek saflıkta oksijen ile besleme yapılır. Çok küçük miktardaki besleme gazı ozon jeneratörü aracılığı ile ozona dönüşmektedir. Ozondan zenginleşmiş besleme gazı temas havuzunda atıksu ile birleştirilir ve dezenfeksiyon süreci başlar. Temas havuzunda gaz fazdaki ozon ile mikroorganizmanın temas etmesi dezenfeksiyon

etkisi oluşturur fakat, etkili bir dezenfeksiyon için temastan sonra ortamda yalnızca artık oksidanlar ya da ozon kalıntısının olması gerekmektedir (Stover, 1980). Bu sebeple kalıntı ozonun kalması için uygun dozda ozon sisteme verilmelidir. Buradan sonra gaz ve sıvı akışları ayrılmaktadır. Reaksiyona girmeyen ozon arıtılarak tekrar kullanıma dahil edilmek üzere sisteme geri gönderilir ya da atmosfere bırakılmaktadır. Arıtılmış olan atıksu ise alıcı ortama deşarj edilmektedir. Atıksuda bir miktar kalan ozon reaksiyona girebilir ya da oksijene dönüşmektedir (U.S. EPA, 1986). Sağlık açısından ozon zehirli bir gazdır ve solunması ciddi hastalıklara hatta ölüme yol açabilir. Klor tehlikeli bir gaz olduğundan nakliye sırasında ciddi riskler taşımaktadır. Buna karşın ozon yerinde üretildiği için böyle riskler teşkil etmez. Proses sırasında sızıntı meydana gelirse sistem durdurulabilir ayrıca ozonun çok düşük miktarlardaki sızıntıları koku ile tespit edilebilir. Bu durum da güvenlik açısından ozonu avantajlı sağlamaktadır (Ünlü, 2006).

2.2.3. Klor ile Dezenfeksiyon Yöntemleri

Klor (Cl_2) gaz veya sıvı olmak üzere iki formda bulunur. Gaz formu yeşil-sarı arası bir renkte ve havadan yaklaşık 2,48 kat daha ağırdır. Sıvı formu ise kehribar rengine benzer ve suyun yaklaşık 1,44 katı ağırlığındadır (Metcalf & Eddy, 2003).

Klor ile dezenfeksiyonda çeşitli klorlu bileşikler kullanılmaktadır. En yaygınları; sodyum hipoklorit, kalsiyum hipoklorit, klor dioksit, brom klorürdür (Ünlü, 2006).

Geleneksel olarak klor ile dezenfeksiyon ticari olarak en etkili ve düşük maliyetli oluşu sebebiyle içme sularında en çok tercih edilen yöntem olmuştur. Fakat içme sularında doğal olarak oluşan organik madde ile reaksiyona girerek bir dizi dezenfeksiyon yan ürünü (DYÜ) oluşturması bu yöntemin en büyük dezavantajıdır. Bu DYÜ'lerin bir kısmı kanser ve üreme sağlığı açısından ilişkilendirilmiştir (Chin ve Bérubé, 2005; Gong vd., 2008). Klor kullanımı fayda/zarar ilişkisine bakılarak, DYÜ'ler ile ilişkili risklerin, uygulama kolaylığı ve kalıntı dezenfeksiyon gücü gibi avantajlarla dengelendiği varsayımına dayanmaktadır.

Kalıntı klor, sıvı aktarımı sırasında kontaminasyona karşı koruma sağlar, ancak *E. coli* gibi indikatör organizmalar da dahil olmak üzere yalnızca en hassas organizmaların ortadan kaldırılmasında etkilidir ve birçok patojen mikroorganizmanın giderilmesinde etkinliği bulunmamaktadır. Dezenfeksiyon sonrası sucul ortam için toksik olan klor kalıntıları çıkış suyunda saatlerde kalabilmektedir. Kloro-organik bileşiklerin alıcı ortama verilmesinin uzun vadeli etkileri bilinmemekte buda çevreye deşarjı konusunda endişe

oluşturmaktadır (Metcalf & Eddy, 2003). Birçok ülke sucul ortamdaki türler üzerindeki olumsuz etkileri sebebiyle tek başına klorlama yerine bu etkileri en aza indirmek için dezenfeksiyon sonrası atıksuya deklorlama işlemi uygulamaktadır. Deklorlama işleminde aktif karbon, sülfür dioksit, sodyum metabisülfid ve sodyum bisülfid yaygın olarak kullanılan kimyasallardır (Ünlü, 2006).

2.2.4. Elektrokimyasal Yöntemler ile Dezenfeksiyon

Elektrokimyasal yöntemler, su içerisinde uygun elektrotlar kullanılarak elektrik akımı verilerek yapılan ileri arıtım prosesidir (Solak, 2023b).

Elektrokimyasal arıtım proseslerinin genel mekanizmasında koagülasyon, adsorbsiyon, absorpsiyon, çöktürme ve flotasyon prosesleri bulunur (Ihara vd., 2004). Elektrokimyasal prosesler atıksu arıtımında çevreyle uyumlu olması ve farklı fraksiyonlara sahip bir arıtım süreci olması sebebiyle son yıllarda oldukça dikkat çekmektedir. Elektrokimyasal prosesler renk, fenol, ağır metal vb. birçok kirliliğin gideriminde tercih edilmesinin yanı sıra patojen mikroorganizmaların giderimi için de kullanılmaktadır. Elektrot türü, uygulanan akım, prosesin tipi ve elektriksel gerilim gibi şekil ve yapısal farklılıklar elektrokimyasal prosesleri birbirinden ayırmaktadır (Solak, 2023b).

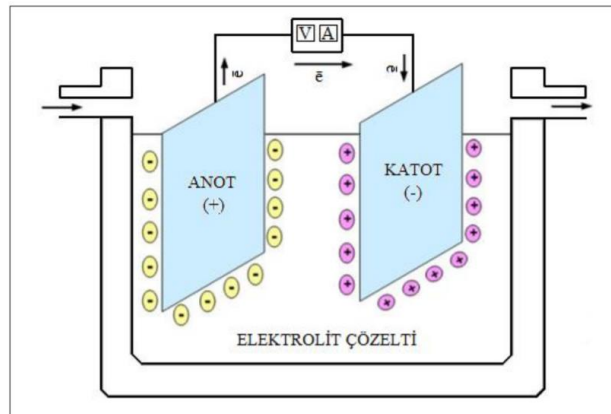
Proseste, arıtım verimliliği büyük oranda arıtılacak suyun kimyasına ve iletkenliğine bağlıdır. Diğer önemli parametreler ise kullanılan elektrotların türü, pH, etkin elektrot yüzey alanı, akım yoğunluğu ve elektroliz süresidir. Elektrokimyasal uygulamalarda arıtacak suya uygun elektrot seçimi yapılmalıdır. Prosesin işletilmesinde en sık kullanılan elektrot türleri alüminyum (Al^{+3}) ve demir (Fe^{+3} , Fe^{+2}) elektrotlarıdır (Emamjomeh ve Sivakumar, 2009; Haydar ve Aziz, 2009; Holt vd., 2005). Proseste demir (Fe^{+3} , Fe^{+2}) ve alüminyum (Al^{+3}) elektrotlar su ile reaksiyona girerler ve $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_2$, $Fe(OH)_3$ gibi metal hidroksil gruplarını meydana getirirler (Yılmaz ve Karagözoğlu, 2019).

Elektrokimyasal prosesler geleneksel yöntemlere göre birçok avantajı bulunmaktadır. Basit araç gereç ihtiyacı ile yüksek giderim verimi elde edilebilmektedir. Ayrıca renk ve koku gideriminde yüksek giderim verimi elde edilmektedir. En önemli özelliği ise tek proses ile birçok kirlenici giderimi sağlayabilmektedir. Proses düşük bakım ve enerji maliyeti sağlamaktadır. Kimyasal madde ihtiyacı azdır. Prosesin diğer avantajları; elektronlar ana reaktif olarak kullanılır, proses sonunda meydana gelen yeni ürünler geliştirilebilir ve oluşan atıkların daha az

zararlı yapıda olması sağlanarak ekolojik dengenin bozulmamasına katkı sağlar. Proses, kirliliği oluşturan parametrelerin uzaklaştırılmasında ve minimize edilmesinde indirgenme ve yükseltgenme reaksiyonlarının meydana gelmesiyle gerçekleşir. Diğer yöntemlere göre sıcaklık gereksinimi düşüktür. Voltaj düşüklüğü ya da akımın düzenli dağılımının olmaması ve elektrotlar ile hücrelerdeki yan reaksiyonlardaki güç kayıplarının minimize edilebiliyor olması prosesi üstün kılan özelliklerdir. Birçok çalışma göstermektedir ki elektrokimyasal yöntemler diğer geleneksel yöntemlere göre avantajlı olmasının yanı sıra kirlenici giderim veriminin yüksek olması onu diğer yöntemlerden üstün kılmaktadır (Sarıkaya, 1993).

Sistemin olumsuz yönleri ise; proseste, atıksuda çözünmüş maddelerin oksidasyonuna bağlı olarak elektrotlar oksitlenebilmektedir. Kullanılan elektrolit ve elektrot ara yüzeyinde homojen olmayan reaksiyonlar gerçekleşmekte bundan dolayı da elektrotların kütle transferi ve yüzey büyüklüğü sınırlı olmaktadır buda verimi olumsuz etkilemektedir (Sarıkaya, 1993).

Elektrokimyasal tepkimelerde anot ve katot olarak metal, karbon ya da yarı iletken elektrotlar kullanılmaktadır (Özgürses, 2003). Şekil 2.4'de elektroliz hücresi örneği şematik olarak verilmiştir. Elektroliz anot ve katot arasında meydana gelen bir bağlantı ve çözelti içerisinde belli oranda iletkenliğin (anyonlar ve katyonlar) olması gerekmektedir (Uygun, 2003).



Şekil 2.4. Elektrokimyasal hücrenin şematik görünümü (Uygun, 2003).

Elektrokimyasal proseslerin çevre kirliliği sorunlarını önleme ve çözümünde esas olan kriterler aşağıda özetlenmiştir (Delipınar, 2007; Rajeshwar vd., 1994).

Çok Yönlülük: Elektrokimyasal işlemler birçok çevre sorununun giderilmesinde direkt ya da indirekt olarak kullanılabilir. Proseste yükseltgenme ve indirgenme reaksiyonları sonucu faz ayrımı meydana gelir. Kirleticiler sonuç olarak çok düşük konsantrasyonlara kadar ayrılabilir (Delipınar, 2007; Rajeshwar vd., 1994).

Enerji verimliliği: Geleneksel yöntemlere göre elektrokimyasal prosesler daha düşük sıcaklıklara ihtiyaç duyar. Elektriksel akım dağılımlarındaki düşüklük, yan reaksiyonların gerçekleşmesi neticesinde meydana gelen güç kayıplarının azalması için uygun elektrot seçimi, düşük voltaj, prosesteki hücre dizaynı ve enerji verimi gibi parametreler arasındaki ilişkiden faydalanılır (Delipınar, 2007; Rajeshwar vd., 1994).

Güvenlik: Proseste kullanılan kimyasallar hem zararsız yapıda hem de minimal düzeyde kullanılmalarından dolayı proses güvenilirdir (Delipınar, 2007; Rajeshwar vd., 1994).

Seçicilik: Proseste uygulanan potansiyel kontrol altında tutularak bağlar kırılır ve yan ürün oluşumu engellenmiş olur.

Otomasyona uyma kabiliyeti: Voltaj, akım gibi elektriksel değişkenler, veri elde etmekte kolaylık sağlamanın yanı sıra proses kontrolünde ve otomasyonunda uyumludur.

Çevre uyumu: Proseste elektrotlar ana reaktiflerdir. Bunun haricinde ekstra reaktif ihtiyacı çok fazla olmaz. Birçok proses yüksek seçicilik özelliği sebebiyle ikincil ürün oluşturmazlar.

Maliyet tesirliliği: Kullanılan ekipmanın üretim, işletme ve kontrolü basit ve maliyeti düşüktür. Alan ihtiyacı diğer ekipmanlara göre daha azdır (Özgürses, 2003).

2.2.4.1. Elektrokoagülasyon (EK) Prosesi ve Temeli

EK prosesi, reaktör içerisindeki arıtılmak istenen atık suya alüminyum, magnezyum (Mg) ve demir gibi kolay çözünebilen elektrotlar daldırılarak bir güç kaynağı vasıtası ile akım uygulanan bir elektrokimyasal prosestir. Kullanılan elektrot türüne ve akım yoğunluğuna bağlı olarak metal iyonları çözünür, hidrolize olan su ayrılarak hidroksit iyonları meydana gelir. Oluşan bu metal ve hidroksit iyonları bir araya gelerek kolloidal parçacıkları yakalar. Daha sonrasında yüzdürme veya çöktürme işlemleri ile kirleticiler ortamdan uzaklaştırılır (Can, 2002).

EK prosesinde koagülasyon, flotasyon, çöktürme, absorpsiyon ve adsorpsiyon prosesleri aynı anda gerçekleşebilmektedir. Genellikle EK prosesi üç fazdan meydana gelmektedir.

1. Faz; elektrot yüzeyinde oluşan elektrolitik reaksiyonlar

2. Faz; sıvı çözelti içerisinde koagülasyonun meydana gelmesi
3. Faz; koagülant üzerinde bulunan çözünebilir veya kolloidal yapıdaki kirleticilerin adsorbe edildikten sonra çöktürme ya da flotasyon aracılığı ile uzaklaştırılması.

EK işlemi sırasında, kirleticilerin gideriminde birçok kimyasal ve fiziksel mekanizma söz konusudur. EK prosesinde kullanılan elektrotlardan biri yükseltgenmenin gerçekleştiği anot diğeri ise indirgenmenin gerçekleştiği katot olarak işlev görür ve monopolar ya da bipolar olarak düzenleme yapılabilir. Ayrıca EK mekanizması, ortamın iletkenliğine ve kimyasal özelliğine bağlıdır. EK prosesinde flokülasyon ve çöktürme işlemleri kimyasal madde kullanılmadan elektrotlar vasıtası ile gerçekleşmektedir (Mahajan vd., 2013).

Elektrot seçiminde kolay temin edilmesi ve ucuz olması sebebiyle en çok tercih edilen alüminyum (Al^{+3}) ve demir (Fe^{+3} veya Fe^{+2}) elektrotlarıdır. Al ve Fe elektrotların tercih edilmesinin bir başka sebebi ise diğer elektrotlara göre daha yüksek yük değerliğine sahip olmalarından dolayı elektriksel çift tabakanın daha etkili şekilde sıkıştırılmasını sağlamasıdır (Das vd., 2022). Ayrıca demir elektrot alüminyum elektroda göre daha yüksek oksidasyon kapasitesi olduğu için daha yüksek oksidasyon hızına sahiptir.

Çözeltinin başlangıç pH'ına bağlı olarak, EK prosesinde üretilen aşırı OH^- veya H^+ iyonları, çözelti pH'ının tamponlanmasına ve nötre yakın bir pH'ya sahip olmasını sağlar. Bir EK hücresinde meydana gelen ana reaksiyonlar aşağıdaki gibidir Eşitlik (2.1)-(2.6):

Anodik reaksiyon: Metal çözünmesi:

Anotta:

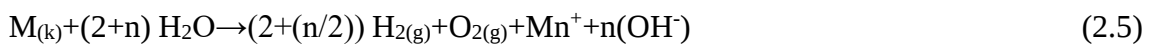


Katodik reaksiyon: Hidrojen gazı ve hidroksit iyonunun oluşması:

Katotta:



Toplam reaksiyon:



Çözeltide koagülant oluşması:



EK'de demir veya alüminyum elektrot kullanılırsa bu elektrotlar çözelti içerisinde

çözünerek Al^{+3} ve Fe^{+2} , Fe^{+3} iyonlarına dönüşür ve sudaki hidroksil iyonları ile reaksiyona girerek suda çok az çözünen $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ve $\text{Fe}(\text{OH})_3$ gibi metal hidroksit gruplarını meydana getirirler. Oluşan bu metal hidroksit gruplarının adsorpsiyon özellikleri çok fazladır. Elektrostatik etki ile metal hidroksitler birçok kirlilik parametresini adsorbe ederek dolaylı yoldan çökelti oluşumunu sağlayarak giderim elde edilir (Daneshvar vd., 2004).

Çözünen metalik iyonların miktarı uygulanan akım yoğunluğuna bağlıdır (Faraday yasası, Eşitlik (2.7)) ve metalik iyonların çözünmesi akım yoğunluğunun artmasıyla artar (Singh ve Ramesh, 2014).

Faraday yasası aşağıdaki denklem kullanılarak ifade edilir:

$$m = ItM/(FZ) \quad (2.7)$$

Burada m serbest kalan metalin kütlesidir (g); I uygulanan akımdır (A); t elektroliz süresidir (s); M metalin molar kütlesini gösterir, Fe için 56 g/mol, Al için 27 g/mol; F Faraday sabitidir (96485 C/mol); ve Z reaksiyona katılan elektron sayısıdır.

Sadece yüksek akım yoğunluğunda katotta hidrojen gazı ve anotta oksijen gazı üretilir ve bu da mikro flokların giderilmesinde hayati bir rol oynamaktadır. Oluşan gaz kabarcıkları yüzeye mikro flokları taşır ve yüzeyde sıyrma yoluyla giderilebilen köpük oluşturur. Bu süreç elektro-yüzdürme olarak adlandırılır ve genellikle EK için ana mekanizmalardan biri olarak kabul edilir. Ayrıca, uygulanan akım yoğunluğu mikroskobik kabarcıkların boyutunu ve bunların oluşum hızını da belirler ve sonuç olarak kirlleticilerin giderilmesi üzerinde önemli bir etki gösterir. Uygulanan akım yoğunluğu ile kabarcıkların boyutu ters orantılıyken, miktarı doğru orantılıdır ve bu da EK prosesi sırasında oluşan çamurun yüzdürülmesinde olumlu etki sağlamaktadır (Hamdan ve El-Naas, 2014).

Normalde Cl^- , sulu çözeltilerde bol miktarda bulunan bir anyondur. Son çalışmalar, Cl^- ortamında, reaktif klor türlerinin (Cl_2 , HOCl/OCl^- gibi) Fe anotlarla EK işlemi sırasında anodik oksidasyondan üretilebileceğini göstermiştir (Eşitlik (2.8)- (2.10)). Dolayısıyla, Fe anotlar kullanılarak gerçekleştirilen EK proseler, refrakter organik kirleticileri ayrıştıran oksitleme kapasitesine sahiptir. Tipik olarak, reaktif klor türleri organiklerin bozunmasına katkıda bulunabilir ve ana organik yapıyı değiştirebilir/dönüştürebilir (Delaire vd., 2015; Govindan vd., 2020).



EK prosesinde kullanılan demir ve alüminyum elektrotlarda proses sırasında iki ayrı reaksiyon meydana gelmektedir.

1. Anotta çözünen demir/alüminyum polimerik yapıdaki demir ve alüminyum hidroksitlere dönüşen metal iyonları meydana getirirler. Metal katyonlar ise negatif yüklü partiküller ile birleşerek elektroforetik hareketler sayesinde anot etrafına taşınır ve koagülasyon gerçekleşir. Daha sonra atıksu içerisindeki kirletici unsurlar bu kolloidlere fiziksel ya da kimyasal olarak bağlanarak giderim elde edilir. Kirleticiler sistemden elektroflotasyon ve filtrasyon işlemlerine tabi tutularak uzaklaştırılır. Geleneksel koagülasyon proseslerinin tam aksine dışarıdan kimyasal ekleme yapılmaksızın sistem içerisinde unsurların oluşması sağlanarak giderim elde edilmiş olur (Chen vd., 2002; Holt vd., 2005; Mameri vd., 1998).
2. Proses sırasında bir dizi reaksiyon sonucu anotta oksijen kabarcıkları, katotta ise hidrojen kabarcıkları meydana gelmektedir. Floküle haldeki kirleticiler bu kabarcıklara tutunarak su yüzeyine çıkarlar (Chen vd., 2002; Holt vd., 2005; Mameri vd., 1998).

Elektrokoagülasyon prosesinde reaktör içerisinde birçok fiziko-kimyasal reaksiyon oluşmaktadır. Bunlar;

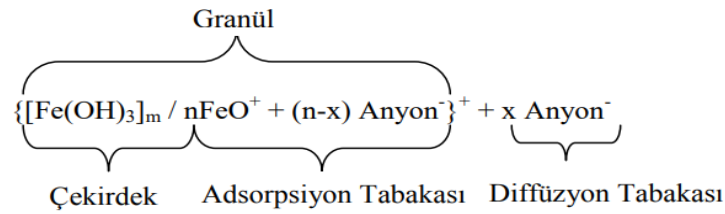
- Su ve atıksu içerisindeki katodik maddelerin katodik indirgenmesi,
- Elektroforetik hareket ile çözelti içerisindeki iyonların yer değiştirmesi,
- Metal iyonların katotta indirgenmesi,
- Diğer kimyasal ve elektrokimyasal proseslerin meydana gelmesidir (Mollah vd., 2004).

Anotta üretilen oksijen, toksik türlerin toksik olmayan türlere oksidasyonuna katkıda bulunan hidrojen peroksit (ara ürün) oluşumunda da önemli bir rol oynar. Örneğin, yakın zamanda yapılan bir çalışmada EK tarafından yerinde üretilen demir oksitlerin O_2 'yi katalize ederek Fe^{2+} oksidasyonunu ve hidroksil radikallerinin ($-\text{OH}$) oluşumunu hızlandırabileceği bildirilmiştir (Eşitlik (2.11)-(2.13)) (Qian vd., 2019).

Demir veya alüminyum elektrotların kullanıldığı proseslerde aşağıdaki reaksiyonlar oluşmaktadır.



$\text{O}_2^- \cdot$ ve Fe(IV) gibi diğer reaktif oksijen türlerinin de muhtemelen üretildiği bildirilmektedir (Eşitlik (2.14)) (Van Genuchten vd., 2012). Bu işlem sırasında, Fe(IV)/Fe(III) ve $\text{O}_2^- \cdot / \text{H}_2\text{O}_2$ 'nin standart indirgeme potansiyeli ayrı ayrı ~2,0 V/SHE (SHE: standart hidrojen elektrodu) ve ~0,9 V/SHE'dir (Qian vd., 2019). Şekil 2.5'te çekirdek, çekirdeği saran adsorpsiyon tabakası ve difüzyon tabakasından oluşan Fe kolloidal partikülün yapısı gösterilmektedir (Inan vd., 2004).

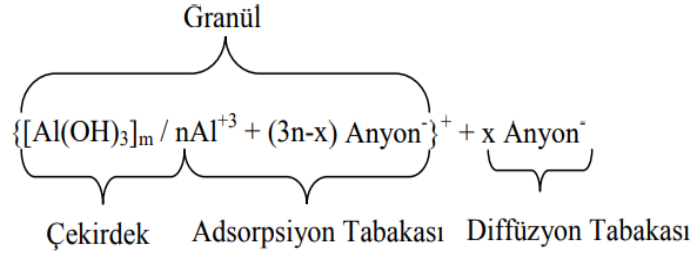


Şekil 2.5. Fe kolloidal partikülün yapısı (Inan vd., 2004)

Al elektrodun çözülmesi;

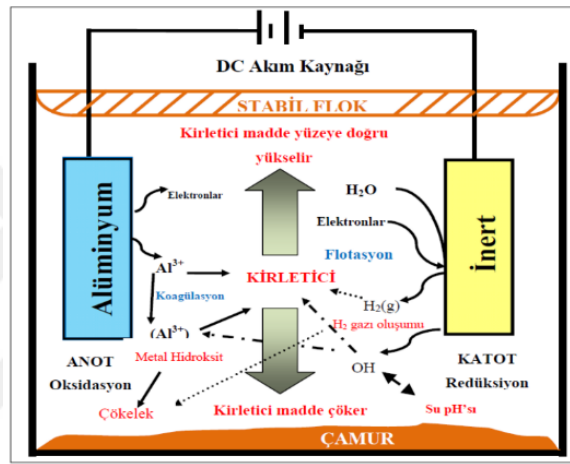


Oluşan reaksiyonlar neticesinde kolloidal partiküller oluşmaktadır (Eşitlik (2.15)-(2.19)). Al kolloidal partikülünün yapısal formu Şekil 2.6'da verilmektedir.



Şekil 2.6. Al koloidal partikülün yapısı (Inan vd., 2004)

Flokülasyon, sorpsiyon, flotasyon, oksidasyon ve indirgeme dahil olmak üzere EK'nın ana mekanizmaları Şekil 2.7'te gösterilmektedir (Holt vd., 2001).



Şekil 2.7. Elektrokoagülasyon ünitesinde meydana gelen reaksiyonlar (Holt vd., 2001).

Etkili bir su arıtma teknolojisi olan EK prosesinde, kirleticilerin giderilmesi için genellikle daha az kimyasal madde ilavesi gerekir veya hiç gerekmez. Geleneksel koagülasyon flokülasyon proseslerine göre EK proste elektriksel alanın olması en küçük yapıdaki koloidal parçacıkların giderilmesine olanak sağlar. Proses sonucu meydana gelen çamur içerisinde bulunan metal oksitler veya hidroksitler çamurun kolay çökmesini ve susuzlaştırılmasına olanak sağlar. Genel olarak, EK işleminden kaynaklanan çamur miktarı kimyasal koagülasyondan daha azdır ve EK'nin etkinliği kimyasal koagülasyondan daha yüksektir (Loukanov vd., 2020). Ayrıca, oluşan floklar EK sırasında hızlı çökme oranını gösterir.

EK prosesini elektrot türü, elektrot arası mesafe, elektrot miktarı, elektrolitin büyüklüğü, prosesin süresi gibi birçok faktör etkilemektedir (Can vd., 2006). Öte yandan EK prosesi, anot elektrotun tüketimi, elektrik giderleri ve yüksek iletkenlik ihtiyacı gibi bazı dezavantajları da içermektedir. Bunun yanı sıra, organik madde giderimi durumunda, bazı

toksik klorlu yan ürünler de oluşabilir. Örneğin, hümkik ve fulvik asit içeren atık sular kanserojen trihalometan (THM) oluşturmaya eğilimli olabilir. EK teknolojisinin temel avantajları ve dezavantajları Çizelge 2.3'de özetlenmiştir.

Çizelge 2.3. Elektrokoagülasyon prosesinin avantajları ve dezavantajları (Reilly vd., 2019)

Avantajlar	Dezavantajlar
✓ Enerji ihtiyacı düşüktür ✓ Zararlı kimyasallara ihtiyaç duyulmaz ✓ Merkezi olmayan uygulamalar için kullanışlıdır ✓ Sekonder kirlenme riski düşüktür ✓ Yatırım ve işletme maliyetleri düşüktür ✓ Birden fazla kirletici için kullanılabilir ✓ Arıtma çamuru miktarı azdır	✓ Anot ve Katot elektrotlar düzenli aralıklar ile değiştirilmelidir ✓ Güç kaynağına ihtiyaç vardır ✓ Kullanılan plakalarda zamanla kayıp yaşanır ✓ Giderim veriminde istenilen değerlere ulaşamayabilir

Geleneksel olarak, EK işleminde doğru akım (DC) güç kaynağı yaygın olarak kullanılmaktadır. DC güç kaynağının kullanımı genellikle elektrot yüzeyinde oksit film oluşumuna (yani elektrot pasivasyonuna) neden olur ve bu da daha yüksek güç tüketimine yol açar. Pasif tabaka ayrıca iki elektrot arasındaki akım akışını azaltır ve buna bağlı olarak EK verimliliğini düşürür (Lin vd., 2017; Yang vd., 2015). Bu sebeple güç kaynağının yönü belirli zaman aralıklarında değiştirilerek elektrot pasivasyonu veya yüzey oksidasyonu azaltılmış olur.

