

**TEKSTİL ENDÜSTRİSİ ATIKSULARI NDA
TOKSİSİTE GİDERİLMESİ**

**YÜKSEK LİSANS TEZİ
Çevre Müh. Deniz KAPTAN
501001902**

**Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 13 Mayıs 2002
Tezin Savunulduğu Tarih : 29 Mayıs 2002**

**Tez Danışmanı : Yard. Doç. Dr. Süreyya MERİÇ PAGANO
Diğer Jüri Üyeleri : Prof. Dr. Ocaş TÜNAY (İ. T. Ü.)
Dr. Oya Okay (TÜBİTAK MAM)**

MAYIS 2002

ÖNSÖZ

Bu çalışmamın gerçekleştirilmesi, yönlendirilmesi ve sonuçlandırılmasındaki katkıları ve desteğinden dolayı değerli hocam Yard. Doç. Dr. Süreyya MERİÇ PAGANO'ya, saygınlı laboratuvar personeline ve tüm çalışmam boyunca desteklerini benden hiçbir zaman esirgemeyen aileme en içten teşekkürlerini sunarım.

Mayıs 2002

Deniz KAPTAN

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
TABLO LİSTESİ	v
ŞEKİL LİSTESİ	viii
ÖZET	xi
SUMMARY	xii
1. GİRİŞ	1
1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2. Çalışmanın Amacı ve Kapsamı	2
2. TEKSTİL ENDÜSTRİSİNİN GENEL ÖZELLİKLERİ	3
2.1. Endüstrinin Tanımı	3
2.2. Endüstride Kullanılan Boyalar	5
2.2.1. Azo boyar maddeleri	5
2.2.2. Reaktif boyar maddeler	6
2.3. Tekstil Endüstrisi Atıksularının Kimyasal Arıtımı	9
2.3.1. Kimyasal çöktürme ve yuvalaştırma	10
2.3.1.1. Alüminyum sülfat çöktürmesi	11
2.3.1.2. Demir sülfat çöktürmesi	12
2.3.1.3. Demir klorür çöktürmesi	12
2.3.2. Ozonlama	12
2.3.3. Fenton Prosesi	14
3. TOKSİSTE İZLEME VE GİDERME YAKLAŞIMI	17
3.1. Toksikite İzleme Yaklaşımı	17
3.2. Toksikite Giderme Yaklaşımı	21
4. DENEYSEL ÇALIŞMANIN PLANLANMASI	23
4.1. Çalışmanın Harlanması	23
4.2. Deneylerin Yürütülmesi	24
4.2.1. Fenton prosesi	24
4.2.2. Kimyasal çöktürme	25
4.2.3. Ozonlama	26
4.2.4. Toksikite ölçümü	26
4.2.5. Renk ölçümü	26
4.3. Analitik Ölçümler	26

5. DENEYSEL SONUÇLAR VE TARTIŞ MALAR	27
5.1. Sentetik Boya Çözeltilisi	27
5.2. Endüstri ni n Genel Atı ksı Karakterizasyonu	30
5.3. Kı myasal Arıtılabilirlik Sonuçları	33
5.3.1. Fenton prosesi	33
5.3.1.1. Sentetik çözeltiye uygulanan fenton proses sonuçları	33
5.3.1.2. Çerçek atı ksuya uygulanan fenton prosesi sonuçları	61
5.3.2. Kı myasal çöktürme deney sonuçları	76
5.3.3. Ozonlama sonuçları	82
5.4. Toksisite Deney Sonuçları	83
5.5. Deneysel Verilerin Yorumlanması	87
6. SONUÇLAR VE ÖNERİ LER	93
KAYNAKLAR	97
ÖZGEÇMİ Ş	102

TABLO LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Tablo 2.1.1	Literatürde bulunan Fenton proses uygulamalarından örnekler 16
Tablo 5.2.1	Tekstil endüstrisine ait boya prosedürü 31
Tablo 5.2.2	Tekstil endüstrisine ait 2 boya prosedürü 32
Tablo 5.2.3	Tekstil endüstrisi atıksu karakterizasyonu 32
Tablo 5.3.1.1	100 mg/l RB5 için FeSO ₄ konsantrasyonu-renk giderimi ilişkisi 33
Tablo 5.3.1.2	100 mg/l RB5 için H ₂ O ₂ renk giderimi ilişkisi 34
Tablo 5.3.1.3	100 mg/l RB5 için sıcaklık-renk giderimi ilişkisi 35
Tablo 5.3.1.4	100 mg/l RB5 için pH-renk giderimi ilişkisi 36
Tablo 5.3.1.5	100 mg/l RB5 için YK süresi- renk giderimi ilişkisi 37
Tablo 5.3.1.6	200 mg/l RB5 için FeSO ₄ konsantrasyonu renk giderimi ilişkisi 39
Tablo 5.3.1.7	200 mg/l RB5 için H ₂ O ₂ renk giderimi ilişkisi (FeSO ₄ =200 mg/l) 40
Tablo 5.3.1.8	200 mg/l RB5 için H ₂ O ₂ renk giderimi ilişkisi (FeSO ₄ =225 mg/l) 41
Tablo 5.3.1.9	200 mg/l RB5 için pH- renk giderimi ilişkisi 42
Tablo 5.3.1.10	200 mg/l RB5 için sıcaklık- renk giderimi ilişkisi 43
Tablo 5.3.1.11	200 mg/l RB5 için YK süresi- renk giderimi ilişkisi 44
Tablo 5.3.1.12	200 mg/l RB5 için HK süresi- renk giderimi ilişkisi 44
Tablo 5.3.1.13	100 mg/l RR için FeSO ₄ konsantrasyonu- renk giderimi ilişkisi 45
Tablo 5.3.1.14	100 mg/l RR için H ₂ O ₂ konsantrasyonu- renk giderimi ilişkisi 46
Tablo 5.3.1.15	100 mg/l RR için pH- renk giderimi ilişkisi 47
Tablo 5.3.1.16	100 mg/l RR için sıcaklık - renk giderimi ilişkisi 48
Tablo 5.3.1.17	100 mg/l RR için YK süresi - renk giderimi ilişkisi 49
Tablo 5.3.1.18	200 mg/l RR için FeSO ₄ konsantrasyonu- renk giderimi ilişkisi 50
Tablo 5.3.1.19	200 mg/l RR için H ₂ O ₂ konsantrasyonu- renk giderimi ilişkisi 51
Tablo 5.3.1.20	200 mg/l RR için pH- renk giderimi ilişkisi 52
Tablo 5.3.1.21	200 mg/l RR için sıcaklık - renk giderimi ilişkisi 53
Tablo 5.3.1.22	200 mg/l RR için YK süresi - renk giderimi ilişkisi 54
Tablo 5.3.1.23	200 mg/l RR için HK süresi - renk giderimi ilişkisi 55
Tablo 5.3.1.24	KSÇ için FeSO ₄ konsantrasyonu - renk giderimi ilişkisi (H ₂ O ₂ =800 mg/l) 56
Tablo 5.3.1.25	KSÇ için FeSO ₄ konsantrasyonu - renk giderimi ilişkisi (H ₂ O ₂ =800 mg/l) 57
Tablo 5.3.1.26	KSÇ için H ₂ O ₂ konsantrasyonu - renk giderimi ilişkisi 58
Tablo 5.3.1.27	