Bazı çalışmalar DC yerine alternatif akım (AC) gücünün kullanılmasının daha yüksek kirletici giderim verimliliği, daha az çamur miktarı ve daha düşük enerji tüketimi elde edilmesine yardımcı olabileceğini iddia etmiştir ve EK prosesi ile nitrat giderimini incelenmiş, DC yerine AC kullanılmasının ortalama işletme maliyetini %40'tan fazla azaldığı sonucuna varmışlardır (Karamati-Niaragh vd., 2019). Bu durumu Al elektrot tüketiminin azalmasıyla ilişkilendirmişlerdir.

Son yıllarda, EK sürecinin elektrik maliyetini düşürmek için fotovoltaik güneş enerjisi ve rüzgar enerjisi de dahil olmak üzere bazı yenilenebilir enerji kaynakları güç kaynağı olarak kullanılmak üzere araştırılmıştır (Nawarkar ve Salkar, 2019; Tones vd., 2020). Yenilenebilir enerji, fosil enerjiye umut verici bir alternatif olarak önerilmiştir. İlgili çalışmalar, yenilenebilir enerji kullanımının elektrik maliyetlerini azaltabileceğini

kanıtlamıştır. Özellikle, elektrik şebekesi kullanımının elverişsiz olduğu gelişmekte olan ülkelerin uzak bölgelerinde, yenilenebilir enerji daha iyi bir seçimdir. Buna göre, yenilenebilir enerji odaklı EK teknolojisi kırsal alanlarda ve hatta izole topluluklarda su arıtımı için iyi bir potansiyel sunmaktadır (Delipınar, 2007).

Yenilenebilir enerji; düşük maliyetli oluşu, yenilenebilir, taşınabilir ve kolay ulaşılabilir olması geleneksel enerji kaynaklarından onu üstün kılar.

Ana dezavantajı ise enerji çıktısının her zaman istikrarsız olmasıdır (Akter vd., 2022).

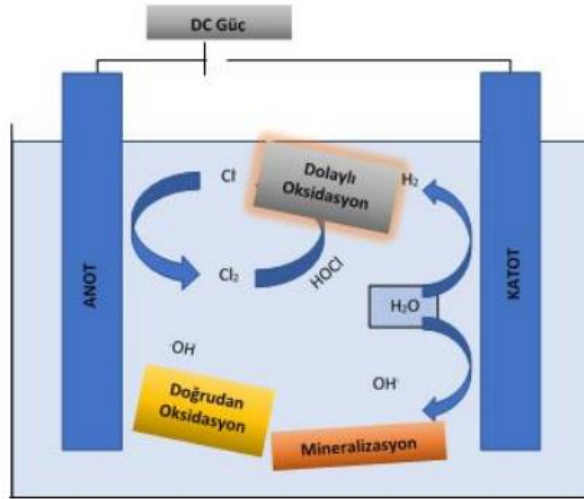
Tüm yenilenebilir enerji kaynakları arasında, güneş enerjisi ve rüzgar enerjisi iki farklı seçenektir. Güneş enerjisi doğada bol miktarda bulunur, serbestçe kullanılabilir, sürdürülebilirdir ve anında elektrik iletimine ve depolanmasına izin verir. Tipik bir güneş fotovoltaik sistemi temel olarak fotovoltaik modül, güç düzenleyici, invertör ve bataryaları içerir. Güç düzenleyici, bir maksimum güç noktası izleyici, bir akü şarj cihazı ve bir deşarj kontrolöründen oluşur (Mook vd., 2014).

Güneş enerjisinin kullanım süreci kısaca şu şekilde açıklanmaktadır (Ganiyu vd., 2020; Mook vd., 2014): İlk olarak, güneş radyasyonu fotovoltaik modülünün yüzeyinde emilir ve daha sonra elektrik enerjisine (DC) dönüştürülür. Daha sonra elektrik enerjisi akülere aktarılmadan önce maksimum güç noktası izleyicisine iletilir. Kontrolörün işlevi, bataryaların aşırı şarj olmasını veya aşırı deşarj olmasını önlemektir. Depolanan enerji, güneş ışınımı düşük olduğunda veya gece boyunca yedek elektrik olarak kullanılır. Güneş fotovoltaik sisteminin güç üretim verimliliği esas olarak güneş ışığı ışınım yoğunluğuna bağlıdır. Ayrıca, güneş yükseklik açısı, coğrafi enlem, atmosferik şeffaflık ve güneş ışığı saatleri gibi diğer faktörlerden de etkilenir. Bu nedenle, nispeten yüksek kullanım ve dönüşüm sağlamak için bu faktörler etkin bir şekilde düzenlenmelidir (Şenpınar, 2006).

2.2.4.2. Elektrooksidasyon (EO) Prosesi

Atıksuların arıtılmasında sıklıkla kullanılan elektrokimyasal proseslerden birisidir. RuO_2 , Pt, BKE gibi anot elektrotların tercih edildiği EO prosesi; organik maddelerin CO_2 ve H_2O 'ya kadar tamamen bozunması, karmaşık yapıdaki organik kirleticilerin düşük molekül ağırlıklı bileşiklere dönüştürülmesi ve toksik yapıdaki organik maddelerin biyolojik olarak parçalanabilir yapıdaki bileşiklere dönüştürülmesi amacıyla kullanılmaktadır. EO prosesinde elektrot türü atıksuyun türüne ve istenilen giderim verimine bağlı olarak seçilir. Oksidasyon sırasında elektrolit çözelti içerisinde bulunan birçok kirleticinin morfolojisi ve stabilizasyonu bozularak çok daha iyi giderim verimi

elde edilir. EO prosesinin şematik gösterimi Şekil 2.8’de gösterilmektedir (Solak, 2023b).



Şekil 2.8. EO prosesinin şematik gösterimi (Solak, 2023b)

EO kirlenici giderimini esas olarak doğrudan oksidasyon (elektronların oksitleyici anot yüzeyine doğrudan aktarımı) ve dolaylı oksidasyon (elektroaktif maddeler üreterek) şeklinde iki temel mekanizma etkilidir (Guo vd., 2022).

Doğrudan oksidasyon prosesinde kullanılan elektrot türü tercihen çözünmez olup kirlenicilerin anodik bölgede oksidasyona uğradığı mekanizmadır. Organik maddenin doğrudan oksidasyon yoluyla bozunması temel olarak ikiye ayrılır (Solak, 2023b).

- Çözelti içerisindeki kirleniciler difüze olarak anot yüzeyinde adsorbe edilirler,
- Organik maddeler direkt olarak elektron transferi gerçekleşerek anot yüzeyinde okside olurlar.



Burada R bir organik bileşik, M ise anot yüzeyindeki aktif bölgedir.

Doğrudan oksidasyonda süreç yavaş ilerlerken, kirlenicilerin oksidasyon oranı genellikle düşük seyretmektedir. Doğrudan oksidasyon sürecindeki elektron transfer hızı, bazı anotların (metal anotlar ve metal oksit anotlar gibi) katalitik aktivitenin etkisi ile daha yüksek elektriksel alan oluşturularak artırılabilir. Ayrıca, elektrotun elektrokatalitik aktivitesi, anot malzemenin adsorpsiyon performansına bağlı olarak reaksiyon sırasında elektrotun pasifleşmesiyle azaldığından dolayı kirlenicilerin kütle transfer hızı etkilenir (Panizza ve Cerisola, 2006). İnert elektronların yüzey adsorpsiyon performansı düşük olduğundan pasivasyon katmanının oluşması kolay değildir (He vd., 2019; Panizza ve

Martinez-Huitle, 2013). Kirletici konsantrasyonunun çok yüksek olması durumunda doğrudan oksidasyon yoluyla elektrot pasifize olurken ortamda doğal olarak oluşan dolaylı oksidasyon ile daha fazla giderim elde edilebilir.

Dolaylı oksidasyon prosesi ise iki şekilde gerçekleşmektedir.

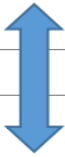
Hidroksil radikali aracılığı ile anot yüzeyin dolaylı oksidasyonu: Elektrot yüzeyinde su oksitlenerek hidroksil radikallerini meydana getirir. Oluşan bu hidroksil radikalleri anot yüzeyinde adsorbe edilir ve organik madde Eşitlik 2.21 ve 2.22’de gösterilen reaksiyonlar ile dolaylı olarak oksitlenir (Panizza ve Cerisola, 2009). Reaksiyon sonucunda kirleticiler anot yüzeyinde dolaylı oksidasyona uğrayarak giderilir.



Oksijeni serbest bırakmak için kullanılan akımın etkinliği azalabilir. Oksijen salınım süreci Eşitlik 2.23’te gösterilmektedir (Guo vd., 2022). Bu olay meydana geldiği esnada kirleticiler anot yüzeyinde dolaylı oksidasyon ile yok edilir. Akımın etkinliği oksijeni serbest bırakmak için kullanıldığından azalabilir.

Sonuç olarak, elektrot malzemesinin yapısı dolaylı oksidasyon mekanizmasını etkileyecek önemli faktörlerin başında gelmektedir. Aktif ve aktif olmayan elektrot türlerinin oksidasyon potansiyelleri Çizelge 2.4’te verilmiştir. Kirletici giderim veriminin yüksek olması için Çizelge 2.4’te verilen oksidasyon potansiyeli dikkate alınarak elektrot seçimi yapılmalıdır.

Çizelge 2.4. Elektrokimyasal mineralizasyon prosesinde asidik koşullarda farklı anot materyallerinin oksidasyon gücü (Guo vd., 2022; He vd., 2019; Kapalka vd., 2008)

Anot Türü	Elektrot materyali	Oksidasyon potansiyeli (V)	Aşırı potansiyel (V)	Metal hidroksitlerin Adsorpsiyon Entalpi	Oksidasyon gücü
Aktif elektrotlar	RuO ₂ -TiO ₂ (DSA-Cl ₂)	1.4-1.7	0.18		
	IrO ₂ -TaO ₅ (DSA-O ₂)	1.5-1.8	0.25		
	Ti/Pt	1.7-1.9	0.30		
	Karbon ve grafit	1.7	-		
Aktif olmayan elektrotlar	Ti/PbO ₂	1.8-2.0	0.50		
	Ti/SnO ₂ -Sb ₂ O ₅	1.9-2.2	0.70		
	BDD	2.2-2.6	1.3	Fiziksel sorpsiyon	Yüksek

1. Aktif Klorun Aracılık Ettiği Anot Yüzeyinin Dolaylı Oksidasyonu: Dolaylı oksidasyonda kirlenici giderimi için hidroksil radikallerin yanı sıra aktif klor kullanılmaktadır. Çözelti içerisinde bulunan klorür iyonları elektrokimyasal olarak oksidan üreterek çözeltideki organik maddelerin giderimi sağlanır. En yaygın oksidanlar hipoklorit (OCl⁻), hipokloröz asit (HClO) ve benzerleri gibi klorürlerin oksidasyonu ile oluşan reaktif klor türleridir (Guo vd., 2022).

EO sisteminin verimliliği anot türü, akım yoğunluğu, elektrotlar arası mesafe gibi çeşitli işletim parametrelerine bağlıdır (Guo vd., 2022).

EO performansını ve organik maddenin bozunmasını büyük ölçüde kullanılan anot elektrotun türü belirlemektedir. Kullanılan anot malzemenin elektrokatalitik aktivitesi ne kadar yüksek olursa elektron transfer hızı da o ölçüde büyük olur. EO prosesinde kullanılan anot malzeme iki türe ayrılır:

- Grafit, karbon plaka, Pt, RuO₂, vb. aktif elektrotların bulunduğu oksijen salınımı düşük aşırı potansiyele sahip anotlar.
- BDD, PbO₂, SnO₂ gibi aktif olmayan elektrotların kullanıldığı oksijen salınımının yüksek olduğu aşırı potansiyele sahip anotlar (Mandal vd., 2017).

Akım yoğunluğu EO prosesinde işletme maliyetleri ve giderim verimliliği açısından

önemli parametrelerden biridir. Akım yoğunluğu arttıkça, oksidasyon kapasitesi ve kirletici giderme etkisi de artar. Ancak, çok yüksek akım yoğunluğunun uygulanması enerji tüketiminin artmasına ve dolayısıyla işletme maliyetinin yükselmesine neden olacaktır (Guo vd., 2022).

2.2.4.3. Elektro-dezenfeksiyon (EDN)Prosesi

Patojen mikroorganizmaların su ve atık sulardan dezenfeksiyonu geçmişten günümüze konvensiyonel elektrokimyasal prosesler ile yapılmaktadır. Son yıllarda yapılan çalışmalarda EK ve/veya EO prosesleri elektro-dezenfeksiyon prosesi adı ile ifade edilmektedir. EK işlemi sırasında, metal hidroksit flokları organik malzemeleri ve mikroorganizmaları adsorbe eder ve bunları çamur olarak ayırır. Bununla birlikte, mikroorganizmalar aktif olabilir (Anfruns-Estrada vd., 2017). Özellikle, elektrooksidasyon işlemi tarafından üretilen oksidanlar bu mikroorganizmaları inaktive eder. EK çalışma süresi boyunca metal hidroksit flok miktarı arttıkça, *E. coli*'nin giderilmesi artmaktadır (Özyonar ve Korkmaz, 2022).

(Cotillas vd., 2013) yaptığı çalışmalarda, bor kaplı elmas/alüminyum/paslanmaz çelik elektrotların kullanıldığı reaktörde EO ve EK prosesleri aynı anda uygulanmıştır ve 6,65 A/m² akım yoğunluğunda % 100 bulanıklık ve *E. coli* giderim verimi elde edilmiştir. Karışık metal oksit elektrotların kullanıldığı EO prosesi ile 45 dk. uygulanan elektroliz süresi sonunda *E. coli* giderim verimi %99,99 olarak bulunmuştur (Singla vd., 2020). Benzer şekilde başka bir çalışmada ise Al elektrot kullanarak optimum şartlar altında (akım yoğunluğu: 1,5 A/cm², elektroliz süresi: 20 dk. ve Elektrotlar arası mesafe: 0,5 cm) uyguladıkları EK prosesinde *E. coli* giderim verimini % 96 olarak bulmuşlardır (Hashim vd., 2020). Yine Al elektrot kullanılarak EK optimizasyonu sağlanmış proseste farklı süreler boyunca ultrasonik dalga uygulaması yapılmıştır ve *E. coli* giderim verimi % 100 olarak bulunmuştur (Hashim vd., 2020). Yapılan çalışmalar patojen mikroorganizmalar üzerinde elektro-dezenfeksiyon prosesinin etkili olduğunu göstermektedir.

EDN proseslerinde kullanılan elektrotların korozyona uğrayabilmektedirler. Bunun ana nedenleri, uygun olmayan yüzeylerin oluşumu ve elektrot yüzeyinin genişliğini, elektrokimyasal reaksiyonlar sırasında oksijen kabarcıklarının oluşumu ve elektrot yüzeyi üzerinde uygulanan yüksek basınç sayılabilir. Bu doğal olay dış kaplamaya (PbO₂-SnO₂-SbO₂) saldırıyı kolaylaştırır. Aktif anot malzemeler, klor döngüsünü sağlayan aktif olmayan anot malzemelere kıyasla çok daha fazla elektrokatalitik etki gösterirler. Pt,

RuO₂, TiO₂ ve IrO₂ klorürün aktif klor türlerine oksitlendiği aktif anotlara örnek verilebilir. Aktif olmayan anodik materyaller, Cl₂ ve HClO/ClO'nun (Eşitlik (2.24)-(2.27)) istenmeyen oksitleyici olmayan klor türlerine daha fazla oksidasyona neden olur (Cotillas vd., 2020). Klorürlü atıksularda EDN prosesi uygulamalarında hipoklorit ana oksidandır (Cotillas vd., 2013).

Anot:



Katot:



Çözelti İçerisinde:



Çözelti İçerisinde:



Eğer atıksu içerisinde amonyum gibi başka türlerde bulunuyorsa hipoklorit ile reaksiyona girerek kloraminleri oluştururlar (Eşitlik (2.28)-(2.30)) (Cotillas vd., 2013).



2.2.4.4. Hibrit Sistemler

Hibrit elektrokimyasal sistemler ardışık uygulanan prosesler ya da tek reaktör içerisinde çözünen ve çözünmeyen elektrotların kullanıldığı yenilikçi yaklaşımlardır. Burada ardışık sistemler olarak EK/EO prosesleri ile EK/EF gibi proseslerinin art arda kullanılması örnek verilebilir. Tek reaktör kullanılarak uygulanan hibrit sistemlerde ise Anot/Katot/Anot sıralaması ile Al/PÇ/TiPbO₂ örnek verilebilir (Özyonar & Solmaz, 2021).

EK'nın su ve atıksu arıtımında uygulanması ve avantajları üzerinde birçok araştırma yapılmıştır (Sahu vd., 2014). Bu proses koloidal ve asılı partiküllerin çok kısa sürede giderilmesinde etkilidir; ancak kalıcı organik kirleticilerin giderilmesinde etkisi daha azdır. Bunun tam tersine, EO prosesi ise tek başına kalıcı organik bileşiklerin bile giderilmesinde etkilidir, ancak uzun bir çalışma süresi gerektirir, bu da koloidal ve askıda malzemeler mevcut olduğunda uygulanması pratik olarak zordur. Bu nedenle, hibrit yöntem askıda katı maddeleri ve kararlı organik kirleticileri pratik bir sürede giderebilir.

İki arıtma arasındaki bu tamamlayıcılık, konteyner yıkama (Yılmaz Nayır ve Kara, 2018), meşrubat endüstrisi, tekstil endüstrisi, petrol rafinerisi, çöp sızıntı suyu (Ghanbari vd., 2020) ve kanola-petrol rafinerisi (Sharma ve Simsek, 2020) atık sularında kombine EK ve EO proseslerinin kullanılmasını cazip hale getirmiştir.

(Özyonar & Korkmaz, 2022) yaptıkları çalışmada, demir/karbon tel elektrotların kullanıldığı reaktörde EO ve EK proseslerinin bir arada uygulandığı ve 100 A/m² akım yoğunluğunda *E. coli*'nin ilk 15 dakikalık çalışma süresi sonunda giderim verimi %90,6 ve 20 dakikalık çalışma süresi sonunda ise % 97,5 olarak elde edilmiştir. Başka bir çalışmada Fe elektrot kullanılarak gerçekleştirilen EK prosesi ile sanayi atıksuları arıtılmış ve 2 saatlik arıtım neticesinde renk %86, bulanıklık %83, KOİ %53, BOİ %46, toplam koliform >%99 oranında giderim sağlanmasına karşın, aynı atıksu için BKE/Fe elektrot kullanıldığı hibrit EK ve EO prosesi sonrasında renk %100, bulanıklık %100, KOİ >99, BOİ >99, toplam koliform >99 olarak giderim sağlanmıştır (Linares-Hernández vd., 2010). Elektroliz sırasında aktif oksidan artışı *E. coli* giderim verimliliğini arttırmaktadır.

Bu araştırmalar neticesinde elektrokimyasal proseslerin tek tek uygulanmasından ziyade hibrit uygulamalarının kirletici unsurlar üzerinde daha etkin giderim verimi elde edildiği görülmektedir.

3. MATERYAL VE METOT

3.1. *E. coli* SÜSPANSİYONUNUN HAZIRLANMASI

Bu çalışmada mikroorganizma suşu olarak patojenik olmayan *E. coli* kullanılmıştır. *E. coli* (ATCC 25922) ATCC standart suşu Düzce Atatürk Devlet Hastanesi Mikrobiyoloji Laboratuvarından sağlanmıştır. Saf *E. coli* suşu Müller Hinton Agar besiyeri yerine ekilerek 24 saat 37°C’de inkübatörde bekletilmiştir. Elde edilen biyokütle, steril elektrolitik çözeltilerde uygun bakteri yoğunluğunda hücresel süspansiyonlar oluşturmak için kullanılmıştır.

3.2. ANALİTİK YÖNTEM

Deneyisel çalışmalarda giriş ve çıkış suyu örneklerinde pH ve iletkenlik ölçümü elektrometrik SM 4500-H⁺ metoda göre Hanna HI 2211 model pH metre cihazı ve Hach model iletkenlik ölçme cihazı kullanılmıştır (APHA., 2005). Elektrokimyasal iletkenliği sağlamak için 3N NaCl (Merck) ve suyu nötralize etmek için 0,1 N HCl ve 0,1 N NaOH çözeltileri kullanılmıştır. Akım ve voltaj kontrolü için Gwinstek GPS 3303 DC Power Supply (0-30V, 0-3A) model güç kaynağı kullanılmıştır. Karıştırma işlemi için SCIllogex MSH 280-Pro model karıştırıcı kullanılmıştır. Bakteriyel çözeltideki *E. coli* konsantrasyonu Hach DR 6000 marka spektrofotometre cihazında 600 nm dalga boyunda (OD 600) ayarlanarak analiz edilmiştir. Bakteri ekimlerinde kullanılmak üzere Merck 1.10426.0500 marka Chromocult Coliformen-Agar besiyeri kullanılmıştır. İnkübatör olarak Memmert marka etüv kullanılmıştır.

3.3. *E. coli*’NİN OPTİK DENSİTESİNİN BELİRLENMESİ

Bakteriyel çözeltideki *E. coli* konsantrasyonu Hach DR 6000 marka spektrofotometrede 600 nm dalga boyunda (OD 600) ayarlanarak analiz edilmiştir. 600 nm, bakteriyel bir çözeltinin opaklığının ölçülebildiği dalga boyudur ve bakteriyel büyümeyi izlemek için sıklıkla kullanılır. Süspansiyondaki bakteriyel yoğunluk hücre sayısı ile orantılıdır. Bu ölçüm, *E. coli* hücrelerinin azalmasını yansıtan ortam opaklığının bozulmasının tahmin edilmesini sağlamaktadır.

3.4. ELEKTRO-DEZENFEKSİYON PROSESİ UYGULAMASI

Elektro-dezenfeksiyon prosesi kullanılarak atıksudan *E. coli* gideriminde pleksiglastan yapılmış 0,5 L hacminde su soğutmalı bir reaktör kullanılmıştır. Reaktörün iç boyutları 8x8x11 cm'dir. Her bir deney için 0,45 L sentetik su numunesi kullanılmıştır. Elektro-dezenfeksiyon işleminde yaklaşık 80 cm² aktif yüzey alanına sahip birinci deney grubu için Anot/Alüminyum (Al)/(+), Katot/Paslanmaz Çelik (PÇ)/(-), Anot/Paslanmaz Çelik (PÇ)/(+) ; ikinci deney grubu için Anot/Alüminyum (Al)/(+), Katot/Paslanmaz Çelik (PÇ)/(-), Anot/ Titanyum Kurşun Oksit (TiPbO₂)/(+) ; üçüncü deney grubu için Anot/Alüminyum (Al)/(+), Katot/Paslanmaz Çelik (PÇ)/(-), Anot/ Titanyum İridyum Oksit (TiIrO₂)/(+)elektrotlar kullanılmıştır. (Çizelge 3.1.). Elektrot boyutları 10cmx4cm; su içinde reaksiyona giren boyutları ise 5cmx4cm'dir.

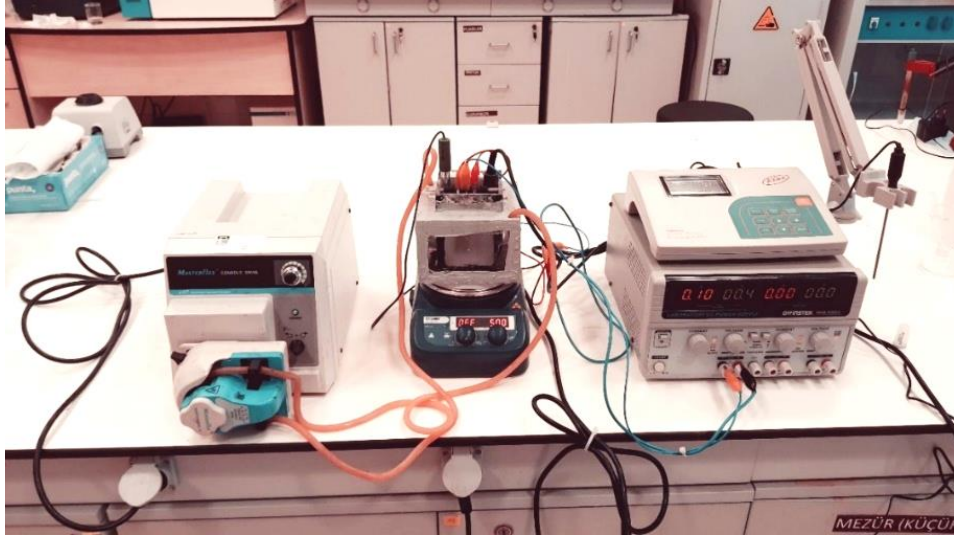
Çizelge 3.1. Hibrit elektrot bağlantı şekilleri

Deney Grubu	Anot	Katot	Anot
1.	Al(+)	PÇ(-)	PÇ(+)
2.	Al(+)	PÇ(-)	TiPbO ₂ (+)
3.	Al(+)	PÇ(-)	TiIrO ₂ (+)

3.5. DENEYSEL ÇALIŞMALAR

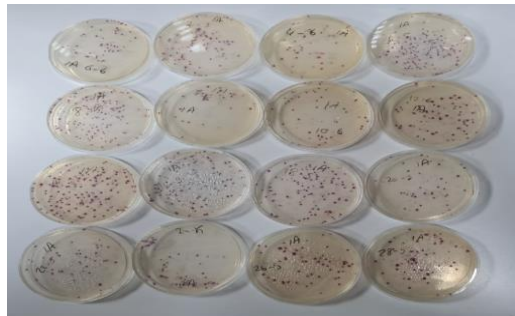
Her üç deney grubunda da reaktöre, 600 nm dalga boyunda bakteri konsantrasyonu belirlenen 400 ml sentetik atıksu ve yüzeyleri HCl ile yıkanan elektrotlar reaktöre yerleştirilerek reaksiyon başlatılmıştır. Reaksiyon sırasında numune manyetik bir karıştırıcı ile 300 rpm'de karıştırılmıştır. Bu sayede anyon ve katyonların teması arttırılmıştır ve çökeltinin oluşması engellenerek giderim verimi arttırılmıştır. Reaksiyon sırasında sıcaklık belirli aralıklar ile ölçülmüş, dışarıdan su soğutma sistemi kullanılarak atıksuyun oda sıcaklığında tutulması sağlanmıştır. Prosesten deney süresi boyunca belirli zaman aralıklarında numune alınarak parametre analizleri gerçekleştirilmiştir. Deneysel düzeneği Şekil 3.1'de görülmektedir.

İlk aşamada, sabit *E. coli* konsantrasyonu ve akım yoğunluğunda *E. coli* 'nin inaktivasyonunun zamanla değişimi gözlemlenmiştir. Akımın, sabit *E. coli* konsantrasyonu üzerindeki etkisi belirlenmiştir.



Şekil 3.1. Elektro-dezenfeksiyonu deney düzeneği

Bakteriyel çözeltideki *E. coli* konsantrasyonu Hach DR6000 marka spektrofotometre cihazında optik yoğunluk (OD 600) 600 nm dalga boyunda ayarlanarak analiz edilmiştir. Steril olarak belirli periyotlarla alınan numuneler Chromocult Coliformen-Agar besiyerine ekim yapılarak 37°C’de inkübatörde 24 saat bekletilerek sayım yapılmıştır (Şekil 3.2). Canlı *E. coli* kolonilerinin sonuçları, N/N_0 ($\log(N/N_0)$) 'nin ondalık logaritması ile ifade edilmiştir. Burada N_0 sayılan kolonilerin başlangıç sayısı ve N , alınan numunelerde sayılan kolonilerin sayısıdır. Koloni sayısı, CFU/ml birimi olarak ifade edilmiştir.



Şekil 3.2. Chromocult Coliformen-Agar besiyerine ekimi yapılmış numuneler

3.6. İNAKTİVASYON MODELLERİNİN BELİRLENMESİ

Deneysel verilere karşılık gelen inaktivasyon eğrileri, Geeraerd (Geeraerd ve Van Impe Inactivation Fitting Tool) tarafından geliştirilen Microsoft Excel eklenti aracı GInaFiT kullanılarak gerçekleştirilmiştir. GInaFiT ile dezenfeksiyon yöntemleri ile zarar gören

bakteri hücrelerinin (log CFU/ml) zaman içindeki değişimi çeşitli mikrobiyal inaktivasyon modelleri ile belirlenmektedir. Kullanılan modeller: Log-Linear, Log-Linear + Shoulder, Log-Linear + Tail, Log-Linear + Shoulder + Tail, Weibull, Weibull + Tail, DoubleWeibull, Biphasic Model ve Biphasic + Shoulder'dır. Ayrıca GInaFit programında yer alan inaktivasyon katsayısı gibi model parametreleri bakteri hücrelerinin strese karşı direnci, kalıntı hücre konsantrasyonu ve saflaştırma verimliliği gibi çeşitli konularda bilgi sağlamaktadır. İnaktivasyon modellerinin denklemleri ve katsayıları Çizelge 3.2'de verilmiştir.

Çizelge 3.2. İnaktivasyon modellerinin denklemleri ve katsayıları

Model	Denklemler	Katsayılar	Referanslar
Log-Linear	$N = N_0 \cdot \exp(-k_{max} \cdot t)$	k_{max}	Bigelow ve Esty 1920
Log-Linear Shoulder	$N = N_0 \cdot \exp(-k \cdot t) \cdot (\exp(k \cdot SI) / (1 + (\exp(k \cdot SI) - 1) \cdot \exp(-k \cdot t)))$	k, SI	Geeraerd vd., 2000
Log-Linear Tail	$N = (N_0 - N_{res}) \cdot \exp(-k \cdot t) + N_{res}$	k, N_{res}	Geeraerd vd., 2000
Log-Linear Shoulder+Tail	$N = (N_0 - N_{res}) \cdot \exp(-k \cdot t) \cdot ((\exp(k \cdot SI)) / (1 + (\exp(k \cdot SI) - 1) \cdot \exp(-k \cdot t))) + N_{res}$	k, N_{res}, SI	Geeraerd vd., 2000
Weibull	$N/N_0 = 10^{-(\frac{t}{a})^n}$	a, n	Mafart vd., 2002.
Weibull Fixed p	$N/N_0 = 10^{-(\frac{t}{a})^p}$	p	Mafart vd., 2002.
Weibull+Tail	$N = (N_0 - N_{res}) \cdot 10^{-(\frac{t}{a})^n} + N_{res}$	a, n, N_{res}	Albert ve Mafart 2005.
Double Weibull	$N(t) = \left(\frac{N_0}{(1 + 10^\alpha)} \right) \cdot \left(10^{-(\frac{t}{a_1})^{n_1 + \alpha}} + 10^{-(\frac{t}{a_2})^{n_2}} \right)$	$a_1, a_2, n_1, n_2, \alpha$	Coroller vd., 2006.
Biphasic	$N = N_0 \cdot (f \cdot \exp(-k_1 \cdot t) + (1 - f) \cdot \exp(-k_2 \cdot t))$	f, k_1, k_2	Cerf vd., 1977.
Biphasic + Shoulder	$\log_{10}(N) = \log_{10}(N_0) + \frac{\log_{10}(f \cdot \exp(-k_1 \cdot t) \cdot \exp(k_1 \cdot SI))}{1 + (\exp(k_1 \cdot SI) - 1) \cdot \exp(-k_1 \cdot t)} \cdot \left(1 - f \cdot \exp(-k_2 \cdot t) \cdot \frac{\exp(k_2 \cdot SI)}{1 + (\exp(k_1 \cdot SI) - 1) \cdot \exp(-k_1 \cdot t)} \right) \cdot \exp(-k_1 \cdot t)^{(k_2/k_1)}$	f, k_2, k_1, SI	Geeraerd vd., 2006.

N: herhangi bir zamandaki mikrobiyal popülasyon; N_0 : başlangıçtaki mikrobiyal popülasyon; k: spesifik inaktivasyon katsayısı; N_{res} : artık popülasyon yoğunluğu; SI: omuz uzunluğu; a: ölçek parametresi; n: şekil parametresi; k_1 ve k_2 : iki alt popülasyonun

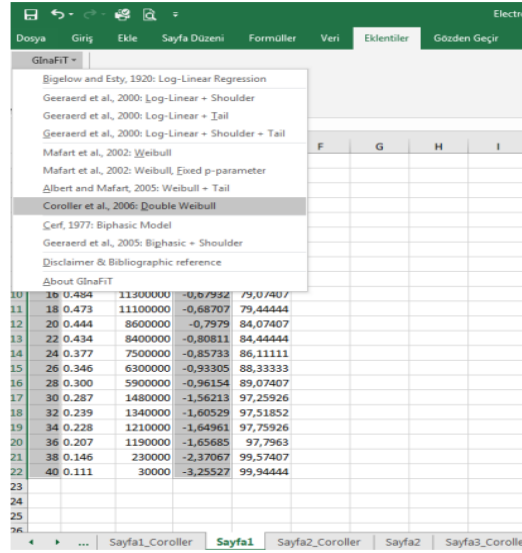
spesifik inaktivasyon oranları; f: daha az dirençli alt popülasyondaki başlangıç popülasyonunun oranı.

Elektro dezenfeksiyon sürecinin inaktivasyon modelini belirlemek için GInaFit kullanılmıştır. Bu program log N/N_0 'a karşı zaman seçilerek uygulanabilir. Daha sonra GInafit eklentisi seçilir (Şekil 3.3) ve eklenti yardımıyla istenen model oluşturulur (Şekil 3.4).

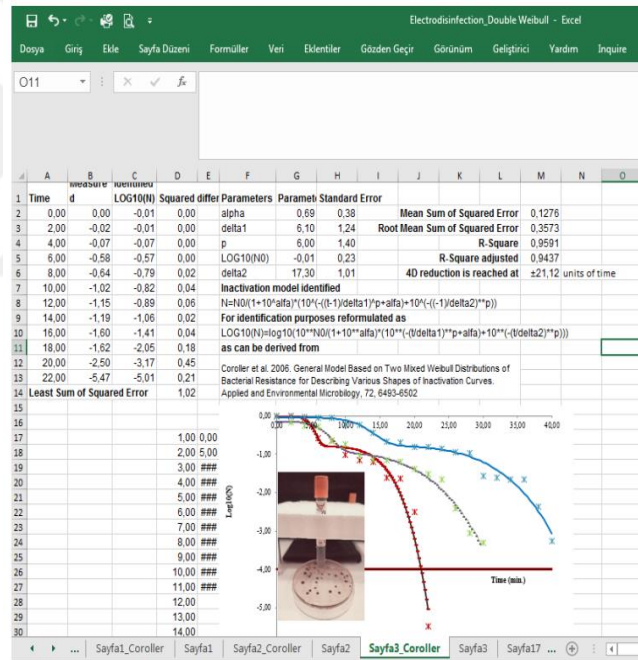
	A	B	C	D	E	F	G	H	I
1	time	abs(600n	E.coli sayı	Log N/No	Verim %				
2	0	0.512	54000000	0	0				
3	2	0.510	52000000	-0,01639	3,703704				
4	4	0.504	50000000	-0,03342	7,407407				
5	6	0.503	48000000	-0,05115	11,11111				
6	8	0.501	47000000	-0,0603	12,96296				
7	10	0.496	32500000	-0,22051	39,81481				
8	12	0.492	32300000	-0,22319	40,18519				
9	14	0.489	19800000	-0,43573	63,33333				
10	16	0.484	11300000	-0,67932	79,07407				
11	18	0.473	11100000	-0,68707	79,44444				
12	20	0.444	8600000	-0,7979	84,07407				
13	22	0.434	8400000	-0,80811	84,44444				
14	24	0.377	7500000	-0,85733	86,11111				
15	26	0.346	6300000	-0,93305	88,33333				
16	28	0.300	5900000	-0,96154	89,07407				
17	30	0.287	1480000	-1,56213	97,25926				
18	32	0.239	1340000	-1,60529	97,51852				
19	34	0.228	1210000	-1,64961	97,75926				
20	36	0.207	1190000	-1,65685	97,7963				
21	38	0.146	230000	-2,37067	99,57407				
22	40	0.111	30000	-3,25527	99,94444				

Şekil 3.3. Zamana karşı log N/N_0 'ın seçilmesi

Bu eklenti ile determinasyon kat sayısı (R^2), düzeltilmiş R^2 , hata kareler toplamı (SSE), ortalama hata kareler toplamı (MSE), kök ortalama kare hatası (RMSE) gibi istatistiksel parametreler, deneysel ve tahmini değerler ve 2D grafikler elde edilebilmektedir (Şekil 3.5). Modellerin ve parametrelerin anlamlılığı bu istatistiksel parametreler ile değerlendirilmektedir.



Şekil 3.4. Modelin seçilmesi



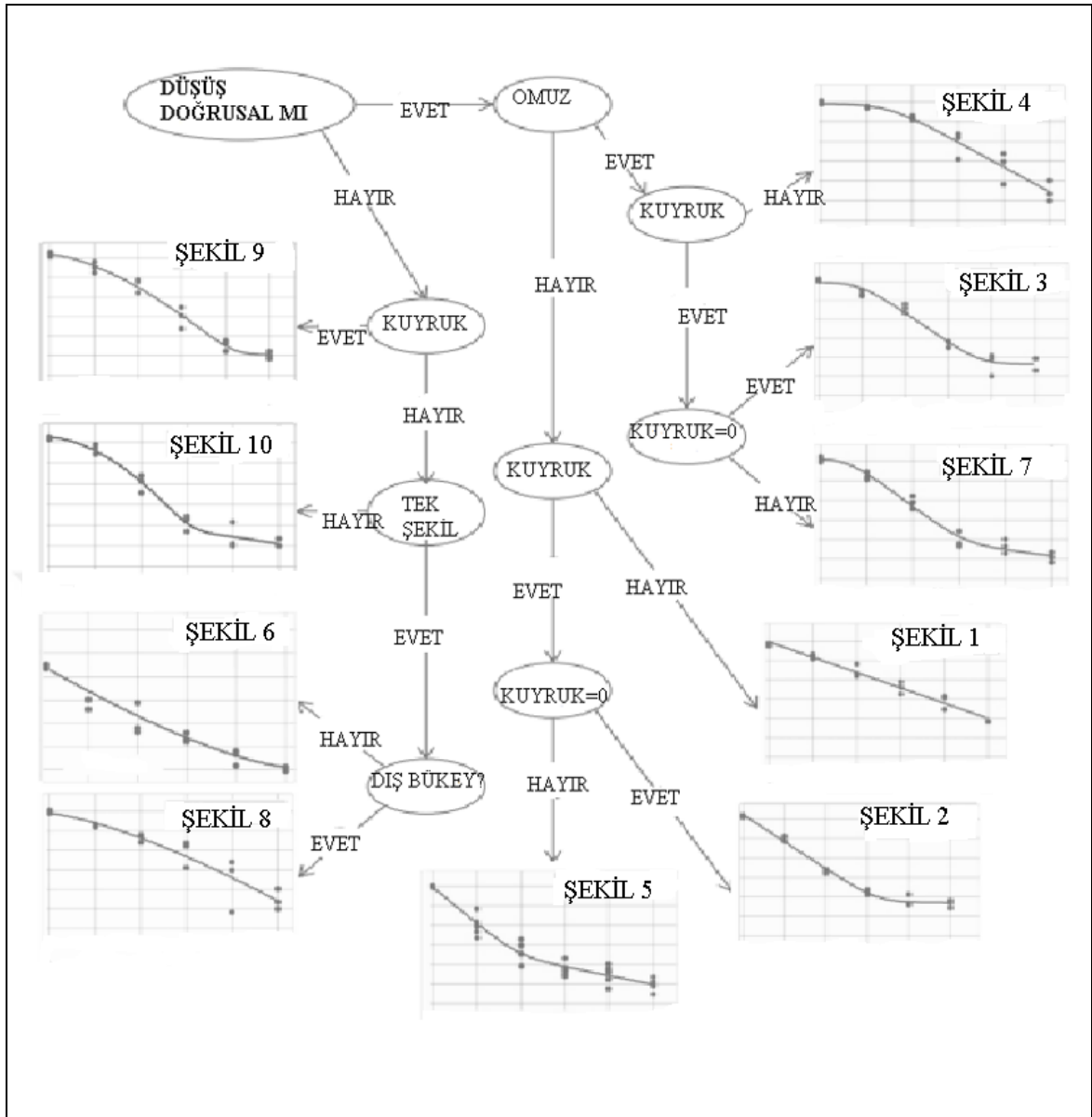
Şekil 3.5. GlnaFit'in model sonuçlarının değerlendirilmesi

GlnFit modeli, zarar görmüş hücrelerin logaritmik konsantrasyonunu ($\log_{10}N$ CFU/ ml cinsinden ifade edilir) arıtma süresiyle (dk. cinsinden ifade edilir) ilişkilendirilen hayatta kalma eğrilerini oluşturulur (Geeraerd vd., 2005). Bakteriyel inaktivasyon eğrileri on olası eğri kategorisi ile bir akış diyagramı (Şekil 3.6) üzerinden belirlenir. Modelleme basamakları:

1. Temel tamamlayıcı özellikler kullanılarak bakteriyel inaktivasyon eğrilerinin şekli belirlenir (Şekil 3.6).

Eğri on şekilden birini alabilir;

- Doğrusal (Şekil I)
- Kuyruklu doğrusal (Şekil II)
- Sigmoidal kuyruklu (Şekil III)
- Bir önceki omuz ile doğrusal (Şekil IV)
- Bifazik (Şekil V)
- İç bükey (Şekil VI)
- Eğimli kuyruklu sigmoidal (Şekil VII)
- Dış bükey (Şekil VIII)
- Kuyruklu iç ya da dış bükey (Şekil IX)
- Çift iç ya da dış bükey (Şekil X)

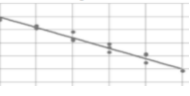
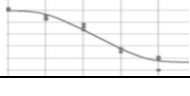
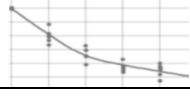


Şekil 3.6. Glnafit Modelleme Diyagramı (Geeraerd vd., 2005).

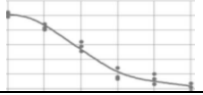
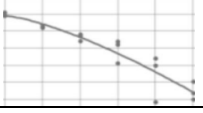
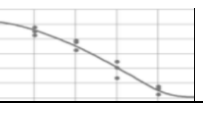
Gösterim için kullanılan inaktivasyon eğrileri, çeşitli *Campylobacter* suşlarının ısıdan zarar görmüş hücrelerinin konsantrasyonunun (logCFU/ml) zaman (dakika) içinde tekrarlanan ölçümlerinin üçlü kopyasıdır.

2. Aday modeller seçilir:

Çizelge 3.3: İnaktivasyon şekline göre aday modeller (Geeraerd vd., 2005).

Şekil	Glnafit Programında uygulanabilir modeller	Glnafit menü ögesi	Modelden çıkarımlar/varsayımlar
Şekil I Doğrusal 	Log-lineer regresyon Geeraerd'in modelleri ve diğerleri, 2000 Weibull+ Tail Biphasic model	#1 #2 #3 #4	✓ Geleneksel birinci dereceden inaktivasyon kinetiği denklemi (Bigelow ve Esty, 1920). ✓ Tüm hücrelerin eşit duyarlılığa sahip olduğu ve inaktivasyonun ölümcül tedavi alma şansına bağlı olduğu varsayılır (Bigelow ve Esty, 1920). Not: Bu modeller, altta yatan yanıtla ilgili olarak klasik Log-lineer regresyonu taklit eden sağkalım eğrilerini üretebilir, ancak verileri modellemek için en uygun seçim olmayabilir (Geeraerd vd., 2000).
Şekil II Bifazik, düz kuyruklama 	Log-lineer + Tail Biphasic model	#2 #4	✓ Eklenen kuyruk parametresi ile geleneksel birinci dereceden inaktivasyon kinetiği denklemi (Geeraerd vd., 2000). ✓ Başlangıçta strese karşı daha hassas olan bir büyük alt popülasyon (ilk düşüş) ve strese karşı daha dirençli olan küçük bir alt popülasyon (kuyruk) olduğunu varsayar (Cerf, 1977).
Şekil III Sigmoidal, düz kuyruk 	Log-lineer+Shoulder+Tail	#2	✓ Kuyruk ve omuz için eklenen parametrelerle geleneksel birinci dereceden inaktivasyon kinetiği denklemi (Geeraerd vd., 2000; Marquenie, 2003).
Şekil IV Doğrusal, omuz 	Log-lineer+ Shoulder	#2	✓ Eklenen omuz parametresi ile geleneksel birinci dereceden inaktivasyon kinetiği denklemi (Geeraerd vd., 2000, 2005).
Şekil V Bifazik, eğimli kuyruklanma 	Biphasic model	#4	✓ Başlangıçta strese karşı daha hassas olan bir büyük alt popülasyon (başlangıçtaki dik sabit düşüş) ve strese karşı daha dirençli olan küçük bir alt popülasyon (nihai, daha yumuşak sabit düşüş) olduğunu varsayar (Cerf, 1977).

Çizelge 3.3 (devamı). İnaktivasyon şekline göre aday modeller (Geeraerd vd., 2005).

Şekil	Glnafit Programında uygulanabilir modeller	Glnafit menü ögesi	Modelden çıkarımlar/varsayımlar
Şekil VI İçbükey 	Weibull	#3	✓ Şekil parametresi ($p < 1$) içbükey şekli tanımlar ✓ Otonom olmayan model, yani D zamana göre değişir.
Şekil VII Sigmoidal eğimli kuyruk 	Biphasic+ Shoulder	#4	✓ En karmaşık şekil ✓ Bifazik model ile omuz parametresini birleştirir (Geeraerd vd., 2005).
Şekil VIII Dışbükey 	Weibull	#3	✓ Şekil parametresi ($p < 1$) dışbükey şekli tanımlar ✓ Otonom olmayan model: D zamana göre değişir
Şekil IX Dışbükey veya içbükey, kuyruk 	Weibull + Tail	#3	✓ Şekil parametresi dışbükey/içbükey şekli tanımlar (Albert ve Mafart, 2005). ✓ Otonom olmayan model, yani D zamana göre değişir.
Şekil X Çift dışbükey 	Double Weibull	#3	✓ Başlangıçta strese karşı daha hassas olan bir ana alt popülasyon (Birinci dalga) ve strese karşı daha dirençli olan küçük bir alt popülasyon (İkinci dalga) olduğunu varsayar (Coroller vd., 2006).

3. Modeller üzerinde değerlendirme yapılır.

Yazılım ilgili modeller üzerinde değişik kullanımları test eder. Örneğin; kuyruğu olmayan verilere kuyruklu bir model uygulandığında veya parametre sayısı veri noktası sayısına kıyasla çok yüksek olduğundaki durumları test eder ve model çıktıları aşağıdaki göstergeleri içerir:

- **Uyumluluk:** RMSE, tahmin edilen ile gözlemlenen değerler arasındaki fark yoluyla doğrusal ve doğrusal olmayan modeller için uyumluluğu ölçer. En iyi uyum sağlayan model bu değerın sıfıra yakın olduğu değerdir.
- **Hassaslık:** Standart sapma (SD) hesaplanır. $RMSE \gg SD$ model eğimi yakalayamıyor, çok esnek (uyumsuz, çok fazla paraziter). $RMSE \ll SD$ model eğimi yakalayamıyor, yeterince esnek değil (yetersiz uyum, sinyali takip etmiyor)
- **Varyasyonun açıklanması:** Düzeltilmiş R-kare katsayısı, ilgisi olmayan parametreler için cezalandırma (aşırı uyum) ile model tarafında açıklanan inaktivasyon eğrisindeki varyasyonun oranıdır. Bu değer 1'e yakın olduğunda en iyi uyum yakalanmış olur.

4. Yorumlama ve çıkarımlar yapılır. Sayısal modellerin çıktıların yanı sıra çıkarımlarda kullanılabilir:

Eğrinin şekli ve ilişkili model tipi bakteri suşlar içinde ve arasında değişebilir, stres yoğunluğundan (sıklıkla içbükey, dış bükey veya sigmoidal olabilir), hücrelerin fizyolojik durumundan, büyüme fazından (üstel veya durağan faz), stres öncesi koşullardan vb. etkilenebilir. Çizelge 1'e ek olarak şu unsurlarda dikkate alınmalıdır: Omuz etkisi, strese karşı başlangıçta direnç olduğunu göstermektedir (Albert & Mafart, 2005). Kuyruk etkisi, örneğin karışık popülasyonlar, kümelenme, süspansiyon ortamının koruyucu etkisi nedeniyle değişen direnç seviyelerine işaret edebilir.

5. Parametre tahminleri ile yıkıcı mekanizmalar hakkında bilgi sağlanabilir. Literatür çalışmaları ile strese karşı direnç, artık hücre konsantrasyonu, arıtım etkinliği vb. model parametreleri için çeşitli açıklamalar ve teorik bilgiler verilerek model desteklenir. Yorumlama unsurları GlnaFİT'teki model parametreleri için Çizelge 3.4'te özetlenmiştir.

Çizelge 3.4. GlnaFIT modellerinde yer alan parametrelerin yorumlanması için unsurlar
(Geeraerd vd., 2005).

Parametre	Model	Yorumlama için odak noktası
SI: Omuz etkisinin süresi	Log-lineer +Shoulder Log-lineer+Shoulder Tail Biphasic Shoulder	Düşüşten önceki zaman: Strese karşı ilk direnç
k_{max} : Birinci dereceden inaktivasyon hız sabiti	Log-lineer +Shoulder Log-lineer+ Tail Log-lineer + Shoulder Tail	Zaman birimi başına düşüş hızı (sabit, omuzdan sonra ve/veya kuyruktan önce)
	Biphasic Tail Biphasic Shoulder Tail	k_{max1} ve k_{max2} başlangıçta majör ve minör popülasyonlar için azalma hızı (sabit, omuzdan sonra ve/veya kuyruktan önce)
N_0 : Başlangıç inokulum konsantrasyonu	Log-lineer +Shoulder Log-lineer+ Tail Weibull Shoulder Tail Weibull Tail Double Weibull Biphasic Tail Biphasic Shoulder Tail	Başlangıç inokulum konsantrasyonu (sabit hacimdeki popülasyon boyutuna benzer)
N_{res} : Kuyruğun başlangıç noktası	Log-lineer Shoulder Log-lineer + Shoulder Tail Weibull Tail	Azalmanın sonunda stabilizasyondan sonra kalan hücre konsantrasyonu
δ : İlk alt popülasyonun ilk log- azalmasına kadar geçen süre	Weibull Weibull Tail	Tedavi ölümcüllüğü, klasik D-değerine yakın
	Double Weibull	Birinci ve ikinci alt popülasyon için δ ve δ_{12} ; $\delta_1 < \delta$ olduğunda, alt popülasyonu 2 alt popülasyonuna göre strese daha duyarlıdır ₂ .
P: İnaktivasyon eğrisinin şekli	Weibull Weibull Tail Double Weibull	Dışbükey için $\rho < 1$, içbükey için $\rho > 1$
α : İlk alt popülasyonun toplam popülasyon içinde kalan kısmı	Double Weibull	α , f 'nin logiti olarak tanımlanır ve $\alpha = \log_{10}(N_{01}/N_{02})$ ile eşdeğerdir ve α değeri, $\log_{10}(N_0)$ ile bükülmenin gözlemlendiği popülasyon büyüklüğünün logaritması arasındaki grafik farkına yakındır
f : Başlangıçtaki ana alt popülasyonun fraksiyonu	Biphasic Tail Biphasic Shoulder Tail	Büyük alt popülasyon her iki popülasyon arasında en az dirençli olanıdır
t_{4D} : İndirgeme döngüleri	En az 4 ondalık azaltmayı kapsayan veri setleri için otomatik olarak raporlanır	Tedavi ölümcüllüğü: N'de 4 log azalma için gereken süre. Klasik D-değerinin geçerliliği Log-lineer eğriler ile sınırlıyken; t_{4D} Log-lineer ve Log-lineer olamayan sağkalım eğrileri için geçerlidir.

3.7. HESAPLAMALARDA KULLANILAN EŞİTLİKLER

Mikrobiyal inaktivasyon çalışmalarında, logaritmik giderim verimi Eşitlik 3.1 ile hesaplanmaktadır.

$$\log_{\text{giderim}} = -\log_{10}(N_0/N_t) \quad (3.1)$$

N_0 = başlangıç *E. coli* konsantrasyonu (CFU/mL), N_t = *E. coli* t zamanındaki konsantrasyon (CFU/mL).

Akım yoğunluğu Eşitlik 3.2 ile hesaplanmaktadır.

$$J=I/A \quad (3.2)$$

Burada; J: Akım yoğunluğu, A/m², I: akım (Amper), A: Aktif yüzey alanı, cm²'dir.

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1. DENEYSEL BULGULAR

4.1.1. Al/PÇ/PÇ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proses için Deneysel Bulgular

Al/PÇ/PÇ bağlantılı elektrokimyasal sürece 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² akım yoğunlukları uygulanmıştır. Çalışmanın deneysel sonuçları Çizelge 4.1'de verilmiştir. Başlangıçtaki *E. coli* sayısı 54x10⁶ ile 56x10⁶ arasında değişmiştir. *E. Coli* içeren çözeltiye 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² akım uygulanması sonucu *E. coli* 'nin 4D bozunması sırasıyla; >40 dk., >30 dk. ve 21 dk.'dır. Akım yoğunluğu arttıkça prosesin inaktivasyon etkinliğinin arttığı gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.1. Deneysel sonuçlar (Al/PÇ/PÇ elektrot türü)

Süre (dk.)	1,25 mA/cm ² (0,1 A)			2,5 mA/cm ² (0,2 A)			3,75 mA/cm ² (0,3 A)		
	<i>E. coli</i> Sayısı	Log N/No	Giderim (%)	<i>E. coli</i> Sayısı	Log N/No	Giderim (%)	<i>E. coli</i> Sayısı	Log N/No	Giderim (%)
0	54000000	0	0	56000000	0	0	56000000	0	0
2	52000000	-0.01639	3.703704	38000000	-0.1684	32.14286	54000000	-0.01579	3.571429
4	50000000	-0.03342	7.407407	31000000	-0.25683	44.64286	48000000	-0.06695	14.28571
6	48000000	-0.05115	11.111111	29000000	-0.28579	48.21429	14900000	-0.575	73.39286
8	47000000	-0.0603	12.96296	12500000	-0.65128	77.67857	12700000	-0.64438	77.32143
10	32500000	-0.22051	39.81481	10000000	-0.74819	82.14286	5400000	-1.01579	90.35714
12	32300000	-0.22319	40.18519	5100000	-1.04062	90.89286	4000000	-1.14613	92.85714
14	19800000	-0.43573	63.33333	4200000	-1.12494	92.5	3600000	-1.19189	93.57143
16	11300000	-0.67932	79.07407	4000000	-1.14613	92.85714	1400000	-1.60206	97.5
18	11100000	-0.68707	79.44444	3500000	-1.20412	93.75	1340000	-1.62108	97.60714
20	8600000	-0.7979	84.07407	2400000	-1.36798	95.71429	1190000	-2.5	97.875
22	8400000	-0.80811	84.44444	1700000	-1.51774	96.96429	190	-5.46943	99.99966
24	7500000	-0.85733	86.11111	1250000	-1.65128	97.76786			
26	6300000	-0.93305	88.33333	220000	-2.40577	99.60714			
28	5900000	-0.96154	89.07407	50000	-3.04922	99.91071			
30	1480000	-1.56213	97.25926	28000	-3.30103	99.95			
32	1340000	-1.60529	97.51852	0		100			
34	1210000	-1.64961	97.75926						
36	1190000	-1.65685	97.7963						
38	230000	-2.3067	99.57407						
40	30000	-3.25527	99.94444						

4.1.2. Al/PÇ/PC Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proseste *E. coli*'nin Koloni Optik Yoğunluğunun Belirlenmesi

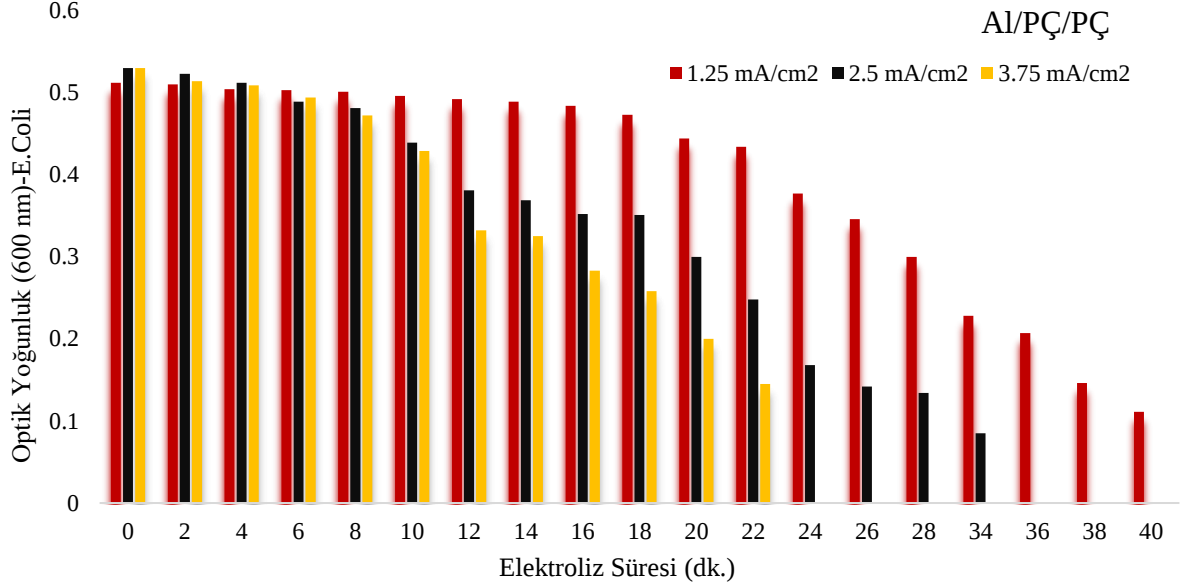
Al/PÇ/PC bağlantılı elektrokimyasal prosese 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² akım uygulanmıştır. Absorbans değerleri (Optik Yoğunluk 600-OD600) Çizelge 4.2'de verilmiştir. Bir hücre süspansiyonunun yoğunluğu (Optik Yoğunluk) hücre sayısı ile ilişkilidir ve bu yoğunluğu değerlendirmek için optik yoğunluk kullanılır. Bu ölçümün kullanılmasıyla, *E. coli* hücrelerindeki azalmanın ortamın opaklığını nasıl etkilediğini tahmin etmek mümkün olacaktır. (Kourdali vd., 2018).

Çizelge 4.2. Al/PÇ/PC bağlantılı elektrokimyasal proses için *E. coli* 'nin optik yoğunluğu

	UYGULANAN AKIM		
	1,25 mA/cm ² (0,1 A)	2,5 mA/cm ² (0,2 A)	3,75 mA/cm ² (0,3 A)
Süre (dk.)	Abs (600nm)	Abs (600nm)	Abs (600nm)
0	0.512	0.530	0.530
2	0.510	0.523	0.514
4	0.504	0.512	0.509
6	0.503	0.489	0.494
8	0.501	0.481	0.472
10	0.496	0.439	0.429
12	0.492	0.381	0.332
14	0.489	0.369	0.325
16	0.484	0.352	0.283
18	0.473	0.351	0.258
20	0.444	0.300	0.200
22	0.434	0.248	0.145
24	0.377	0.168	
26	0.346	0.142	
28	0.300	0.134	
30	0.287	0.092	
32	0.239	0.085	
34	0.228		
36	0.207		
38	0.146		
40	0.111		

Al/PÇ/PC hibrit bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste zamana bağlı değişik akım değerleri için *E. coli*'nin OD600'deki değerleri (Şekil 4.1) 0 ile 8. dakika arasında uygulanan tüm akım değerleri için neredeyse aynıdır. 8. dakikadan sonra 1,25

mA/cm² akımın inaktivasyon etkisi 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² akıma göre daha az etkili olmuştur. *E. coli* 'nin 4D inaktivasyonu 3,75 mA/cm² akım uygulandığında 21 dakikalık bir sürede belirlenmiştir.



Şekil 4.1. 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² akım yoğunlukları için *E. coli*'nin OD 600 değerlerinin zamanla değişimi (Al/PC/PC hibrit elektrot bağlantı türü)

4.1.3. Al/PC/PC Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proseste *E. coli* İnaktivasyonunun Modellenmesi

Hücre sayısı ile ölümcül artıma/inaktivasyon hızı arasında negatif ve doğrusal bir ilişki olduğu fikrine dayanan Log-lineer denklem, inktivasyon kinetiğini tanımlamak için en temel yöntemdir (Bevilacqua vd., 2015).

Modellerin yeterliliğini belirlemek için R² ve düzeltilmiş R² değerleri kontrol edilmiştir. Log-lineer modelin R² değeri 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,86, 0,9 ve 0,71 olarak belirlenirken, R²_{adj} değerleri sırasıyla 0,85, 0,89 ve 0,68 olmuştur. Log-lineer inaktivasyon modelinin 2D grafiği Şekil 4.2a, Şekil 4.3a ve Şekil 4.4a'da verilmiştir.

"Geeraerd Shoulder modeli" terimi, omuz parametresinin eklendiği birinci dereceden inaktivasyon kinetiğini tanımlamaktadır (Geeraerd vd., 2000). Geeraerd Shoulder modelinin R² değerleri 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,92, 0,93 ve 0,87 olarak belirlenirken, R²_{adj} değerleri sırasıyla 0,91, 0,92 ve 0,84 olarak

belirlenmiştir. Şekil 4.2b, Şekil 4.3b ve Şekil 4.4b *E. coli*'nin Geeraerd Shoulder inaktivasyon modelini göstermektedir.

“Geeraerd Tail modeli” terimi, eklenen bir kuyruk parametresi ile geleneksel birinci dereceden inaktivasyon kinetiğini ifade eder (Geeraerd vd., 2000). Geeraerd Tail modelinin R^2 değerleri 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,86, 0,90 ve 0,82 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,84, 0,88 ve 0,90'dır. Ancak ölçülebilecek minimum değer $\text{Log}_{10}(N_{res})$ değerinden daha düşüktür. Bu veriler için kuyruklu bir model anlamlı değildir ve bulgular modele uymamaktadır.

“Geeraerd Shoulder Tail modeli”, eklenen bir omuz ve kuyruk parametresi ile geleneksel birinci dereceden inaktivasyon kinetiğini ifade eder (Geeraerd vd., 2000). Geeraerd Shoulder Tail modelinin R^2 değerleri 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,92, 0,93 ve 0,87 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,90, 0,91 ve 0,82 olmuştur. Ancak $\text{Log}_{10}(N_{res})$, ölçülen en küçük değerden daha düşüktür. Bu veriler için, kuyruklu bir model anlamlı değildir ve bulgular modele uymamaktadır.

“Bifazik model”, başlangıçta strese karşı daha duyarlı olan büyük bir alt popülasyon (daha yumuşak ve istikrarlı düşüş) ve strese daha dirençli olan daha küçük bir alt popülasyonun (daha yumuşak sabit düşüş) olduğunu varsayar (Cerf, 1977). Bifazik modelin R^2 değerleri 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,86, 0,90 ve 0,71 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,83, 0,88 ve 0,60'tır. Bununla birlikte, k_{max1} için parametre tahmini k_{max2} 'ye eşittir. Bu da bifazik modelin bu durumda gerçeklere uyma ihtimalinin düşük olduğunu göstermektedir.

“Bifazik Shoulder modeli”, akım yoğunluğu 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için R^2 değerleri sırasıyla 0,92, 0,93 ve 0,87 olarak belirlenmiştir, R^2_{adj} değerleri ise sırasıyla 0,90, 0,90 ve 0,79'dur. k_{max1} ve k_{max2} için parametre tahminleri aynıdır. Bu durum, bifazik modelin yeterince anlamlı olmadığını göstermektedir.

“Weibull modeli”, akım yoğunluğu 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için R^2 değerleri sırasıyla 0,94, 0,95 ve 0,89 olarak belirlenirken R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,93, 0,94 ve 0,86'dır. Şekil 4.2c, Şekil 4.3c ve Şekil 4.4c Weibull inaktivasyon modelini göstermektedir.

“Weibull Fixed (sabit p) modeli” akım yoğunluğu 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için R^2 değeri sırasıyla 0,91, 0,86 ve 0,71 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,89, 0,85 ve 0,64'tür. Weibull Fixed modelinin 2D grafiği Şekil 4.2f, Şekil 4.3f ve Şekil 4.4f'de verilmiştir. Şekil 4.5'te uygulanan 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² akım türü için 2D grafiği verilmiştir.

“Weibull Tail modeli” R^2 değerleri 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,94, 0,95 ve 0,92 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,93, 0,94 ve 0,89'dur. Ancak, ölçülebilecek minimum değer Log10(N_{res}) değerinden küçüktür. Bu veriler için kuyruklu bir model olası değildir.

“Double Weibull modeli”, ilk dalgada strese daha duyarlı büyük bir alt popülasyon olduğunu, ikinci dalgada ise strese daha dayanıklı küçük bir alt popülasyon olduğunu varsayar (Coroller vd., 2006). Double Weibull modelinin R^2 değerleri 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,98, 0,97 ve 0,96 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,98, 0,97 ve 0,94'tür. Şekil 4.2h, Şekil 4.3h ve Şekil 4.4h Double Weibull inaktivasyon modelini göstermektedir. Double Weibull modelinin yüksek bir sinyale sahip olduğu ve bunun da *E. coli* inaktivasyonu için elektro dezenfeksiyon sürecini açıkladığı düşünülmektedir.

İnaktivasyon modellerinin 2 boyutlu grafikleri Şekil 4.2, Şekil 4.3 ve Şekil 4.4'de verilmiştir. RMSE ve R^2 parametreleri modelin uyumunu değerlendirmek için kullanılmıştır. Son olarak GInaFit'te yer alan matematiksel kinetik modeller ile hibrit elektro-bağılantılı elektro-dezenfeksiyon sürecini ve *E. coli* giderim modelini açıklayacak model seçilmiştir. Çalışmada elde edilen inaktivasyon eğrilerinin Double Weibull modeline uyduğu görülmüştür. Etkin akım değerini belirlemek için mikrobiyal popülasyonun 4 log azalması için gereken süre (t_{4D}) Double Weibull modeli ile birlikte belirlenmiştir. Bu model, popülasyonun farklı stres dirençlerine sahip iki alt popülasyondan oluştuğu ve her iki alt popülasyonun inaktivasyon kinetiğinin bir Weibull dağılımını takip ettiği varsayımı üzerine kurulmuştur (Coroller vd., 2006).

Al/PC/PC hibrit elektrot bağlantı türün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* 'nin farklı akım yoğunlukları altındaki kinetik parametrelerinin modellenmesi Çizelge 4.3'te verilmiştir.

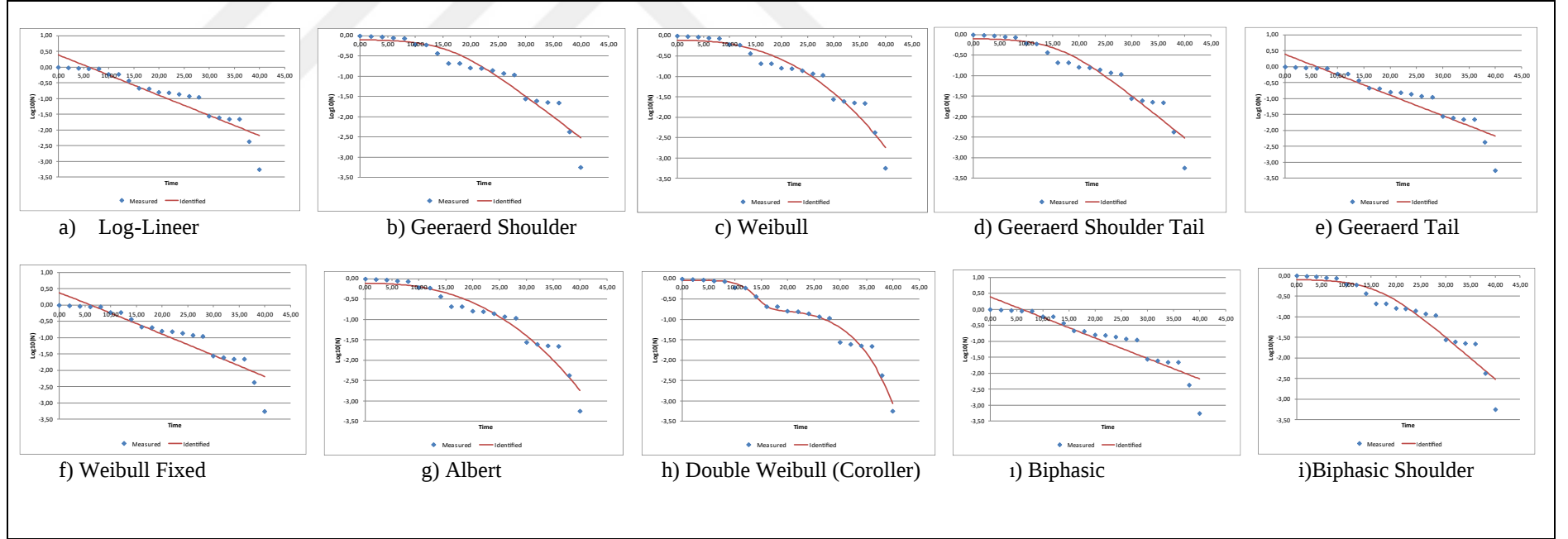
Çizelge 4.3. Al/PÇ/PÇ Hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste inaktivasyon modelleri ve katsayıları

Model	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c				
Log-linear	0.1	0.86	0.85	0.1116	0.3341	0.15	0.01	0.39	0.14				
	0.2	0.90	0.89	0.1025	0.3201	0.22	0.02	0.22	0.15				
	0.3	0.71	0.68	0.7354	0.8576	0.40	0.08	0.61	0.47				
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	SI	c	4D reduction is reached at	
Geeraerd shoulder	0.1	0.92	0.91	0.0681	0.2611	0.24	0.03	-0.10	0.11	16.65	2.65		
	0.2	0.93	0.92	0.0814	0.2852	0.30	0.04	-0.21	0.16	9.18	2.66		
	0.3	0.87	0.84	0.3721	0.6100	2.36	0.60	-0.71	0.20	17.65	0.85	21.56	
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	Log ₁₀ (N _{res})	c		
Geeraerd tail	0.1	0.86	0.84	0.1178	0.3433	0.15	0.02	0.39	0.17	-13.35	> 70.10 ⁶		
	0.2	0.90	0.88	0.1103	0.3322	0.22	0.03	0.22	0.18	-15.03	> 10.10 ¹¹		
	0.3	0.82	0.90	0.7052	0.6397	0.40	0.12	0.61	0.54	-14.75	> 41.10 ¹⁰		
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	Log ₁₀ (N _{res})	c	SI	c
Geeraerd Shoulder Tail	0.1	0.92	0.90	0.0722	0.2686	0.24	0.06	-0.10	0.12	-33.89		16.65	3.26
	0.2	0.93	0.91	0.0881	0.2969	0.30	0.07	-0.21	0.18	-33.42		9.18	3.33
	0.3	0.87	0.82	0.4186	0.6470	2.36	1.33	-0.71	0.22	-17.56	> 44.10 ¹¹	17.65	1.13
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Delta	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	p	c	4D reduction is reached at	
Weibull	0.1	0.94	0.93	0.0493	0.2221	27.08	1.52	-0.11	0.09	2.48	0.35		
	0.2	0.95	0.94	0.0573	0.2394	17.91	1.53	-0.26	0.12	2.06	0.33		
	0.3	0.89	0.86	0.3192	0.5650	15.88	1.24	-0.53	0.23	4.89	1.21	±21.12	

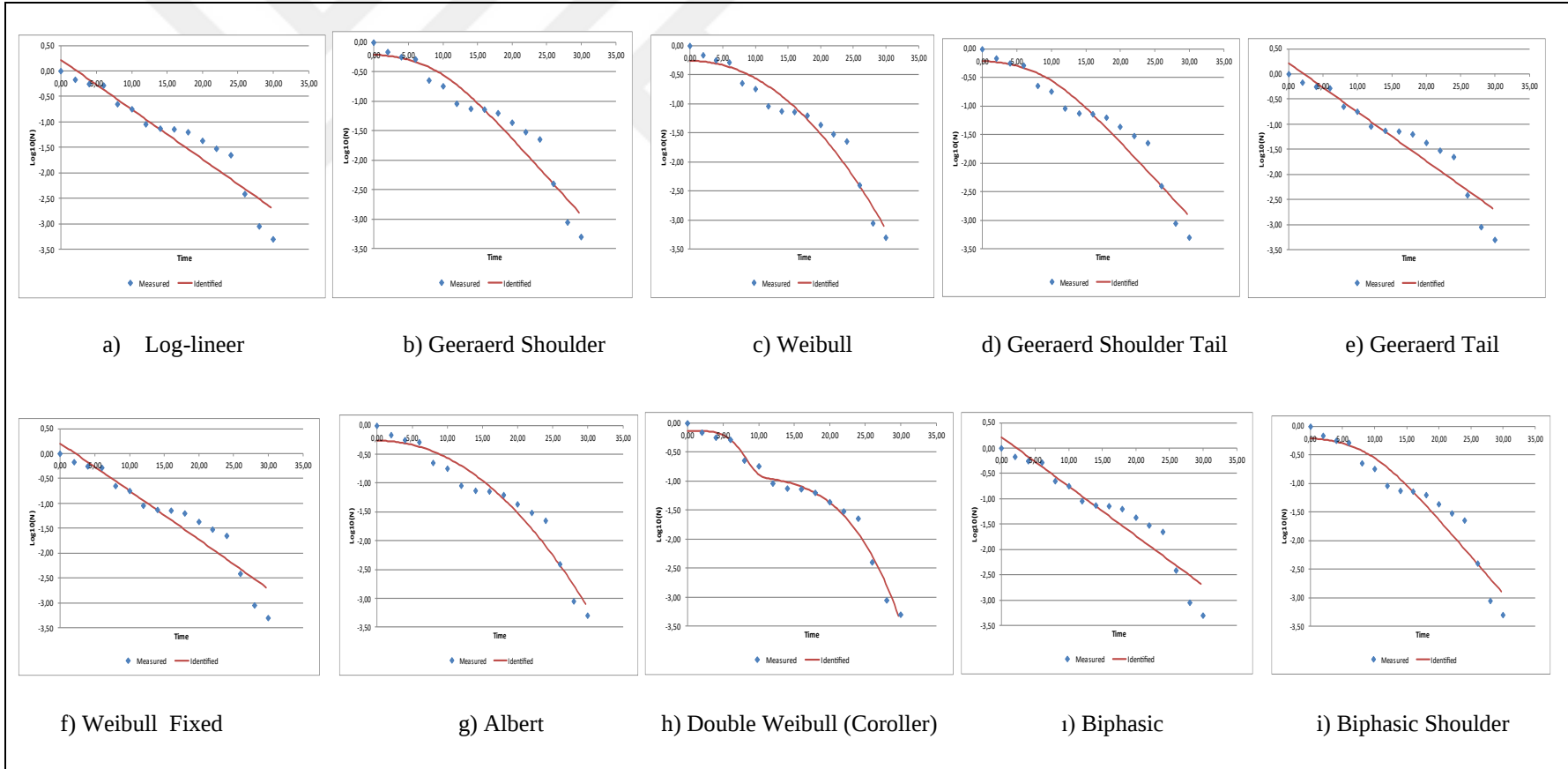
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Delta	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	p	c				
Weibull fixed	0.1	0.91	0.89	0.1076	0.3280	10.49	3.09	0.20	0.26	1.02	0.24				
	0.2	0.86	0.85	0.1151	0.3393	15.89	4.55	0.37	0.24	1.02	0.26				
	0.3	0.71	0.64	0.8064	0.8980	5.85	4.71	0.59	0.76	1.02	0.55				
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Delta	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	p	c	Log ₁₀ (N _{res})	c		
Weibull tail	0.1	0.94	0.93	0.0522	0.2285	27.08	1.60	-0.11	0.10	2.48	0.56	-12.23	16.10 ⁸		
	0.2	0.95	0.94	0.0621	0.2492	17.91	1.70	-0.26	0.14	2.06	0.51	-13.38	95.10 ⁸		
	0.3	0.92	0.89	0.2577	0.5077	17.41	1.16	6.60	3.15	-0.54	0.20	-15.48	36.10 ⁹		
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Alpha	c	Delta 1	c	p	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	Delta 2	c
Coroller	0.1	0.98	0.98	0.14	0.019	0.70	0.14	8.97	0.9	4.22	0.59	-0.14	0.08	24.11	0.84
	0.2	0.97	0.97	0.15	0.022	0.61	0.13	15.34	1.14	5.7	0.84	-0.04	0.07	34.52	0.83
	0.3	0.96	0.94	0.36	0.13	0.69	0.38	6.1	1.24	6	1.4	0.01	0.23	17.30	1.01
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	f	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	kmax1	c	kmax2	c		
Biphasic	0.1	0.86	0.83	0.1248	0.3532	0.8475	90.10 ¹³	0.39	0.15	0.15	-	0.15	-		
	0.2	0.90	0.88	0.1195	0.3457	0.8722		0.22	-	0.22	-	0.22	-		
	0.3	0.71	0.60	0.9192	0.9588	0.7763	19.10 ¹⁴	0.61	0.54	0.40	-	0.40	-		
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	f	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	kmax1	c	kmax2	c	SI	
Biphasic shoulder	0.1	0.92	0.90	0.0767	0.2769	1.0000	-	-0.10	-	0.24	-	0.24	-	16.65	
	0.2	0.93	0.90	0.0962	0.3101	1.0000	-	-0.21	-	0.30	-	0.30	-	9.18	
	0.3	0.87	0.79	0.4784	0.6917	1.0000	-	-0.71	-	2.36	-	2.36	-	17.65	

c:standart hata

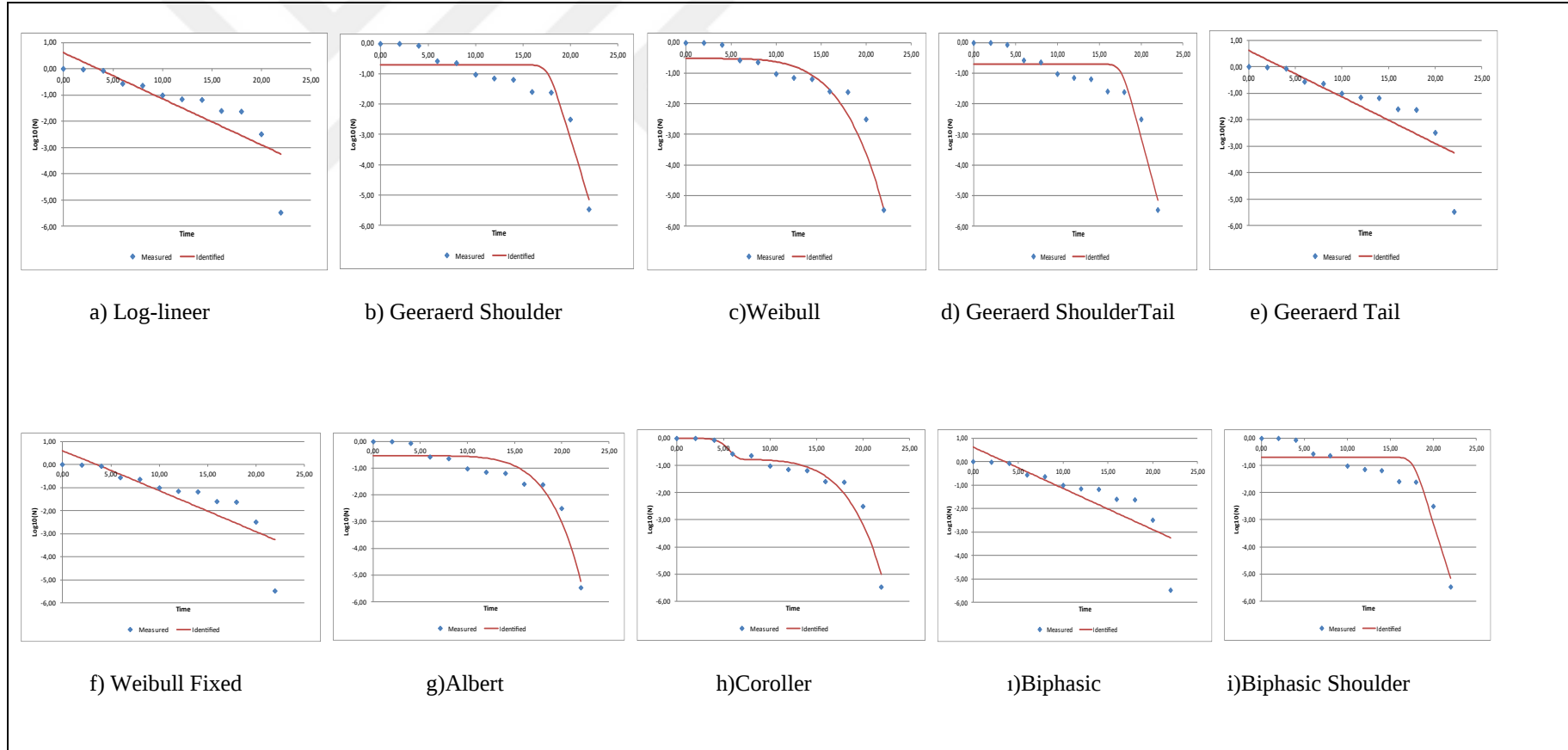
1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² Akım Uygulanan Al/PÇ/PÇ Hibrit Elektrot Bağlantı Türünün Kullanıldığı Elektrokimyasal Proseste *E. coli* İnaktivasyon Modellerinin grafikleri Şekil 4.2, Şekil 4.3 ve Şekil 4.4’de verilmektedir.



Şekil 4.2. 1,25 mA/cm² akım uygulanan Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları



Şekil 4.3. 2,5 mA/cm² akım uygulanan Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları



Şekil 4.4. 3,75 mA/cm² akım uygulanan Al/PC/PC hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları

4.1.4. Al/PÇ/TiPbO₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proses için Deneysel Bulgular

Al/PÇ/TiPbO₂ bağlantılı elektrokimyasal sürece 0.615 mA/cm² (0,05 A), 1,25 mA/cm² (0,1 A) ve 1,875 mA/cm² (0.15 A) akım uygulanmıştır. Çalışmanın deneysel sonuçları Çizelge 4.4'te verilmiştir. Başlangıçtaki *E. coli* sayısı 38x10⁷ ile 38x10⁷ arasında değişmektedir. Suya 30 dk. boyunca 0.615 mA/cm² bir akım uygulandığında, *E. coli* 'nin 4D bozulması 20,24 dk. içinde elde edilmiştir. 1,25 mA/cm²'de 30 dk. akım uygulandığında *E. coli* 'nin 4D bozulması 15,84 dk. içinde elde edilmiştir. 1,875 mA/cm² akımda ise çok kısa sürede giderim elde edildiğinden 4D bozunma süresi yakalanamamış ve modelleme için gerekli 10 veri elde edilememiştir. Akım yoğunluğu arttıkça prosesin inaktivasyon etkinliğinin arttığı gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.4. Deneysel sonuçlar (Al/PÇ/TiPbO₂ elektrot türü)

	0,625 mA/cm ² (0,05 A)			1,25 mA/cm ² (0,1 A)			1,875 mA/cm ² (0,15 A)		
Süre (dk.)	<i>E. coli</i> Sayısı	Log N/No	Giderim (%)	<i>E. coli</i> Sayısı	Log N/No	Giderim (%)	<i>E. coli</i> Sayısı	Log N/No	Giderim (%)
0	380000000	0	0	390000000	0	0	390000000	0	0
2	350000000	-0,0822381	7,894737	352000000	-0,102516	9,74358974	13000000	-3,401197	96,66667
4	290000000	-0,2702903	23,68421	74000000	-1,662082	81,025641	60000	-8,779557	99,98462
6	260000000	-0,3794896	31,57895	35000000	-2,410799	91,025641	0		100
8	79000000	-1,5707234	79,21053	32000000	-2,500411	91,7948718	0		100
10	14000000	-3,3011139	96,31579	2800000	-4,936527	99,2820513	0		100
12	7000000	-3,9942611	98,15789	190000	-7,626878	99,9512821	0		100
14	3500000	-4,6874083	99,07895	180000	-7,680945	99,9538462	0		100
16	1700000	-5,409543	99,55263	90000	-8,374092	99,9769231	0		100
18	600000	-6,4509969	99,84211	60000	-8,779557	99,9846154	0		100
20	17000	-10,014713	99,99553	30000	-9,472705	99,9923077	0		100
22	3000	-11,749314	99,99921	50000	-8,961879	99,9871795			
24	0			13000	-10,30895	99,9966667			
26	0			50000	-8,961879	99,9871795			
28	0			12000	-10,389	99,9969231			
30	0			0		100			

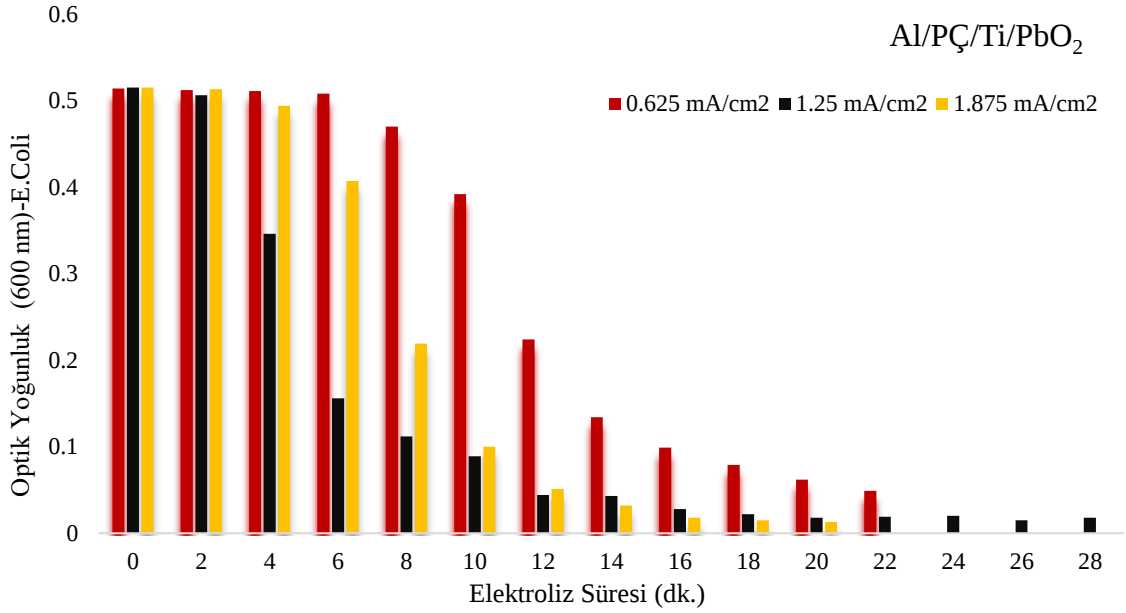
4.1.5. Al/PÇ/TiPbO₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proseste *E. coli*'nin Koloni Optik Yoğunluğunun Belirlenmesi

Al/PÇ/TiPbO₂ hibrit elektrot bağlantılı elektrokimyasal proses ile uygulanan 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² akım yoğunlukları için *E. coli*'nin koloni optik yoğunluğu değerleri Çizelge 4.5'te verilmiştir.

Çizelge 4.5. Al/PÇ/TiPbO₂ bağlantılı elektrokimyasal proses için *E. coli* 'nin optik yoğunluğu

	Uygulanan Akım		
	0,625 mA/cm ² (0,05 A)	1,25 mA/cm ² (0,1 A)	1,875 mA/cm ² (0,15 A)
Süre (dk.)	Abs (600nm)	Abs (600nm)	Abs (600nm)
0	0,514	0,515	0,515
2	0,512	0,506	0,513
4	0,511	0,346	0,494
6	0,508	0,156	0,407
8	0,47	0,112	0,219
10	0,392	0,089	0,1
12	0,224	0,044	0,051
14	0,134	0,043	0,032
16	0,099	0,028	0,018
18	0,079	0,022	0,015
20	0,062	0,018	0,013
22	0,049	0,019	
24	0,04	0,02	
26	0,029	0,015	
28	0,023	0,018	
30	0,022	0,018	

Şekil 4.5'de ise Al/PÇ/TiPbO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste OD600'de ölçülen *E. coli* 'nin inaktivasyon değerleri 0 ile 2. dakika arasında uygulanan tüm akım değerleri için neredeyse aynıdır. 2. dakikadan sonra 0,615 mA/cm² akımın inaktivasyon etkisi 1,25 mA/cm² ve 1,875 mA/cm² akıma göre daha az etkili olmuştur. *E. coli*'nin 1,25 mA/cm² akım için 4D inaktivasyonu 15,84 dakikalık bir sürede belirlenmiştir.



Şekil 4.5. 0,625 mA/cm², 1,25 mA/cm² ve 1,875 mA/cm² akım yoğunlukları için *E. coli*'nin OD 600 değerlerinin zamanla değişimi (Al/PC/Ti/PbO₂ hibrit elektrot bağlantı türü)

Elektroliz süresine(t) karşı *E. coli* çıkış konsantrasyonu Şekil 4.6'de verilmiştir.



Şekil 4.6. Elektroliz süresine karşı *E. coli* Çıkış Konsantrasyonu (0,625 mA/cm² akım için)

4.1.6. Al/PC/Ti/PbO₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proseste *E. coli* İnaktivasyonunun Modellenmesi

Modellerin yeterliliğini belirlemek için R² ve düzeltilmiş R² değerleri kontrol edilmiştir. Log-lineer modelin R² değeri 0,615 mA/cm² ve 1,25 mA/cm² için sırasıyla 0,92 ve 0,94 olarak belirlenirken, R²_{adj} değerleri sırasıyla 0,91 ve 0,93 olmuştur. Log-lineer inaktivasyon modelinin 2D grafiği Şekil 4.7a ve Şekil 4.8a'de verilmiştir.

Geeraerd Shoulder modelinin $0,625 \text{ mA/cm}^2$ ve $1,25 \text{ mA/cm}^2$ için R^2 değerleri sırasıyla 0,97 ve 0,94 olarak belirlenmiştir, R^2_{adj} değerleri ise sırasıyla 0,96 ve 0,92'dir. Geeraerd Shoulder modelinin 2D grafiği Şekil 4.7b ve 4.8b'de verilmiştir.

Weibull modelinin $0,625 \text{ mA/cm}^2$ ve $1,25 \text{ mA/cm}^2$ için R^2 değerleri sırasıyla 0,98 ve 0,94 olarak belirlenmiştir, R^2_{adj} değerleri ise sırasıyla 0,97 ve 0,92'dir. Weibull modelinin 2D grafiği Şekil 4.7c ve 4.8c'de verilmiştir. Weibull inaktivasyon modelini göstermektedir.

Geeraerd Shoulder Tail modelinin R^2 değerleri $0,625 \text{ mA/cm}^2$ ve $1,25 \text{ mA/cm}^2$ için sırasıyla 0,97 ve 0,94 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,96 ve 0,90'dir. Ancak ölçülebilecek minimum değer $\text{Log}_{10}(N_{\text{res}})$ değerinden daha düşüktür. Bu veriler için kuyruklu model olası değildir ve bulgular modele uymamaktadır.

Geeraerd Tail modelinin R^2 değerleri $0,625 \text{ mA/cm}^2$ ve $1,25 \text{ mA/cm}^2$ için sırasıyla 0,92 ve 0,94 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,90 ve 0,92'dir. Ancak ölçülebilecek minimum değer $\text{Log}_{10}(N_{\text{res}})$ değerinden daha düşüktür. Bu veriler için kuyruklu model olası değildir ve bulgular modele uymamaktadır.

Weibull sabit p modelinin $0,625 \text{ mA/cm}^2$ ve $1,25 \text{ mA/cm}^2$ için R^2 değerleri sırasıyla 0,92 ve 0,94 olarak belirlenmiştir, R^2_{adj} değerleri ise sırasıyla 0,90 ve 0,92'dir. Weibull sabit p modelinin 2D grafiği Şekil 4.7f ve Şekil 4.8f'de verilmiştir.

Albert modelinin R^2 değerleri $0,625 \text{ mA/cm}^2$ ve $1,25 \text{ mA/cm}^2$ için sırasıyla 0,98 ve 0,94 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,97 ve 0,91'dir. Ancak ölçülebilecek minimum değer $\text{Log}_{10}(N_{\text{res}})$ değerinden daha düşüktür. Bu veriler için kuyruklu model olası değildir ve bulgular modele uymamaktadır.

Bifazik modelin R^2 değerleri $0,625 \text{ mA/cm}^2$ ve $1,25 \text{ mA/cm}^2$ için sırasıyla 0,92 ve 0,94 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,88 ve 0,91'dir. Bununla birlikte, $0,625 \text{ mA/cm}^2$ akımda $k_{\text{max}1}$ için parametre tahmini $k_{\text{max}2}$ 'ye eşittir. Bu da bifazik modelin bu durumda gerçeklere uyma ihtimalinin düşük olduğunu göstermektedir.

Bifazik omuz modelinin $0,615 \text{ mA/cm}^2$ ve $1,25 \text{ mA/cm}^2$ için R^2 değerleri sırasıyla 0,96 ve 0,94 olarak belirlenmiştir, R^2_{adj} değerleri ise sırasıyla 0,94 ve 0,90'dir. $0,625 \text{ mA/cm}^2$ akımda $k_{\text{max}1}$ ve $k_{\text{max}2}$ için parametre tahminleri aynıdır. Bu durum, bifazik modelin bu vakadaki gerçeklere uyma ihtimalinin düşük olduğunu göstermektedir.

Double Weibull (Coroller) modelinin 0,615 mA/cm² ve 1,25 mA/cm² için R² değerleri sırasıyla 0,99 ve 0,97 olarak belirlenmiştir, R²_{adj} değerleri ise sırasıyla 0,99 ve 0,95'dir. Double Weibull modelinin 2D grafiği Şekil 4.7h ve Şekil 4.8h'de verilmiştir.

Double Weibull modelinin yüksek bir sinyale sahip olduğu ve bunun da *E. coli* inaktivasyonu için elektro dezenfeksiyon sürecini açıkladığı düşünülmektedir.

İnaktivasyon modellerinin 2 boyutlu grafikleri Şekil 4.7 ve Şekil 4.8'de verilmiştir. RMSE ve R² parametreleri modelin uyumunu değerlendirmek için kullanılmıştır. Son olarak GInaFit'te yer alan matematiksel kinetik modeller ile hibrit elektro-bağlantılı elektro-dezenfeksiyon sürecini ve *E. coli* giderim modelini açıklayacak model seçilmiştir. Çalışmada elde edilen inaktivasyon eğrilerinin Double Weibull modeline uyduğu görülmüştür. Etkin akım değerini belirlemek için mikrobiyal popülasyonun 4 log azalması için gereken süre Double Weibull modeli ile birlikte belirlenmiştir. Başka bir çalışmada, mevcut çalışmada olduğu gibi *E. coli* inaktivasyonu için Double Weibull modeli elde edilmiştir (Hwang vd., 2019). Her iki çalışmada hibrit bir elektrot sistemi kullanılmıştır. Bu sistemde hem EC prosesi hem de EO prosesleri birlikte çalışmaktadır. Buna göre her iki elektrokimyasal yöntemin mekanizmaları reaktörde etkili olmaktadır. Anot elektrot olarak Pt kullanılan elektrokimyasal dezenfeksiyon prosesi ile *E. coli* inaktivasyonunun elektrot yüzeyinde doğrudan oksidasyon ve hidroksil radikallerine bağlı dolaylı oksidasyon olmak üzere iki farklı mekanizma ile gerçekleştiği bildirilmiştir. EC süreci ile inaktivasyonun hem doğrudan hem de dolaylı etkileri vardır. Elektrik alan uygulaması doğrudan bir etki oluşturur. Dolaylı etki ise mikroorganizmaların su elektrolizi ve anot çözünmesi ile üretilen oksidanlarla temas etmesinden kaynaklanır (Diao vd., 2004; Drees vd., 2003; Drogui, 2001; Ghernaout vd., 2008). Tüm bu hususlar, hibrit elektrot birleştirme sisteminin kullanımının *E. coli* inaktivasyonunda oldukça etkili olması gerektiği hipotezine yol açmaktadır. Çalışmada, *E. coli* inaktivasyonunun etkili bir şekilde gerçekleştiği gözlemlenmiştir.

Al/PÇ/TiPbO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* 'nin farklı akım yoğunlukları altındaki kinetik parametrelerinin modellenmesi Çizelge 4.6'te verilmiştir.

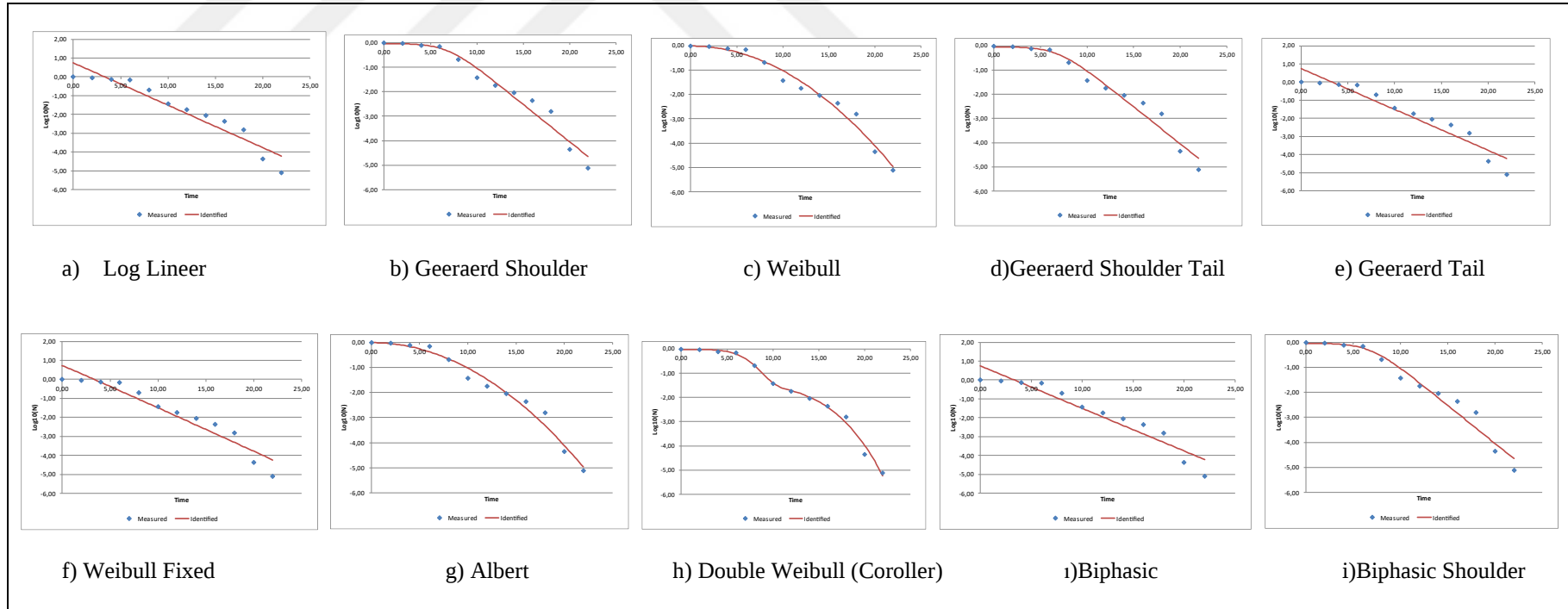
Çizelge 4.6. Al/PC/TiPbO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste inaktivasyon modelleri ve katsayıları

Model	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	4D reduction is reached at					
Log-linear	0.05	0.92	0.91	0.2856	0.5344	0.52	0.05	0.75	0.29	±17.82					
	0.1	0.94	0.93	0.2294	0.4790	0.65	0.06	0.15	0.28	±14.22					
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Delta	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	P	c	Log ₁₀ (N _{res})	c	4D reduction is reached at	
Albert	0.05	0.98	0.97	0.0883	0.2971	9.94	1.21	-0.01	0.19	2.01	0.35	-14.23	10x10 ⁸	±19.8	
	0.1	0.94	0.91	0.3058	0.5530	3.47	1.89	0.17	0.51	0.99	0.34	-16.08	15x10 ¹⁰	±14.22	
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Alpha	c	Delta1	c	P	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	Delta2	c
Coroller	0.05	0.99	0.99	0.0301	0.1736	1.40	0.23	8.61	0.59	4.26	0.68	-0.02	0.10	16.07	0.95
	0.1	0.97	0.95	0.1615	0.4019	2.29	0.44	4.80	0.76	3.84	1.62	-0.07	0.31	13.66	1.93
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	SI	c	4D reduction is reached at			
Geeraerd Shoulder	0.05	0.97	0.96	0.1275	0.3571	0.70	0.07	-0.04	0.21	6.84	1.36	±20.02			
	0.1	0.94	0.92	0.2619	0.5117	0.65	0.09	0.12	0.50	0.21	2.55	±14.4			
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	Log ₁₀ (N _{res})	c	4D reduction is reached at			
Geeraerd Tail	0.05	0.92	0.90	0.3174	0.5634	0.52	0.07	0.75	0.33	-14.49	18x10 ⁹	±17.82			
	0.1	0.94	0.92	0.2622	0.5120	0.65	0.09	0.15	0.33	-14.94	75x10 ⁸	±14.22			
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	Log ₁₀ (N _{res})	c	SI	c	4D reduction is reached at	
Geeraerd Shoulder Tail	0.05	0.97	0.96	0.1435	0.3788	0.70	0.11	-0.04	0.22	-15.27	25x10 ⁹	6.84	1.61	±20.02	
	0.01	0.94	0.90	0.3055	0.5527	0.65	0.13	0.12	0.54	-15.31	20x10 ⁹	0.21	3.0	±14.4	

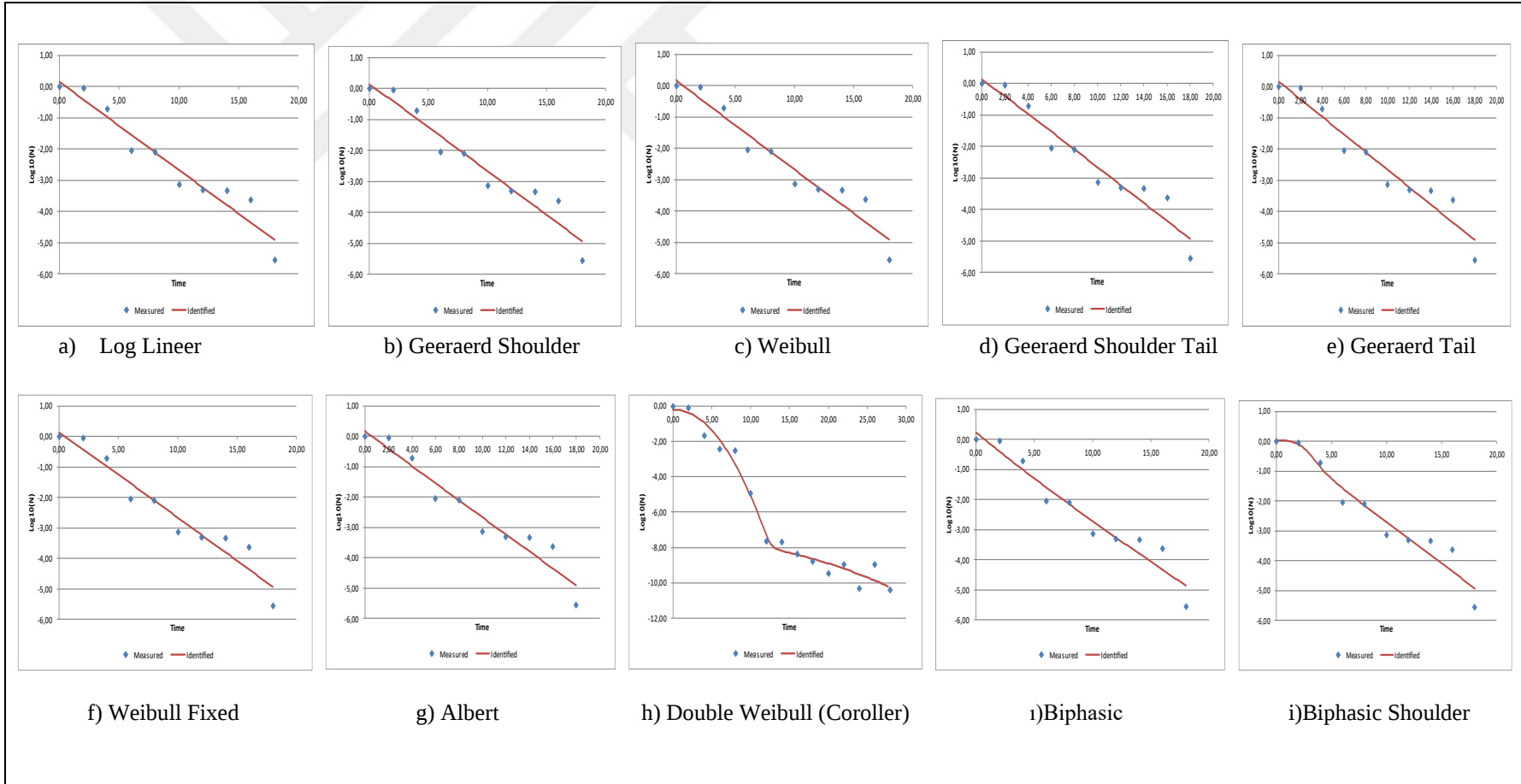
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Delta	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	p	c	4D reduction is reached at			
Weibull	0.05	0.98	0.97	0.0784	0.2801	9.94	0.99	-0.01	0.17	2.01	0.25	±19.8			
	0.1	0.94	0.92	0.2621	0.5119	3.47	1.54	0.17	0.46	0.99	0.24	±14.22			
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Delta	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	p	c	4D reduction is Reached at			
Weibull fixed	0.05	0.92	0.90	0.3046	0.5519	4.58	2.04	0.72	0.47	1.02	0.26	±17.82			
	0.1	0.94	0.92	0.2628	0.5126	3.67	1.58	0.12	0.45	1.02	0.25	±14.4			
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	f	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	kmax1	c	kmax2	c	4D reduction is Reached at	
Biphasic	0.05	0.92	0.88	0.3570	0.5975	0.8052	79x10 ¹³	0.75	0.33	0.52	13x10 ⁶	0.52	56x10 ⁶	±17.82	
	0.1	0.94	0.91	0.3039	0.5513	0.5320	3.91	0.23	0.52	0.85	2,60	0.61	0.47	±14.04	
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	f	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	kmax1	c	kmax2	c	Sl	c
Biphasic shoulder	0.05	0.96	0.94	0.1640	0.4049	1.00	-	-0.04		0.70	-	0.70	-	6.84	-
	0.1	0.94	0.90	0.3190	0.5648	0.7813	0.61	0.04	0.56	1.78	3.75	0.64	0.14	2.44	2.95

c:standart

Al/PÇ/TiPbO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları Şekil 4.7 ve Şekil 4.8’de gösterilmektedir.



Şekil 4.7. 0,625 mA/cm² akım uygulanan Al/PÇ/TiPbO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları



Şekil 4.8. 1,25 mA/cm² akım uygulanan Al/PÇ/TiPbO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları

4.1.7. Al/PÇ/TiIrO₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proses için Deneysel Bulgular

Al/PÇ/TiIrO₂ bağlantılı elektrokimyasal sürece 1,25 mA/cm² (0,1 A), 3,75 mA/cm² (0,3 A) ve 6,25 mA/cm² (0,5 A) akım uygulanmıştır. Çalışmanın deneysel sonuçları Çizelge 4.7'te verilmiştir. Başlangıçtaki *E. coli* sayısı 37x10⁷ ile 39x10⁷ arasında değişmiştir. Suya 40 dk. boyunca 1,25 mA/cm² bir akım uygulandığında, *E. coli* 'nin 4D bozulması 20,24 dk. içinde elde edilmiştir. 3,75 mA/cm²'de 10 dk. akım uygulandığında *E. coli* 'nin 4D bozulması 4,95 dk. içinde elde edilmiştir. 6,25 mA/cm² akımda ise çok kısa sürede giderim elde edildiğinden 4D bozunma süresi yakalanamamıştır. Akım yoğunluğu arttıkça prosesin inaktivasyon etkinliğinin arttığı gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.7. Deneysel sonuçlar (Al/PÇ/TiIrO₂ elektrot türü)

1,25 mA/cm ² (0.1 A)				3,75 mA/cm ² (0.3 A)				6,25 mA/cm ² (0.5 A)			
Süre (dk.)	<i>E. coli</i> Sayısı	Log N/No	Giderim (%)	Süre (dk.)	<i>E. coli</i> Sayısı	Log N/No	Giderim (%)	Süre (dk.)	<i>E. coli</i> Sayısı	Log N/No	Giderim (%)
0	39x10 ⁷	0	0	0	39x10 ⁷	0		0	39 x 10 ⁷	0	0
2	32 x10 ⁷	-0,08591	17,94872	1	21 x10 ⁷	-0,26885	46,15385	1	3 x 10 ⁴	-4,11394	99,99231
4	29 x10 ⁷	-0,12867	25,64103	2	14 x10 ⁶	-1,44494	96,41026	2	1 x 10 ⁴	-4,59106	99,99744
6	21 x10 ⁷	-0,26885	46,15385	3	4 x 10 ⁵	-2,989	99,89744	3	50	-6,89209	99,99999
8	19 x10 ⁷	-0,31231	51,28205	4	1 x 10 ⁵	-3,59106	99,97436	4	0		100
10	17 x10 ⁷	-0,36062	56,41026	5	5 x 10 ⁴	-3,89209	99,98718	5	0		100
12	11 x10 ⁷	-0,54967	71,79487	6	0	-4,89209	99,99872	6	0		100
14	7 x10 ⁷	-0,74597	82,05128	7	0	-5,51188	99,99969	7	0		100
16	5,3 x10 ⁷	-0,86679	86,41026	8	0	-7,89209	100	8	0		100
18	4 x10 ⁵	-2,989	99,89744	9	0	-8,59106	100	9	0		100
20	2,4 x10 ⁵	-3,21085	99,93846	10	0	-8,59106	100	10	0		100
22	170	-6,36062	99,99996								
24	0		100								
26	0		100								
28	0		100								
30	0		100								
32	0		100								
34	0		100								
36	0		100								
38	0		100								
40	0		100								

4.1.8. Al/PÇ/TiIrO₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proseste *E. coli*'nin Koloni Optik Yoğunluğunun Belirlenmesi

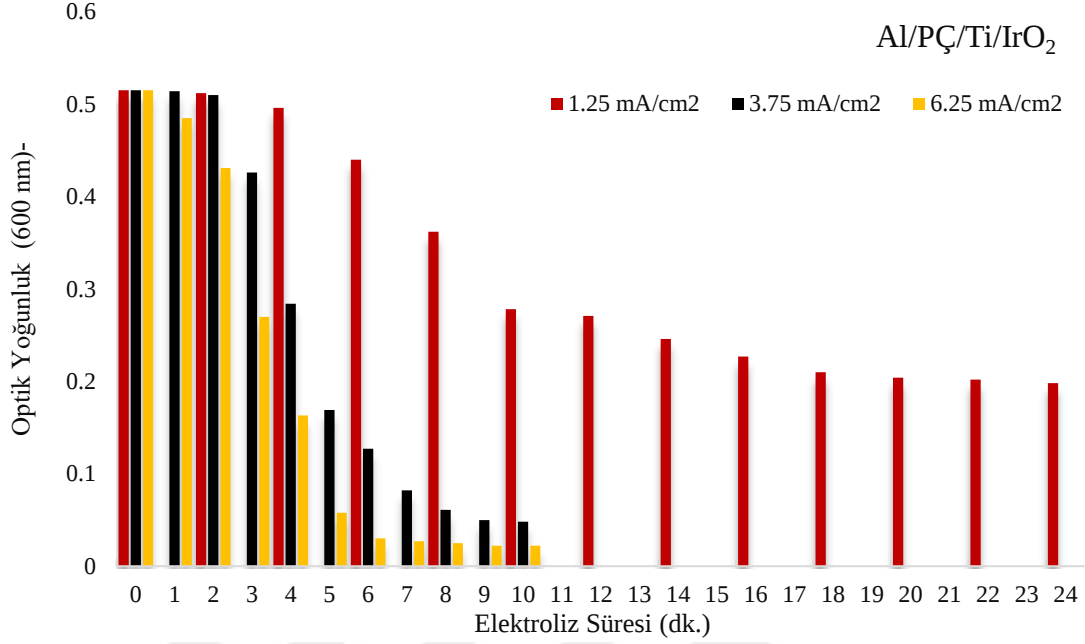
Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot bağlantılı elektrokimyasal proses ile uygulanan 1,25 mA/cm², 2,5 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² akım yoğunlukları için *E. coli*'nin koloni optik yoğunluğu değerleri Çizelge 4.8'de verilmiştir.

Çizelge 4.8. Al/PÇ/TiIrO₂ bağlantılı elektrokimyasal proses için *E. coli* 'nin optik yoğunluğu

Uygulanan Akım					
1,25 mA/cm ² (0.1 A)		3,75 mA/cm ² (0.3 A)		6,25 mA/cm ² (0.5 A)	
Süre (dk.)	Abs (600nm)	Süre (dk.)	Abs (600nm)	Süre (dk.)	Abs (600nm)
0	0,515	0	0,515	0	0,515
2	0,512	1	0,514	1	0,485
4	0,496	2	0,51	2	0,431
6	0,44	3	0,426	3	0,27
8	0,362	4	0,284	4	0,163
10	0,278	5	0,169	5	0,058
12	0,271	6	0,127	6	0,03
14	0,246	7	0,082	7	0,027
16	0,227	8	0,061	8	0,025
18	0,21	9	0,05	9	0,022
20	0,204	10	0,048	10	0,022
22	0,202				
24	0,198				
26	0,192				
28	0,189				
30	0,188				
32	0,188				
34	0,185				
36	0,185				
38	0,182				
40	0,18				

Şekil 4.9'da ise Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste OD600'de ölçülen *E. coli* 'nin inaktivasyon değerleri 0 ile 2. dakika arasında uygulanan 1,25 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² akım değerleri için neredeyse aynı olmasına karşın 6,25 mA/cm² akımda inaktivasyon değeri daha yüksektir. 2. dakikadan sonra 1,25 mA/cm² akımın inaktivasyon etkisi 3,75 mA/cm² ve 6,25 mA/cm² akıma göre daha az etkili olmuştur. *E. coli*'nin 4D inaktivasyonu 1,25 mA/cm² akım için 20,24 dakika iken

3,75 mA/cm² için 4,95 dakikalık bir sürede belirlenmiştir. 6,25 mA/cm² için ise inaktivasyon çok kısa sürede gerçekleştiği için 4D bozunma süresi hesaplanamamıştır.



Şekil 4.9. 1,25 mA/cm², 3,75 mA/cm² ve 6,25 mA/cm² akım yoğunlukları için *E. coli*'nin OD 600 değerlerinin zamanla değişimi (Al/PÇ/Ti/IrO₂ hibrit elektrot bağlantı türü)

4.1.9. Al/PÇ/TiIrO₂ Hibrit Elektrot Bağlantılı Elektrokimyasal Proseste *E. coli* İnaktivasyonunun Modellenmesi

Modellerin yeterliliğini belirlemek için R² ve düzeltilmiş R² değerleri kontrol edilmiştir. Log-lineer modelin R² değeri 1,25 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,65 ve 0,97 olarak belirlenirken, R²_{adj} değerleri sırasıyla 0,61 ve 0,97 olmuştur. Log-lineer inaktivasyon modelinin 2D grafiği Şekil 4.10a ve Şekil 4.11a'de verilmiştir.

Geeraerd Shoulder modelinin 1,25 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için R² değerleri sırasıyla 0,96 ve 0,97 olarak belirlenmiştir, R²_{adj} değerleri ise sırasıyla 0,95 ve 0,97'dir. Geeraerd Shoulder modelinin 2D grafiği Şekil 4.10b ve 4.11b'de verilmiştir.

Weibull modelinin 1,25 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için R² değerleri sırasıyla 0,97 ve 0,98 olarak belirlenmiştir, R²_{adj} değerleri ise sırasıyla 0,96 ve 0,97'dir. Weibull modelinin 2D grafiği Şekil 4.10c ve 4.11c'de verilmiştir. Weibull inaktivasyon modelini göstermektedir.

Geeraerd Shoulder Tail modelinin R^2 değerleri 1,25 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,96 ve 0,97 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,94 ve 0,96'dır. Ancak ölçülebilecek minimum değer $\text{Log}_{10}(N_{res})$ değerinden daha düşüktür. Bu veriler için kuyruklu model olası değildir ve bulgular modele uymamaktadır.

Geeraerd Tail modelinin R^2 değerleri 1,25 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,65 ve 0,97 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,57 ve 0,96'dır. Ancak ölçülebilecek minimum değer $\text{Log}_{10}(N_{res})$ değerinden daha düşüktür. Bu veriler için kuyruklu model olası değildir ve bulgular modele uymamaktadır.

Weibull Fixed modelinin 1,25 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için R^2 değerleri sırasıyla 0,65 ve 0,97 olarak belirlenmiştir, R^2_{adj} değerleri ise sırasıyla 0,58 ve 0,97'dir. Weibull Fixed modelinin 2D grafiği Şekil 4.10f ve Şekil 4.11f'de verilmiştir.

Albert modelinin R^2 değerleri 1,25 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,97 ve 0,98 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,96 ve 0,96'dır. Ancak ölçülebilecek minimum değer $\text{Log}_{10}(N_{res})$ değerinden daha düşüktür. Bu veriler için kuyruklu model olası değildir ve bulgular modele uymamaktadır.

Double Weibull (Coroller) modelinin 1,25 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için R^2 değerleri sırasıyla 0,97 ve 0,99 olarak belirlenmiştir, R^2_{adj} değerleri ise sırasıyla 0,96 ve 0,99'dur. Double Weibull modelinin 2D grafiği Şekil 4.10h ve Şekil 4.11h'de verilmiştir. Double Weibull modelinin yüksek bir sinyale sahip olduğu ve bunun da *E. coli* inaktivasyonu için elektro dezenfeksiyon sürecini açıkladığı düşünülmektedir.

Bifazik modelin R^2 değerleri 1,25 mA/cm² ve 3,75 mA/cm² için sırasıyla 0,65 ve 0,97 olarak belirlenirken, R^2_{adj} değerleri sırasıyla 0,51 ve 0,96'dır. Bununla birlikte, 1,25 mA/cm² akımda f değeri sıfırdır. Bu durum, Bifazik modelin bu veriler için olası olmadığını göstermektedir ayrıca 3,75 mA/cm² akımda k_{max1} için parametre tahmini k_{max2} 'ye eşittir. Bu da bifazik modelin bu durumda gerçeklere uyma ihtimalinin düşük olduğunu göstermektedir.

Bifazik Shoulder modelinin 3,75 mA/cm² için R^2 değerleri 0,97 olarak belirlenmiştir, R^2_{adj} değerleri ise 0,95'dir. 1,25 mA/cm² akımda f değeri 1'dir. Bu durum Bifazik modelin bu veriler için olası olmadığını gösterir. 3,75 mA/cm² akımda k_{max1} ve k_{max2} için parametre tahminleri aynıdır. Bu durum, bifazik modelin bu durumda gerçeklere uyma ihtimalinin düşük olduğunu göstermektedir.

İnaktivasyon modellerinin 2 boyutlu grafikleri Şekil 4.10 ve Şekil 4.11’de verilmiştir. RMSE ve R^2 parametreleri modelin uyumunu değerlendirmek için kullanılmıştır. Son olarak GInaFit’te yer alan matematiksel kinetik modeller ile hibrit elektro-bağlantılı elektro-dezenfeksiyon sürecini ve *E. coli* giderim modelini açıklayacak model seçilmiştir. Çalışmada elde edilen inaktivasyon eğrilerinin Çift Weibull modeline uyduğu görülmüştür. Etkin akım değerini belirlemek için mikrobiyal popülasyonun 4 log azalması için gereken süre Çift Weibull modeli ile birlikte belirlenmiştir.

Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* 'nin farklı akım yoğunlukları altındaki kinetik parametrelerinin modellenmesi Çizelge 4.9’te verilmiştir.

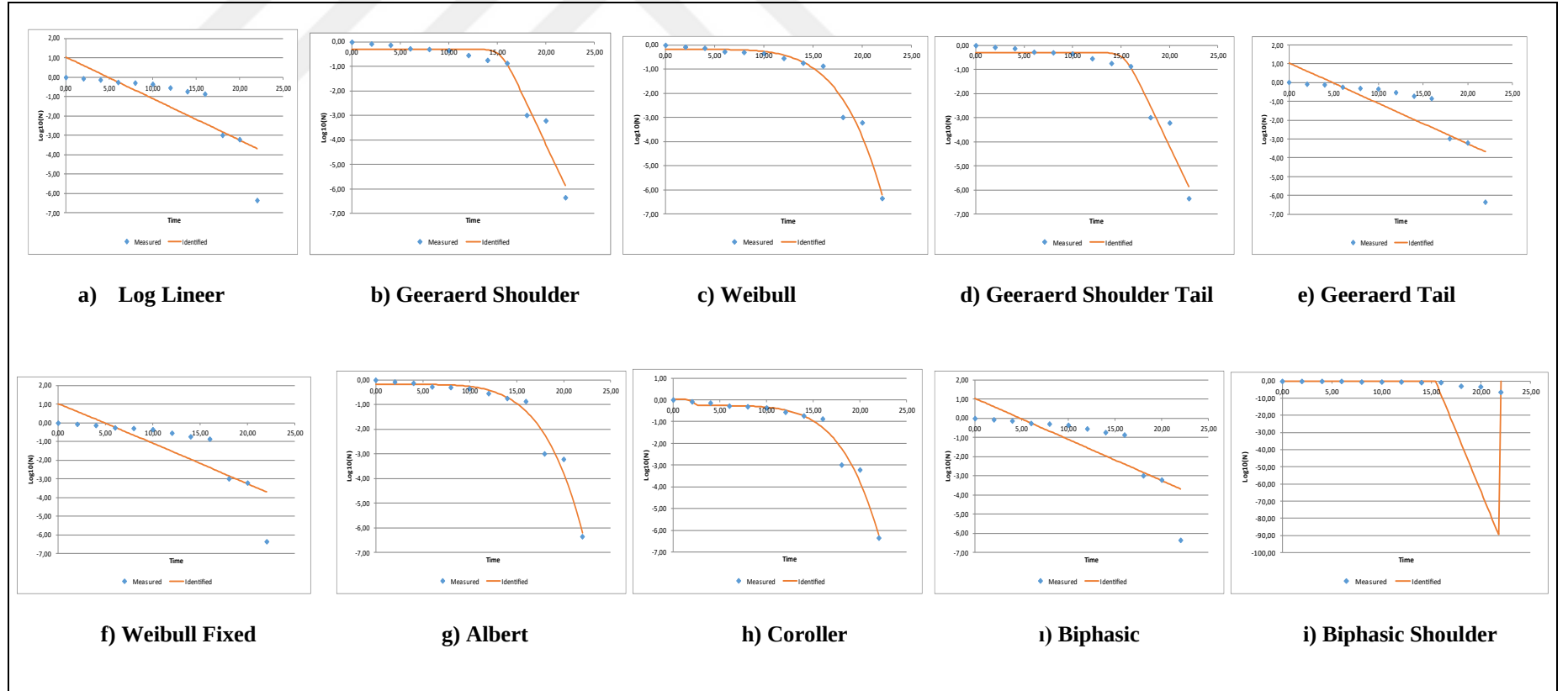
Çizelge 4.9. Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste inaktivasyon modelleri ve katsayıları

Model	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	4D reduction is reached at					
Log-linear	0.1	0.65	0.61	1.4348	1.1978	0.49	0.12	1.03	0.65	±18.7					
	0.3	0.97	0.97	0.2691	0.5188	2.19	0.13	0.38	0.30	±4,23					
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Delta	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	p	c	Log ₁₀ (N _{res})	c	4D reduction is reached at	
Albert	0.1	0.97	0.96	0.1486	0.3855	15.74	0.90	-0.18	0.16	5.36	1.30	-15.20	12x10 ⁸	±20.46	
	0.3	0.98	0.96	0.3068	0.5539	1.48	0.51	0.01	0.48	1.18	0.23	-17.88	25x10 ⁸	±4.86	
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Alpha	c	Delta1	c	p	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	Delta2	c
Coroller	0.1	0.97	0.96	0.1409	0.3753	0.0	0.89	2.48	2.16	5.57	0.87	0.04	0.40	15.97	0.79
	0.3	0.99	0.99	0.1167	0.3416	2.63	0.52	1.72	0.26	2.52	0.53	-0.01	0.30	4.36	0.75
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	SI	c	4D reduction is reached at			
Geeraerd Shoulder	0.1	0.96	0.95	0.2040	0.4517	1.95	0.26	-0.30	0.16	15.41	0.65	±20.24			
	0.3	0.97	0.97	0.2818	0.5308	2.27	0.17	0.06	0.52	0.54	0.71	±4,68			
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	Log ₁₀ (N _{res})	c	4D reduction is reached at			
Geeraerd Tail	0.1	0.65	0.57	1.5942	1.2626	0.49	0.16	1.03	0.75	-14.85	26x10 ⁹	±18.7			
	0.3	0.97	0.96	0.3076	0.5546	2.19	0.17	0.38	0.34	-17.55	16x10 ⁸	±4.23			

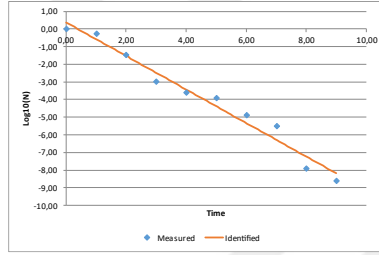
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	kmax	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	Log ₁₀ (N _{res})	c	SI	c	4D reduction is reached at	
Geeraerd Shoulder Tail	0.1	0.96	0.94	0.2296	0.4791	1.95	0.46	-0.30	0.17	-17.11	16x10 ¹⁰	15.41	0.81	±20.24	
	0.3	0.97	0.96	0.3288	0.5734	2.27	0.24	0.06	0.56	-18.52	13x10 ⁹	0.54	0.80	±4.68	
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Delta	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	p	c	4D reduction is reached at			
Weibull	0.1	0.97	0.96	0.1321	0.3634	15.74	0.67	-0.18	0.15	5.36	0.71	±20.46			
	0.3	0.98	0.97	0.2630	0.5128	1.48	0.42	0.01	0.43	1.18	0.18	±4.86			
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	Delta	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	p	c	4D reduction is Reached at			
Weibull fixed	0.1	0.65	0.58	1.5701	1.2530	4.80	4.98	1.02	1.07	1.02	0.63	±18.7			
	0.3	0.97	0.97	0.2975	0.5454	1.10	0.38	0.33	0.48	1.02	0.16	±4.32			
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	f	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	kmax1	c	kmax2	c	4D reduction is Reached at	
Biphasic	0.1	0.65	0.51	1.7935	1.3392	0.0	-	1.03	-	32.33	-	0.49	-	±18.7	
	0.3	0.97	0.96	0.3588	0.5990	0.9370	12x10 ¹⁴	0.38	0.35	2.19	6.8x10 ⁶	2.19	10x 10 ⁷	±4.23	
	Current (A)	R ²	R ² _{adj}	a	b	f	c	Log ₁₀ (N ₀)	c	kmax1	c	kmax2	c	SI	c
Biphasic shoulder	0.1	-	-	-	-	1.00	-	0	-	32.33	-	0.49	-	15.41	-
	0.3	0.97	0.95	0.3945	0.6281	1	-	0.06	-	2.27	-	2.27	-	0.54	-

c:standart

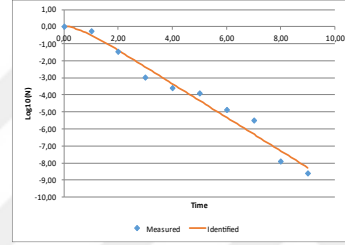
Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları Şekil 4.10 ve Şekil 4.11’de gösterilmektedir.



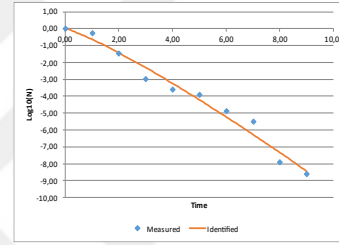
Şekil 4.10. 1,25 mA/cm² akım uygulanan Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları



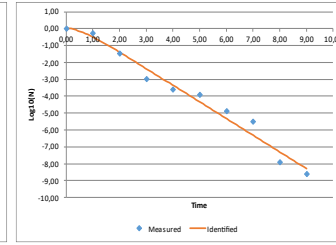
a) Log-Linear



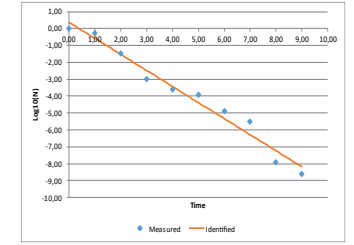
b) Geeraerd Shoulder



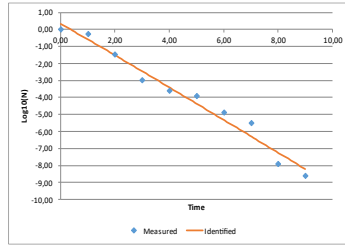
c) Weibull



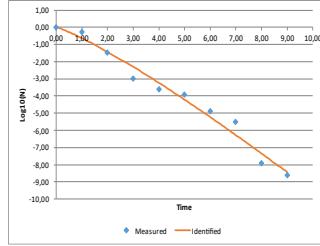
d) Geeraerd Shoulder Tail



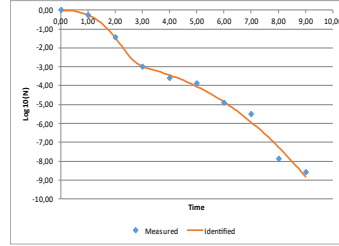
e) Geeraerd Tail



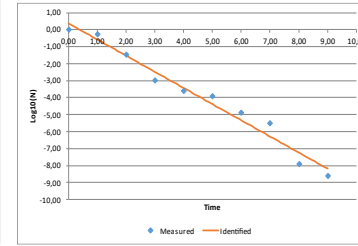
f) Weibull Fixed



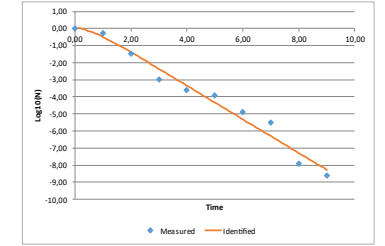
g) Albert



h) Double Weibull (Coroller)



i) Biphasic



j) Biphasic Shoulder

Şekil 4.11. 3,75 mA/cm² akım uygulanan Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot bağlantı türünün kullanıldığı elektrokimyasal proseste *E. coli* inaktivasyon modellerinin grafik dağılımları

4.2.0. Farklı Hibrit Elektrot Bağlantı Türlerinin Kullanıldığı Elektrokimyasal Prosesler İçin *E. coli* İnaktivasyon Modellerinin Değerlendirilmesi

Uygulanan hibrit elektrokimyasal işlemde *E. coli* inaktivasyon verilerine en iyi uyumu sağlamak ve dezenfeksiyonu için ortalama kinetik değerin hesaplanması amacıyla doğrusal matematiksel bir model olan GlnaFİT yazılımı kullanılmıştır (Geeraerd vd., 2005). Mikrobiyal inaktivasyon süreci kareler yöntemine dayanan bilişim araçları vasıtasıyla basitleştirilmiş ve geliştirilmiş olan bu yazılım Geeraerd vd. (2005), tarafından geliştirilen bir Microsoft Excel aracıdır. Bu model, deneysel mikrobiyal hayatta kalma modelleri verilerinin ayarlanması için büyük kolaylık sağlar.

Genellikle *E. coli* inaktivasyonu literatürde (Baram vd., 2009; Benabbou vd., 2007) tarafından üç aşama olarak belirtilmiştir. Bu fazlar;

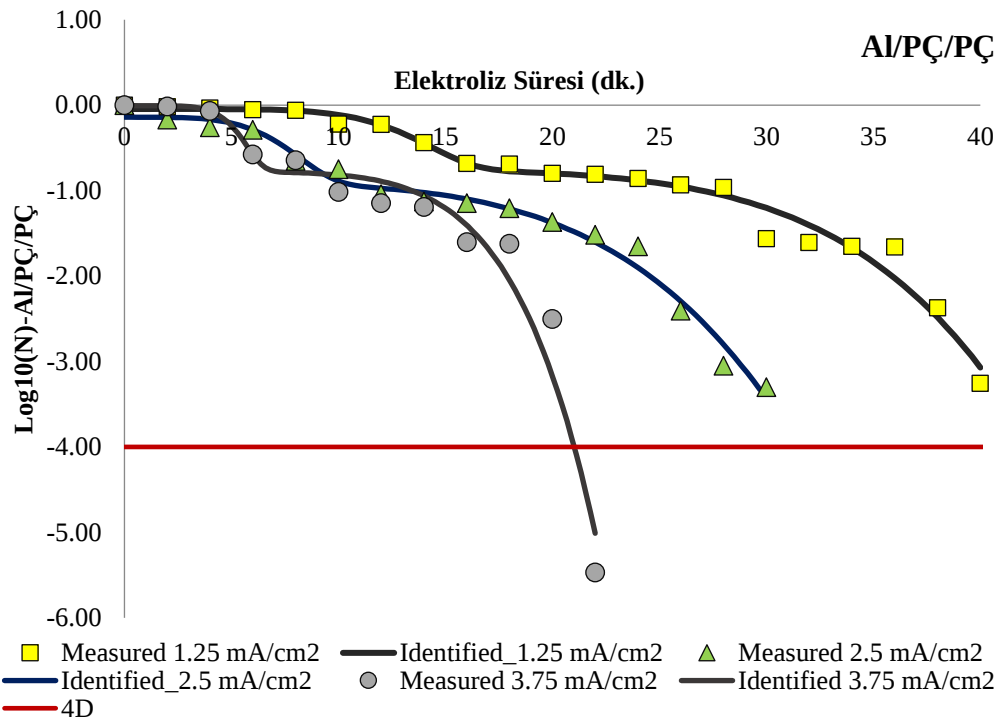
- “Shoulder” olarak adlandırılan ilk faz, serbest radikallerin mikroorganizmaya saldırmaya başladığı ilk inkübasyon dönemiyle ilgilidir.
- İkinci faz, bakteriyel inkübasyonun daha hızlı olduğu dönemi temsil eder
- “Tail” fazı olarak adlandırılan üçüncü faz inaktivasyonun daha yavaş olduğu son dönemdir. İkincisi, *E. coli* inaktivasyonunun yavaşlaması, elektroliz ortamında üretilen yan ürünlerin serbest oksidan radikallerin (%OH) tüketimi üzerinde rekabetçi etkisi ile açıklanabilir. Bu duruma göre *E. coli*’nin inaktivasyon kinetiği hesaplanmıştır. (Geeraerd vd., 2005), tarafından önerilen modele göre (Denklem (4.1)) Coroller yani Double Weibull modeline uydurulmuştur. Bununla birlikte, bu çalışmada gözlemlenen sağ kalım eğrilerinin elektrokimyasal dezenfeksiyon parametreleri kuyruklar, omuzlar ve inaktivasyon oranları göstermiştir. Kullanılan model aşağıdaki gibi tanımlanmıştır:

$$N(t) = \left(\frac{N_0}{(1+10^\alpha)} \right) \cdot \left(10^{-\left(\frac{t}{a_1}\right)^{n_1+\alpha}} + 10^{-\left(\frac{t}{a_2}\right)^{n_2}} \right) \quad (4.1)$$

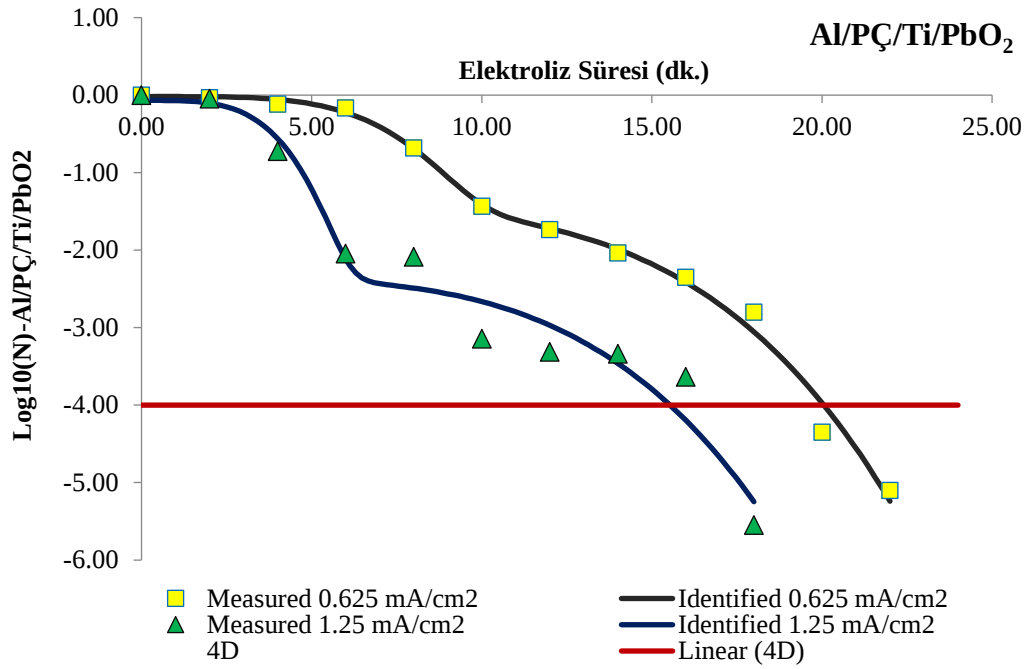
Burada, $N(t)$ (CFU ml⁻¹) hayatta kalanların sayısı, N_0 (CFU ml⁻¹) başlangıçtaki mikroorganizma sayısı, a_1 ve a_2 ölçek parametresi, n_2 şekil parametresi ve α ilk alt popülasyonun toplam popülasyon içinde kalan kısmını ifade eder. α , f ’nin (başlangıçtaki ana alt popülasyonun fraksiyonu) logaritması olarak tanımlanır ve $\alpha = \log_{10} (N_{01}/N_{02})$ ile eşdeğerdir ve α değeri, $\log_{10} (N_0)$ ile bükülmenin gözlemlendiği popülasyon büyüklüğünün logaritması arasındaki grafik farkına yakındır.

Uyum modelinin kalitesini değerlendirmek için, R^2 , düzeltilmiş belirleme katsayısı (R^2_{res}) ve RMSD gibi üç parametre dikkate alınmıştır. Ayrıca GlnaFit yazılımı ile farklı kinetiklerde model parametrelerinin standart hatalarını da tahmin edebilir.

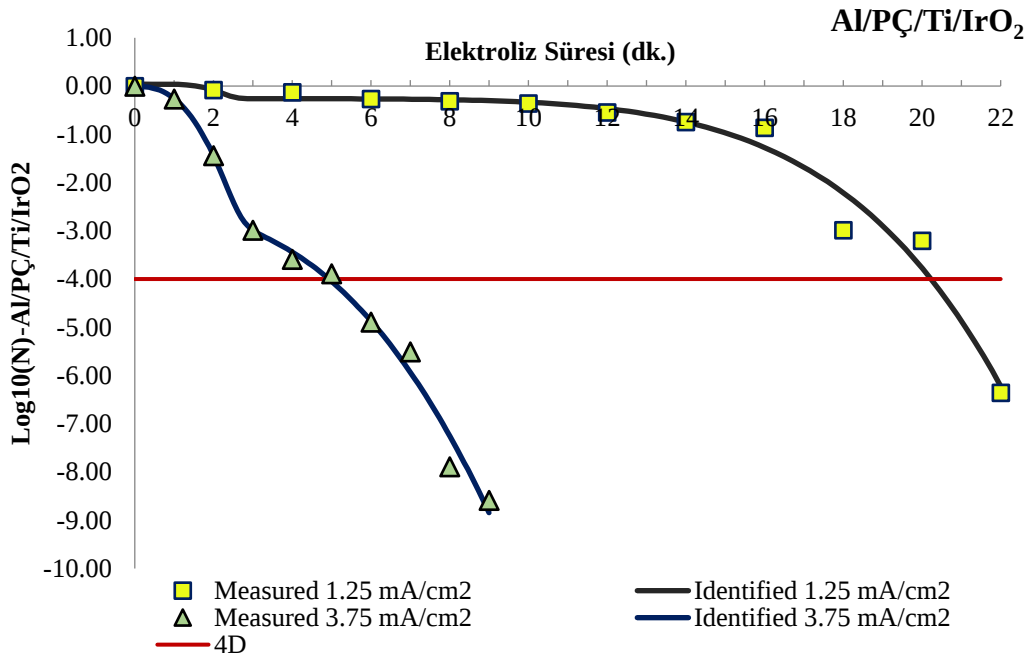
Bu parametrenin iki elektrokimyasal süreç kullanılarak *E. coli* 'nin inaktivasyonu üzerindeki etkisini incelemek için kontamine ortama farklı akım değerleri uygulanmıştır. Sonuçlar Şekil 4.12, Şekil 4.13 ve Şekil 4.14'te gösterilmektedir ve incelenen bu üç durumda yüksek akım yoğunlukların kısa sürede canlı *E. coli* hücrelerinde azalmaya neden olduğunu açıkça göstermektedir. Bununla birlikte, hücre inaktivasyon oranı uygulanan akıma göre daha belirgindir.



Şekil 4.12. Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot türünün kullanıldığı elektrokimyasal proses ile *E. coli* inaktivasyonunun zamanla logaritmik değişimi (Double-Weibull)



Şekil 4.13. Al/PÇ/Ti/PbO₂ hibrit elektrot türünün kullanıldığı elektrokimyasal proses ile *E. coli* inaktivasyonunun zamanla logaritmik değişimi (Double-Weibull)



Şekil 4.14. Al/PÇ/Ti/IrO₂ hibrit elektrot türünün kullanıldığı elektrokimyasal proses ile *E. coli* inaktivasyonunun zamanla logaritmik değişimi (Double-Weibull)

Al/PÇ/Ti/PbO₂ hibrit elektrot kullanılarak 0,625 mA/cm²'lik düşük akım yoğunluğunda *E. coli* hücrelerinin en düşük inaktivasyonu logaritmik olarak -5,1' e ulaşması sadece 22 dakika sürmüştür. Yine Al/PÇ/PÇ hibrit elektrotları kullanılarak 1,25 mA/cm²'lik düşük

akım yoğunluğunda *E. coli* hücrelerinin en düşük inaktivasyonu logaritmik olarak -3,2'ye ulaşması 40 dakikadır. Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot kullanılarak yapılan çalışmada 1,25 mA/cm²'lik düşük akım yoğunluğunda *E. coli* hücrelerinin en düşük inaktivasyonu logaritmik olarak -6,36'ya ulaşması 22 dakikadır.

Bununla birlikte Al/PÇ/PÇ, Al/PÇ/TiPbO₂ ve Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot türünde uygulanan yüksek akımlar sırasıyla 3,75 mA/cm², 1,875 mA/cm² ve 6,25 mA/cm² olarak uygulandığında canlı *E. coli* hücrelerinin maksimum inaktivasyona ulaştığı görülmektedir. (Kourdali vd. (2018), tarafından da benzer sonuçlar bulunmuştur. Ayrıca Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot kullanılarak uygulanan 3,75 mA/cm² en yüksek akım yoğunluğunda – 5,4 logaritmik inaktivasyon oranına ulaşmak 22 dk'dır. Buna karşın Al/PÇ/TiPbO₂ hibrit elektrot kullanılarak uygulanan 1,875 mA/cm² en yüksek akım yoğunluğunda – 3,8 logaritmik inaktivasyon oranına ulaşmak 4 dk. ve Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot kullanılarak uygulanan 6,25 mA/cm² en yüksek akım yoğunluğunda – 6,89 logaritmik inaktivasyon oranına ulaşmak 3 dk. gibi çok daha kısa sürede gerçekleştirerek daha fazla etkinlik gösterdiği görülmektedir.

Aynı akım yoğunluğunda (1,25 mA/cm²) *E. coli* inaktivasyonu için logaritmik olarak -3,25'e (Al/PÇ/PÇ elektrot türü için) ulaşması 40 dk., logaritmik olarak -5,5'e (Al/PÇ/TiPbO₂ elektrot türü için) ulaşması 18 dk. ve logaritmik olarak -6,36'ya (Al/PÇ/TiIrO₂ elektrot türü için) ulaşması 22 dk.'dır. Al/PÇ/TiPbO₂ ve Al/PÇ/TiIrO₂ elektrot türleri neredeyse Al/PÇ/PÇ elektrot türünden zamansal olarak iki katından daha fazla kısa sürede dezenfeksiyon verimine ulaştığı görülmektedir.

Long vd. (2015), tarafından optik yoğunluk çalışması yapılmış ve OD₆₀₀ 'ün hücresel bileşenlerin bozunmasının bir göstergesi olduğu sonucuna varmışlardır. Benzer şekilde Şekil 4.1, Şekil 4.5 ve Şekil 4.9'da OD₆₀₀ değeri farklı akım yoğunluklarında zamana bağlı olarak azalmıştır. Bu azalmanın yüksek akım uygulandığında daha da fazla olduğu görülmektedir (Kourdali vd., 2018).

Kinetik modelleme üç deney grubu için akım yoğunlukları hakkında bilgi vermektedir. *E. coli*'in aktivasyonu için farklı akım yoğunluklarında uygulanan matematiksel modelin uyum parametreleri Çizelge 4.3, Çizelge 4.6 ve Çizelge 4.9'da verilmiştir. Daha öncede belirtildiği gibi *E. coli* inaktivasyonuna Double Weibull modelinin iyi bir şekilde uyduğu, R² ve düzeltilmiş R² değerlerinin istatistiksel olarak çok anlamlı olduğu (> 0.96) başlangıçta büyük bir alt popülasyonun olduğu yani strese daha duyarlı ilk dalganın olduğu, ikinci dalganın ise strese karşı daha dirençli küçük alt popülasyonun olduğu görülmektedir. Bu da çalışmanın Double Weibull modeline uyum sağladığını bir kez daha

kanıtlamış olmaktadır. Burada dikkat edilmesi gereken husus eğrilerde bakteri hücrelerine verilen hasarın inaktivasyonu olduğu zaman omuzlar oluşmaktadır aksi halde omuzlar oluşmayacağı unutulmamalıdır. Mevcut durumda, bakteri hücrelerinin düşük akım yoğunlukları için bir miktar elektrik direncine sahip olduğu görülmektedir. Bu durum, özellikle sadece elektrik akımına dayalı elektro-kimyasal süreçlerde zayıf inaktivasyon oranı ve yüksek omuz uzunluğu ile açıklanır. Bu yüzden mikroorganizmaların total inaktivasyonuna ulaşması için yüksek akım uygulamak çok daha etkili olacaktır. Bu çalışmada elde edilen sonuçlar (Gusmão vd., 2010) tarafından gerçekleştirilen fotokatalitik sistemler ve daha yüksek akım yoğunluklarında daha yüksek bir *E. coli* inaktivasyonunun gerçekleşebileceğini bildiren (Li vd., 2010), tarafından gerçekleştirilen çalışmalar ile benzerlik göstermektedir. Deney sırasında kabarcık oluşum hızı akım yoğununun artması ile artmıştır, bu da çözeltinin homojen hale gelmesini ve moleküllerin daha fazla temas etmesine olanak sağlamıştır.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

E. coli, özellikle içme suyu için bakteriyolojik olarak değerlendirilmesi gereken bir parametredir. Patojenik bir mikroorganizma olduğu için içme suyundan uzaklaştırılması çok önemlidir. Bu çalışmada, yeni bir yaklaşım olan hibrit elektrot bağlantı sistemi kullanılarak elektro-dezenfeksiyon işlemi ile *E. coli* 'nin aktivasyon verimliliği ve *E. coli*'nin inaktivasyon modelleri belirlenmiştir.

Bu çalışmanın sonuçları genel olarak üç farklı hibrit elektrot türü (Al/PÇ/PÇ, Al/PÇ/TiPbO₂ ve Al/PÇ/TiIrO₂) kullanılarak *E. coli* inaktivasyonunda başarılı olduğunu göstermiştir. Dolayısıyla, akım yoğunluğu, elektrolitik yapı incelenmesiyle aşağıdaki sonuçlar elde edilmiştir.

Uygulanan akım yoğunluğundaki artış, *E. coli* hücre inaktivasyonu ve parçalanması (OD600) açısından önemli etkinlik göstermektedir. *E. coli* inaktivasyonunun kinetik modelleme sonuçları, kurulan modelin iyi uyum sağladığını ve bu parametre arttıkça inaktivasyon oranının arttığını ortaya koymaktadır.

Çalışmada uygulanan tüm hibrit elektrot bağlantı türleri için kinetik modelleme Double Weibull modeli ile uyumlu olduğu tespit edilmiştir.

Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot bağlantılı elektrokimyasal proseste uygulanan 1,25 mA/cm² ve 2,5 mA/cm² akımda *E. coli*'nin 4D inaktivasyonuna ulaşamamıştır. Uygulanan 3,75 mA/cm² akımda ise 21,12 dakikalık bir elektroliz süresinde *E. coli* 'nin 4D degradasyonu gerçekleşmiştir.

Al/PÇ/TiPbO₂ hibrit elektrot bağlantı sisteminin kullanıldığı elektrokimyasal proseste uygulanan 0,625 mA/cm² akım'da *E. coli*'nin 4D bozunması 20,24 dakikada elde edilirken, 1,25 mA/cm² akım'da 4D bozunma 15,84 dakikalık elektroliz süresinde gerçekleşmiştir. İnaktivasyon modelinin Double Weibull modeli ile uyumlu olduğu tespit edilmiştir. 1,875 mA/cm² akımda ise giderim çok kısa sürede gerçekleşmiştir. Bu sebeple GlnaFit yazılımı ile modelleme yapılamamıştır. OD600 ile ölçümlerde kısa sürede inaktivasyonun gerçekleştiği tespit edilmiştir. Mikrobiyolojik analizler ile besiyerlerine ekilen örneklerde üreme olmaması bu verileri destekler niteliktedir.

Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot bağlantı sisteminin kullanıldığı elektrokimyasal proseste uygulanan 1,25 mA/cm² akım'da *E. coli*'nin 4D bozunması 20,24 dakikada elde edilirken, 3,75 mA/cm² akım'da 4D bozunma 4,95 dakikalık elektroliz süresinde

gerçekleşmiştir. İnaktivasyon modelinin Double Weibull modeli ile uyumlu olduğu tespit edilmiştir. 6,25 mA/cm² akımda ise giderim çok kısa sürede gerçekleşmiştir. Bu sebeple GlnaFit yazılımı ile modelleme yapılamamıştır. OD600 ölçümlerinde ki değerlere göre kısa sürede inaktivasyonun gerçekleştiği tespit edilmiş ve mikrobiyolojik analizler ile besiyerlerine ekilen örneklerde üreme olmaması yapılan ölçümleri destekler niteliktedir.

Üç çalışma grubu karşılaştırıldığında Al/PÇ/TiPbO₂ hibrit elektrot prosesinde Al/PÇ/PÇ hibrit elektrot prosesine göre yaklaşık 6 kat daha düşük akım verilerek daha kısa sürede daha yüksek giderim verimi elde edilmiştir. Benzer şekilde Al/PÇ/TiPbO₂ hibrit elektrot prosesi Al/PÇ/TiIrO₂ hibrit elektrot prosesine göre ise 2 kat daha düşük akım verilerek aynı süre içerisinde çok daha yüksek giderim verimi elde edilmiştir.

Üç deney grubu sonucunda da görüldüğü üzere akımın artması *E. coli* inaktivasyonunu artırır. Akım yoğunluğundaki artışa bağlı olarak *E. coli*'nin inaktivasyonundaki artış birkaç faktöre bağlanabilir. İlk olarak, akım yoğunluğunun artırılması hücresel membrandaki potansiyel farkını artırır ve iyonların hücre duvarından hareketini kısıtlar, bu da hücredeki temel fizyolojik fonksiyonları yok eder (Gheraout vd., 2008). İkinci olarak, canlıların fosfolipidik membranındaki proteinler hücre elektrik akımı tarafından kolayca oksitlenebilir, bu da canlı hücrelerin inaktivasyonuna yol açar (Drees vd., 2003). Son olarak, üretilen koagülant iyonlarının sayısı akım yoğunluğundaki artışla birlikte artar, bu da giderim verimliliğini artırır. Al/PÇ/PÇ elektrotları kullanılarak 5 mA/cm² (0,4 A) akım, Al/PÇ/TiPbO₂ elektrotlar kullanılarak 2,5 mA/cm² (0,2 A) akım ve Al/PÇ/TiIrO₂ elektrotlar kullanılarak 7,5 mA/cm² (0,6A) akım uygulamanın daha kısa süreli bir 4D inaktivasyon fırsatı sunabileceği düşünülmektedir.

Sonuç olarak, hibrit elektrot bağlantılı elektro-dezenfeksiyon prosesi, *E. coli* inaktivasyonunu etkin bir şekilde gerçekleştirmesinin yanında, kimyasal metotlara göre kimyasal üretimi, taşınması, depolanması gibi sorunlarının olmaması, fiziksel metotlara göre, güneş enerji panelleri ile entegre edildiğinde enerji tüketiminin olmaması gibi önemli avantajlara sahip olması nedeniyle yeni nesil bir dezenfeksiyon prosesi, *E. coli* inaktivasyonu için güvenilir bir yaklaşım ve geleneksel yöntemlere alternatif olabilecek nitelikte bir proses olduğu düşünülmektedir.

6. KAYNAKLAR

- Abdelaziz, K., Nour-eddine, A., Abdelkader, C., & Mehdi, C. (2013). Effet Bactéricide et Épuratoire De Traitement Electrochimique Sur L'effluent D'abattoir De Vianderouge. *European Scientific Journal*, 9, 155-164.
- Abderrahmane, S., Himour, A., & Ponsonnet, L. (2008). Inactivation of *E. coli* and *Pseudomonas aeruginosa* by electrochlorination under bipolar pulsed polarization. *Materials Science and Engineering: C*, 28(5-6), 901-905. <https://doi.org/10.1016/j.msec.2007.10.080>
- Agi, A., Junin, R., Alqatta, A. Y. M., Gbadamosi, A., Yahya, A., & Abbas, A. (2019). Ultrasonic assisted ultrafiltration process for emulsification of oil field produced water treatment. *Ultrasonics Sonochemistry*, 51, 214-222. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2018.10.023>
- Akter, S., Suhan, M. B. K., & Islam, M. S. (2022). Recent advances and perspective of electrocoagulation in the treatment of wastewater: A review. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 17, 100643. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100643>
- Alattabi, A. W., Harris, C., Alkhaddar, R., Alzeyadi, A., & Hashim, K. (2017). Treatment of Residential Complexes' Wastewater using Environmentally Friendly Technology. *Procedia Engineering*, 196, 792-799. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.08.009>
- Albert, I., & Mafart, P. (2005). A modified Weibull model for bacterial inactivation. *International Journal of Food Microbiology*, 100(1-3), 197-211. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2004.10.016>
- Allocati, N., Masulli, M., Alexeyev, M., & Di Ilio, C. (2013). Escherichia coli in Europe: An Overview. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(12), 6235-6254. <https://doi.org/10.3390/ijerph10126235>
- Anese, M., Maifreni, M., Bot, F., Bartolomeoli, I., & Nicoli, M. C. (2015). Power ultrasound decontamination of wastewater from fresh-cut lettuce washing for potential water recycling. *Innovative Food Science & Emerging Technologies*, 32, 121-126. <https://doi.org/10.1016/j.ifset.2015.09.005>
- Anfruns-Estrada, E., Bruguera-Casamada, C., Salvadó, H., Brillas, E., Sirés, I., & Araujo, R. M. (2017). Inactivation of microbiota from urban wastewater by single and sequential electrocoagulation and electro-Fenton treatments. *Water Research*, 126, 450-459. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.056>
- Aydın, E., Parlak, M., Güdücüoğlu, H., & Bayram, Y. (2021). Determination of Microbiological Pollution Level of Lake Van and Lake Erçek Situated within the Borders of Van Province. *Türk Mikrobiyoloji Cemiyeti Dergisi*. <https://doi.org/10.5222/TMCD.2021.02418>
- Bagga, A., Chellam, S., & Clifford, D. A. (2008). Evaluation of iron chemical coagulation and electrocoagulation pretreatment for surface water microfiltration. *Journal of*

- Membrane Science*, 309(1-2), 82-93. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.10.009>
- Baram, N., Starosvetsky, D., Starosvetsky, J., Epshtein, M., Armon, R., & Ein-Eli, Y. (2009). Enhanced inactivation of *E. coli* bacteria using immobilized porous TiO₂ photoelectrocatalysis. *Electrochimica Acta*, 54(12), 3381-3386. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2008.12.033>
- Baran, W., Adamek, E., Jajko, M., & Sobczak, A. (2018). Removal of veterinary antibiotics from wastewater by electrocoagulation. *Chemosphere*, 194, 381-389. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.165>
- Benabbou, A. K., Derriche, Z., Felix, C., Lejeune, P., & Guillard, C. (2007). Photocatalytic inactivation of *Escherichia coli*. *Applied Catalysis B: Environmental*, 76(3-4), 257-263. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2007.05.026>
- Bevilacqua, A., Speranza, B., Sinigaglia, M., & Corbo, M. (2015). A Focus on the Death Kinetics in Predictive Microbiology: Benefits and Limits of the Most Important Models and Some Tools Dealing with Their Application in Foods. *Foods*, 4(4), 565-580. <https://doi.org/10.3390/foods4040565>
- Bidhendi Nabi, G. R., Hoveidi, H., Jafari, H., Karbassi, A. R., & Nasrabadi, T. (2006). Application of ozonation in drinking water disinfection based on an environmental management strategy approach using swot method. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering* 3, 23-30.
- Bigelow, W. D., & Esty, J. R. (1920). The Thermal Death Point in Relation to Time of Typical Thermophilic Organisms. *Journal of Infectious Diseases*, 27(6), 602-617. <https://doi.org/10.1093/infdis/27.6.602>
- Bilgehan, H. (1995). *Klinik Mikrobiyoloji*. Fakülteler Kitapevi Barış Yayınları.
- Bizzi, C. A., Zanatta, R. C., Santos, D., Giacobe, K., Dallago, R. M., Mello, P. A., & Flores, E. M. M. (2020). Ultrasound-assisted extraction of chromium from residual tanned leather: An innovative strategy for the reuse of waste in tanning industry. *Ultrasonics Sonochemistry*, 64, 104682. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.104682>
- Blatchley, E. R., Bastian, K. C., Duggirala, R. K., Alleman, J. E., Moore, M., & Schuerch, P. (1996). Ultraviolet irradiation and chlorination/dechlorination for municipal wastewater disinfection: Assessment of performance limitations. *Water Environment Research*, 68(2), 194-204. <https://doi.org/10.2175/106143096X127389>
- Buchanan, R. L. (1993). Predictive food microbiology. *Trends in Food Science & Technology*, 4(1), 6-11. [https://doi.org/10.1016/S0924-2244\(05\)80004-4](https://doi.org/10.1016/S0924-2244(05)80004-4)
- Can, O. T. (2002). *Alüminyum Elektrotlar Kullanarak Tekstil Atıksu ve Boyalarının Elektrokoagülasyon ile Arıtımı* [Yüksek Lisans]. Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü.
- Can, O. T., Kobya, M., Demirbas, E., & Bayramoglu, M. (2006). Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. *Chemosphere*, 62(2), 181-187. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.05.022>
- Castro-Ríos, K., Taborda-Ocampo, G., & Torres-Palma, R. A. (2014). Experimental Design to Measure *Escherichia coli* Removal in Water Through Electrocoagulation. *International Journal of Electrochemical Science*, 9(2), 610-617. [https://doi.org/10.1016/S1452-3981\(23\)07743-X](https://doi.org/10.1016/S1452-3981(23)07743-X)

- Cerf, O. (1977). A REVIEW Tailing of Survival Curves of Bacterial Spores. *Journal of Applied Bacteriology*, 42(1), 1-19. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1977.tb00665.x>
- Chen, X., Chen, G., & Yue, P. L. (2002). Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation. *Chemical Engineering Science*, 57(13), 2449-2455. [https://doi.org/10.1016/S0009-2509\(02\)00147-1](https://doi.org/10.1016/S0009-2509(02)00147-1)
- Chin, A., & Bérubé, P. R. (2005). Removal of disinfection by-product precursors with ozone-UV advanced oxidation process. *Water Research*, 39(10), 2136-2144. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.03.021>
- Cohen, J., & Shuval, H. I. (1973). Coliforms, fecal coliforms, and fecal streptococci as indicators of water pollution. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2(1), 85-95. <https://doi.org/10.1007/BF00572392>
- Coroller, L., Leguerinel, I., Mettler, E., Savy, N., & Mafart, P. (2006). General Model, Based on Two Mixed Weibull Distributions of Bacterial Resistance, for Describing Various Shapes of Inactivation Curves. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(10), 6493-6502. <https://doi.org/10.1128/AEM.00876-06>
- Cotillas, S., Llanos, J., Cañizares, P., Mateo, S., & Rodrigo, M. A. (2013). Optimization of an integrated electrodisinfection/electrocoagulation process with Al bipolar electrodes for urban wastewater reclamation. *Water Research*, 47(5), 1741-1750. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.12.029>
- Cotillas, S., Llanos, J., Moraleda, I., Cañizares, P., & Rodrigo, M. A. (2020). Scaling-up an integrated electrodisinfection-electrocoagulation process for wastewater reclamation. *Chemical Engineering Journal*, 380, 122415. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122415>
- Daneshvar, N., Ashassi Sorkhabi, H., & Kasiri, M. B. (2004). Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections. *Journal of Hazardous Materials*, 112(1-2), 55-62. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.03.021>
- Das, P. P., Sharma, M., & Purkait, M. K. (2022). Recent progress on electrocoagulation process for wastewater treatment: A review. *Separation and Purification Technology*, 292, 121058. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121058>
- Delaedt, Y., Daneels, A., Declerck, P., Behets, J., Ryckeboer, J., Peters, E., & Ollevier, F. (2008). The impact of electrochemical disinfection on *Escherichia coli* and *Legionella pneumophila* in tap water. *Microbiological Research*, 163(2), 192-199. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2006.05.002>
- Delaire, C., van Genuchten, C. M., Nelson, K. L., Amrose, S. E., & Gadgil, A. J. (2015). *Escherichia coli* Attenuation by Fe Electrocoagulation in Synthetic Bengal Groundwater: Effect of pH and Natural Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, 49(16), 9945-9953. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01696>
- Delipinar, Ş. (2007). *Maya Endüstrisi Atıksularının Elektrokoagülasyon ve Kimyasal Koagülasyon ile Arıtımı*. Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü.
- Diao, H. F., Li, X. Y., Gu, J. D., Shi, H. C., & Xie, Z. M. (2004). Electron microscopic investigation of the bactericidal action of electrochemical disinfection in comparison with chlorination, ozonation and Fenton reaction. *Process Biochemistry*, 39(11), 1421-1426. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00274-7](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00274-7)

- Díaz, V., Ibáñez, R., Gómez, P., Urtiaga, A. M., & Ortiz, I. (2011). Kinetics of electro-oxidation of ammonia-N, nitrites and COD from a recirculating aquaculture saline water system using BDD anodes. *Water Research*, 45(1), 125-134. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.020>
- Drees, K. P., Abbaszadegan, M., & Maier, R. M. (2003). Comparative electrochemical inactivation of bacteria and bacteriophage. *Water Research*, 37(10), 2291-2300. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00009-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00009-5)
- Drogui, P. (2001). Oxidising and disinfecting by hydrogen peroxide produced in a two-electrode cell. *Water Research*, 35(13), 3235-3241. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00021-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00021-5)
- Emamjomeh, Mohammad. M., & Sivakumar, Muttucumaru. (2009). Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1663-1679. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.011>
- EPA. (2014). Water Quality Standards for Coastal and Great Lakes Recreation Waters. *Çinde Environmental Protection Agency*.
- Fahey, R. J. (1990). The UV effect on wastewater. *Water Engineering and Management WENMD*, 2, 137.
- Feng, C. (2004). Water disinfection by electrochemical treatment. *Bioresource Technology*, 94(1), 21-25. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.11.021>
- Fiorentino, A., Lofrano, G., Cucciniello, R., Carotenuto, M., Motta, O., Proto, A., & Rizzo, L. (2021). Disinfection of roof harvested rainwater inoculated with *E. coli* and Enterococcus and post-treatment bacterial regrowth: Conventional vs solar driven advanced oxidation processes. *Science of The Total Environment*, 801, 149763. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149763>
- Fisher, K., & Phillips, C. (2009). The ecology, epidemiology and virulence of Enterococcus. *Microbiology*, 155(6), 1749-1757. <https://doi.org/10.1099/mic.0.026385-0>
- Galeano, L.-A., Guerrero-Flórez, M., Sánchez, C.-A., Gil, A., & Vicente, M.-Á. (2017). *Disinfection by Chemical Oxidation Methods* (ss. 257-295). https://doi.org/10.1007/698_2017_179
- Ganiyu, S. O., Martínez-Huitle, C. A., & Rodrigo, M. A. (2020). Renewable energies driven electrochemical wastewater/soil decontamination technologies: A critical review of fundamental concepts and applications. *Applied Catalysis B: Environmental*, 270, 118857. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2020.118857>
- Geeraerd, A. H., Herremans, C. H., & Van Impe, J. F. (2000). Structural model requirements to describe microbial inactivation during a mild heat treatment. *International Journal of Food Microbiology*, 59(3), 185-209. [https://doi.org/10.1016/S0168-1605\(00\)00362-7](https://doi.org/10.1016/S0168-1605(00)00362-7)
- Geeraerd, A. H., Valdramidis, V. P., & Van Impe, J. F. (2005). GInaFiT, a freeware tool to assess non-log-linear microbial survivor curves. *International Journal of Food Microbiology*, 102(1), 95-105. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2004.11.038>
- Ghanbari, F., Wu, J., Khatebasreh, M., Ding, D., & Lin, K.-Y. A. (2020). Efficient treatment for landfill leachate through sequential electrocoagulation, electrooxidation and PMS/UV/CuFe₂O₄ process. *Separation and Purification*

- Technology*, 242, 116828. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.116828>
- Gheraout, D., Badis, A., Kellil, A., & Gheraout, B. (2008). Application of electrocoagulation in *Escherichia coli* culture and two surface waters. *Desalination*, 219(1-3), 118-125. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.05.010>
- Gong, J., Liu, Y., & Sun, X. (2008). O₃ and UV/O₃ oxidation of organic constituents of biotreated municipal wastewater. *Water Research*, 42(4-5), 1238-1244. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.09.020>
- Govindan, K., Angelin, A., Kalpana, M., Rangarajan, M., Shankar, P., & Jang, A. (2020). Electrocoagulants Characteristics and Application of Electrocoagulation for Micropollutant Removal and Transformation Mechanism. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 12(1), 1775-1788. <https://doi.org/10.1021/acsami.9b16559>
- Guo, Z., Zhang, Y., Jia, H., Guo, J., Meng, X., & Wang, J. (2022a). Electrochemical methods for landfill leachate treatment: A review on electrocoagulation and electrooxidation. *Science of The Total Environment*, 806, 150529. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150529>
- Gusmão, I. C. C. P., Moraes, P. B., & Bidoia, E. D. (2010). Studies on the electrochemical disinfection of water containing *Escherichia coli* using a Dimensionally Stable Anode. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 53(5), 1235-1244. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132010000500029>
- Hamdan, S. S., & El-Naas, M. H. (2014). Characterization of the removal of Chromium(VI) from groundwater by electrocoagulation. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 20(5), 2775-2781. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2013.11.006>
- Hanjra, M. A., & Qureshi, M. E. (2010). Global water crisis and future food security in an era of climate change. *Food Policy*, 35(5), 365-377. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.05.006>
- Hashim, K. S., Adeola Idowu, I., Jasim, N., Al Khaddar, R., Shaw, A., Phipps, D., Kot, P., Ortoneda Pedrola, M., Alattabi, A. W., Abdulredha, M., Alwash, R., Teng, K. H., Joshi, K. H., & Hashim Aljefery, M. (2018). Removal of phosphate from River water using a new baffle plates electrochemical reactor. *MethodsX*, 5, 1413-1418. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.10.024>
- Hashim, K. S., Ali, S. S. M., AlRifaie, J. K., Kot, P., Shaw, A., Al Khaddar, R., Idowu, I., & Gkantou, M. (2020). *Escherichia coli* inactivation using a hybrid ultrasonic–electrocoagulation reactor. *Chemosphere*, 247, 125868. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125868>
- Hashim, K. S., AlKhaddar, R., Shaw, A., Kot, P., Al-Jumeily, D., Alwash, R., & Aljefery, M. H. (2020). *Electrocoagulation as an Eco-Friendly River Water Treatment Method* (ss. 219-235). https://doi.org/10.1007/978-981-13-8181-2_17
- Hashim, K. S., Kot, P., Zubaidi, S. L., Alwash, R., Al Khaddar, R., Shaw, A., Al-Jumeily, D., & Aljefery, M. H. (2020). Energy efficient electrocoagulation using baffle-plates electrodes for efficient *Escherichia coli* removal from wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 33, 101079. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101079>
- Havelaar, A. H., Meulemans, C. C. E., Pot-Hogeeoom, W. M., & Koster, J. (1990). Inactivation of bacteriophage MS2 in wastewater effluent with monochromatic and polychromatic ultraviolet light. *Water Research*, 24(11), 1387-1393.

[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90158-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90158-3)

- Haydar, S., & Aziz, J. A. (2009). Coagulation–flocculation studies of tannery wastewater using combination of alum with cationic and anionic polymers. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2-3), 1035-1040. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.140>
- He, Y., Lin, H., Guo, Z., Zhang, W., Li, H., & Huang, W. (2019). Recent developments and advances in boron-doped diamond electrodes for electrochemical oxidation of organic pollutants. *Separation and Purification Technology*, 212, 802-821. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.11.056>
- Holt, P. K., Barton, G. W., & Mitchell, C. A. (2001). Deciphering the science behind electrocoagulation to remove suspended clay particles from water. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 50(12), 177-184.
- Holt, P. K., Barton, G. W., & Mitchell, C. A. (2005). The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere*, 59(3), 355-367. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.023>
- Hwang, H.-J., Seo, J.-H., Jeong, C., Cheigh, C.-I., & Chung, M.-S. (2019). Analysis of bacterial inactivation by intense pulsed light using a double-Weibull survival model. *Innovative Food Science & Emerging Technologies*, 56, 102185. <https://doi.org/10.1016/j.ifset.2019.102185>
- Inan, H., Dimoglo, A., Şimşek, H., & Karpuzcu, M. (2004). Olive oil mill wastewater treatment by means of electro-coagulation. *Separation and Purification Technology*, 36(1), 23-31. [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(03\)00148-5](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(03)00148-5)
- Ihara, I., Kanamura, K., Shimada, E., & Watanabe, T. (2004). High Gradient Magnetic Separation Combined With Electrocoagulation and Electrochemical Oxidation for the Treatment of Landfill Leachate. *IEEE Transactions on Applied Superconductivity*, 14(2), 1558-1560. <https://doi.org/10.1109/TASC.2004.830706>
- Isidro, J., Brackemeyer, D., Sáez, C., Llanos, J., Lobato, J., Cañizares, P., Matthée, T., & Rodrigo, M. A. (2020). Testing the use of cells equipped with solid polymer electrolytes for electro-disinfection. *Science of The Total Environment*, 725, 138379. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138379>
- Jeong, J., Kim, J. Y., & Yoon, J. (2006). The Role of Reactive Oxygen Species in the Electrochemical Inactivation of Microorganisms. *Environmental Science & Technology*, 40(19), 6117-6122. <https://doi.org/10.1021/es0604313>
- Kapalka, A., Fóti, G., & Comninellis, C. (2008). Kinetic modelling of the electrochemical mineralization of organic pollutants for wastewater treatment. *Journal of Applied Electrochemistry*, 38(1), 7-16. <https://doi.org/10.1007/s10800-007-9365-6>
- Karamati-Niaragh, E., Alavi Moghaddam, M. R., Emamjomeh, M. M., & Nazlabadi, E. (2019). Evaluation of direct and alternating current on nitrate removal using a continuous electrocoagulation process: Economical and environmental approaches through RSM. *Journal of Environmental Management*, 230, 245-254. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.091>
- Kerwick, M. I., Reddy, S. M., Chamberlain, A. H. L., & Holt, D. M. (2005). Electrochemical disinfection, an environmentally acceptable method of drinking water disinfection? *Electrochimica Acta*, 50(25-26), 5270-5277.

<https://doi.org/10.1016/j.electacta.2005.02.074>

- Kishen Kumar, J., & Pandit, A. B. (2012). *Drinking Water Disinfection Techniques*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b13705>
- Kitiş, M., Soroushian, F., Başbuğ, M., Köksal, A., & Ekinci, F. Y. (2003). Arıtma süreçlerinde ultraviyole radyasyonu ile dezenfeksiyon. *Çevre, Bilim ve Teknoloji*, 1, 3-17.
- Kourdali, S., Badis, A., Boucherit, A., Boudjema, K., & Saiba, A. (2018). Electrochemical disinfection of bacterial contamination: Effectiveness and modeling study of *E. coli* inactivation by electro-Fenton, electro-peroxi-coagulation and electrocoagulation. *Journal of Environmental Management*, 226, 106-119. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.038>
- Li, H., Zhu, X., & Ni, J. (2010). Inactivation of *Escherichia coli* in Na₂SO₄ electrolyte using boron-doped diamond anode. *Electrochimica Acta*, 56(1), 448-453. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2010.08.055>
- Li, H., Zhu, X., & Ni, J. (2011). Comparison of electrochemical method with ozonation, chlorination and monochloramination in drinking water disinfection. *Electrochimica Acta*, 56(27), 9789-9796. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2011.08.053>
- Li, Y., Yang, M., Zhang, X., Jiang, J., Liu, J., Yau, C. F., Graham, N. J. D., & Li, X. (2017). Two-step chlorination: A new approach to disinfection of a primary sewage effluent. *Water Research*, 108, 339-347. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.019>
- Li, Y., Zhang, X., Yang, M., Liu, J., Li, W., Graham, N. J. D., Li, X., & Yang, B. (2017). Three-step effluent chlorination increases disinfection efficiency and reduces DBP formation and toxicity. *Chemosphere*, 168, 1302-1308. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.137>
- Liberti, L., Notarnicola, M., & Petruzzelli, D. (2003). Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: parasite removal and by-product formation. *Desalination*, 152(1-3), 315-324. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)01079-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)01079-2)
- Lin, H.-W., Kustermans, C., Vaiopoulou, E., PrévotEAU, A., Rabaey, K., Yuan, Z., & Pikaar, I. (2017). Electrochemical oxidation of iron and alkalinity generation for efficient sulfide control in sewers. *Water Research*, 118, 114-120. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.069>
- Linares-Hernández, I., Barrera-Díaz, C., Bilyeu, B., Juárez-GarcíaRojas, P., & Campos-Medina, E. (2010). A combined electrocoagulation–electrooxidation treatment for industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 688-694. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.064>
- Long, Y., Ni, J., & Wang, Z. (2015). Subcellular mechanism of *Escherichia coli* inactivation during electrochemical disinfection with boron-doped diamond anode: A comparative study of three electrolytes. *Water Research*, 84, 198-206. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.035>
- Loukanov, A., El Allaoui, N., Omor, A., Elmadani, F. Z., Bouayad, K., & Nakabayashi, S. (2020). Large-scale removal of colloidal contaminants from artisanal wastewater by bipolar electrocoagulation with aluminum sacrificial electrodes. *Results in Chemistry*, 2, 100038. <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2020.100038>

- Mahajan, R., Khandegar, V., & Saroha, K. (2013). Treatment Of Hospital Operation Theatre Effluent By Electrocoagulation. *International Journal Of Chemical And Environmental Engineering*, 4(2), 104-107.
- Mameri, N., Yeddou, A. R., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., & Bariou, B. (1998). Defluoridation of septentrional Sahara water of north Africa by electrocoagulation process using bipolar aluminium electrodes. *Water Research*, 32(5), 1604-1612. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00357-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00357-6)
- Mandal, P., Dubey, B. K., & Gupta, A. K. (2017). Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. *Waste Management*, 69, 250-273. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.034>
- Marquenie, D. (2003). Combinations of pulsed white light and UV-C or mild heat treatment to inactivate conidia of *Botrytis cinerea* and *Monilia fructigena*. *International Journal of Food Microbiology*, 85(1-2), 185-196. [https://doi.org/10.1016/S0168-1605\(02\)00538-X](https://doi.org/10.1016/S0168-1605(02)00538-X)
- Marrs, C. F., Zhang, L., & Foxman, B. (2005). *Escherichia coli* mediated urinary tract infections: Are there distinct uropathogenic *E. coli* (UPEC) pathotypes? *FEMS Microbiology Letters*, 252(2), 183-190. <https://doi.org/10.1016/j.femsle.2005.08.028>
- Matsunaga, T., Okochi, M., Takahashi, M., Nakayama, T., Wake, H., & Nakamura, N. (2000). TiN electrode reactor for disinfection of drinking water. *Water Research*, 34(12), 3117-3122. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00066-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00066-X)
- Metcalf & Eddy. (2003). *Waste water Engineering: Treatment Disposal Reuse* (4. bs). McGraw-Hill.
- Meulemans, C. C. E. (1987). The Basic Principles of UV–Disinfection of Water. *Ozone: Science & Engineering*, 9(4), 299-313. <https://doi.org/10.1080/01919518708552146>
- Mollah, M., Morkovsky, P., Gomes, J., Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, D. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 114(1-3), 199-210. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>
- Mook, W. T., Aroua, M. K., & Issabayeva, G. (2014). Prospective applications of renewable energy based electrochemical systems in wastewater treatment: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 36-46. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.042>
- Nawarkar, C. J., & Salkar, V. D. (2019). Solar powered Electrocoagulation system for municipal wastewater treatment. *Fuel*, 237, 222-226. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.09.140>
- Ohrdes, H., Ille, I., Twiefel, J., Wallaschek, J., Nogueira, R., & Rosenwinkel, K.-H. (2018). A control system for ultrasound devices utilized for inactivating *E. coli* in wastewater. *Ultrasonics Sonochemistry*, 40, 158-162. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.04.017>
- Özyonar, F., & Solmaz, M. (2021). Dewaterability and degradability of municipal wastewater sludge by electrooxidation/electrocoagulation (EOx/EC) and ultrasound-assisted electrooxidation/electrocoagulation(US/EOx/EC) processes: Determination of operational conditions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(3), 105236. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105236>

- Özgürses, M. T. (2003). *Elektrokoagülasyon ile Reaktif Tekstil Boya Çözeltilerinin Arıtımı*. Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü.
- Özyonar, F. (2020). Su ve Atıksu Arıtımında Elektroflotasyon Prosesi. *Ömer Halisdemir Üniversitesi Mühendislik Bilimleri Dergisi*.
https://doi.org/10.28948/ngumuh.653062
- Özyonar, F., & Korkmaz, M. U. (2022). Sequential use of the electrocoagulation-electrooxidation processes for domestic wastewater treatment. *Chemosphere*, 290, 133172. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133172
- Panizza, M., & Cerisola, G. (2006). Application of diamond electrodes to electrochemical processes. *Electrochimica Acta*, 51(2), 191-199.
https://doi.org/10.1016/j.electacta.2005.04.023
- Panizza, M., & Cerisola, G. (2009). Direct And Mediated Anodic Oxidation of Organic Pollutants. *Chemical Reviews*, 109(12), 6541-6569.
https://doi.org/10.1021/cr9001319
- Panizza, M., & Martinez-Huitle, C. A. (2013). Role of electrode materials for the anodic oxidation of a real landfill leachate – Comparison between Ti–Ru–Sn ternary oxide, PbO₂ and boron-doped diamond anode. *Chemosphere*, 90(4), 1455-1460.
https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.09.006
- Park, C.-S., Jung, B.-H., Hwang, S., Park, Y.-H., Kang, S.-H., Park, G.-C., Song, G.-W., Jung, D.-H., Ahn, C.-S., Kim, K.-H., Moon, D.-B., Ha, T.-Y., & Lee, S.-G. (2014). External Biliary Drainage in Living Donor Liver Transplantation Using Duct-to-Duct Anastomosis. *Transplantation Proceedings*, 46(3), 678-681.
https://doi.org/10.1016/j.transproceed.2013.11.150
- Patermarakis, G., & Fountoukidis, E. (1990). Disinfection of water by electrochemical treatment. *Water Research*, 24(12), 1491-1496. https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90083-I
- Polat, A. (2013). Su Kaynaklarının Sürdürülebilirliği İçin Arıtılan Atıksuların Yeniden Kullanımı. *Türk Bilimsel Derlemeler Dergisi*, 1, 58-62.
- Polat, H. (2009). Dezenfeksiyon Amaçlı Ozon Kullanımı. *Aquaculture Studies*, 2009(2).
- Qian, A., Yuan, S., Xie, S., Tong, M., Zhang, P., & Zheng, Y. (2019). Oxidizing Capacity of Iron Electrocoagulation Systems for Refractory Organic Contaminant Transformation. *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12629-12638.
https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03754
- Rajeshwar, K., Ibanez, J. G., & Swain, G. M. (1994). Electrochemistry and the environment. *Journal of Applied Electrochemistry*, 24(11).
https://doi.org/10.1007/BF00241305
- Ramírez-Castillo, F., Loera-Muro, A., Jacques, M., Garneau, P., Avelar-González, F., Harel, J., & Guerrero-Barrera, A. (2015). Waterborne Pathogens: Detection Methods and Challenges. *Pathogens*, 4(2), 307-334.
https://doi.org/10.3390/pathogens4020307
- Reilly, M., Cooley, A. P., Tito, D., Tassou, S. A., & Theodorou, M. K. (2019). Electrocoagulation treatment of dairy processing and slaughterhouse wastewaters. *Energy Procedia*, 161, 343-351. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.02.106
- Rowan, N. J., MacGregor, S. J., Anderson, J. G., Fouracre, R. A., McIlvaney, L., &

- Farish, O. (1999). Pulsed-Light Inactivation of Food-Related Microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(3), 1312-1315. <https://doi.org/10.1128/AEM.65.3.1312-1315.1999>
- Ryecroft, S., Shaw, A., Fergus, P., Kot, P., Hashim, K., Moody, A., & Conway, L. (2019). A First Implementation of Underwater Communications in Raw Water Using the 433 MHz Frequency Combined with a Bowtie Antenna. *Sensors*, 19(8), 1813. <https://doi.org/10.3390/s19081813>
- Sahu, O., Mazumdar, B., & Chaudhari, P. K. (2014). Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(4), 2397-2413. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2208-6>
- Saini, R. (2011). Ozone therapy in dentistry: A strategic review. *Journal of Natural Science, Biology and Medicine*, 2(2), 151. <https://doi.org/10.4103/0976-9668.92318>
- Saleh, M., Gonca, S., Isik, Z., Ozay, Y., Harputlu, E., Ozdemir, S., Yalvac, M., Ocakoglu, K., & Dizge, N. (2021). Preparation of ZnO nanorods or SiO₂ nanoparticles grafted onto basalt ceramic membrane and the use for *E. coli* removal from water. *Ceramics International*, 47(19), 27710-27717. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2021.06.196>
- Sarıkaya, Y. (1993). *Fizikokimya*. Gazi Büro Kitabevi.
- Sharma, S., & Simsek, H. (2020). Sugar beet industry process wastewater treatment using electrochemical methods and optimization of parameters using response surface methodology. *Chemosphere*, 238, 124669. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124669>
- Singh, T. S. A., & Ramesh, S. T. (2014). An experimental study of CI Reactive Blue 25 removal from aqueous solution by electrocoagulation using Aluminum sacrificial electrode: kinetics and influence of parameters on electrocoagulation performance. *Desalination and Water Treatment*, 52(13-15), 2634-2642. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.794714>
- Singla, J., Sangal, V. K., Singh, A., & Verma, A. (2020). Application of mixed metal oxide anode for the electro-oxidation/disinfection of synthetic urine: Potential of harnessing molecular hydrogen generation. *Journal of Environmental Management*, 255, 109847. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109847>
- Solak, M. (2023a). Cost-Effective Processes for Denim Production Wastewater: Dual Criterial Optimization of Techno-Economical Parameters by RSM and Minimization of Energy Consumption of Photo Assisted Fenton Processes via Direct Photovoltaic Solar Panel Integration. *Processes*, 11(7), 1903. <https://doi.org/10.3390/pr11071903>
- Solak, M. (2023b). *Mühendislik Alanında Gelişmeler* (G. Başıyigit Kılıç, Ed.; C. 2). Zenodo.
- Solak, M. (2023c). Technoeconomic Analysis of Hybrid Advanced-Oxidation Processes for the Treatment of Ultrafiltration Filtrate Wastewaters, a Byprocess of Yeast Production. *Journal of Environmental Engineering*, 149(10). <https://doi.org/10.1061/JOEEDU.EEENG-7355>
- Stover, E. L. (1980). *High Level Ozone disinfection of Municipal Wastewater Effluents* (EPA Grant No R804946). EPA.
- Şenpınar, A. (2006). Güneş Açılarına Bağlı Olarak Optimum Sabit Güneş Paneli Açısının Hesaplanması. *Fırat Üniversitesi Doğu Araştırmaları Dergisi*, 4(2), 36-41.

- Taştemur, S. (2013). *Membran Filtrasyon Tekniği ile Koliform Analizinde Kullanılan Besiyerlerinin Kıyaslanması* [Yüksek Lisans]. Ankara Üniversitesi.
- Tones, A. R. M., Eyng, E., Zeferino, C. L., Ferreira, S. de O., Alves, A. A. de A., Fagundes-Klen, M. R., & Sehn, E. (2020). Spectral deconvolution associated to the Gaussian fit as a tool for the optimization of photovoltaic electrocoagulation applied in the treatment of textile dyes. *Science of The Total Environment*, 713, 136301. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136301>
- U.S. EPA. (1986). *Design Manual, Municipal Wastewater Disinfection* (EPA/625/1-86/021).
- Uygun, R. (2003). *Demir ve Alüminyum Elektrotlar Kullanılarak Tekstil Boyalarının Elektrokoagülasyon ile Arıtımı*. Gebze Yüksek Teknoloji ve Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Ünlü, D. (2006). *Atıksu Arıtımında Klorlama ile UV Dezenfeksiyonun Karşılaştırılması*.
- van Genuchten, C. M., Addy, S. E. A., Peña, J., & Gadgil, A. J. (2012). Removing Arsenic from Synthetic Groundwater with Iron Electrocoagulation: An Fe and As K-Edge EXAFS Study. *Environmental Science & Technology*, 46(2), 986-994. <https://doi.org/10.1021/es201913a>
- Voukkali, I., & Zorpas, A. A. (2015). Disinfection methods and by-products formation. *Desalination and Water Treatment*, 56(5), 1150-1161. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.941010>
- Wang, J., & Bai, Z. (2017). Fe-based catalysts for heterogeneous catalytic ozonation of emerging contaminants in water and wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 312, 79-98. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.118>
- Wang, J., & Deng, Z. (2019). Modeling and predicting fecal coliform bacteria levels in oyster harvest waters along Louisiana Gulf coast. *Ecological Indicators*, 101, 212-220. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.013>
- Washington State Department of Health Division of Environmental Health Office of Drinking Water , <https://www.doh.wa.gov/portals/1/documents/pubs/331-181.pdf>.
- Water Treatment Manual Disinfection Process Design Manual U.S. EPA (2011).
- Yang, Z., Xu, H., Zeng, G., Luo, Y., Yang, X., Huang, J., Wang, L., & Song, P. (2015). The behavior of dissolution/passivation and the transformation of passive films during electrocoagulation: Influences of initial pH, Cr(VI) concentration, and alternating pulsed current. *Electrochimica Acta*, 153, 149-158. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2014.11.183>
- Yardımcı, C. H. (2009). *Sapanca Gölü Bakteriyolojik Kirlilik Düzeyi İle Enterobacteriaceae Üyelerinde Betalaktam Antibiyotik Dirençlilik Frekansının Araştırılması*. İstanbul Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Yılmaz Nayır, T., & Kara, S. (2018). Container washing wastewater treatment by combined electrocoagulation–electrooxidation. *Separation Science and Technology*, 53(10), 1592-1603. <https://doi.org/10.1080/01496395.2017.1411365>
- Yılmaz, Z., & Karagözoğlu, M. B. (2019). Atıksuların Arıtılmasında Elektrokoagülasyon Uygulamaları. *Bitlis Eren Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi*, 8(1), 319-334. <https://doi.org/10.17798/bitlisfen.466114>

ÖZGEÇMİŞ

KİŞİSEL BİLGİLER

Adı Soyadı : Rüya TEKİN KARAKÖSE

Yabancı Dili : İngilizce

ÖĞRENİM DURUMU

Derece	Alan	Okul/Üniversite	Mezuniyet Yılı
Y. Lisans	Çevre Müh.	Düzce Üniversitesi	2024
Lisans	Sağlık Yönetimi	Atatürk Üniversitesi	2020
Lisans	Çevre Müh.	Düzce Üniversitesi	2018
Ön Lisans	Sağlık Hizmetleri MYO Tıbbi Laboratuvar	Demiroğlu Bilim Üniversitesi	2006
Lise		Atakent Lisesi (Y.D.A.L.)	2003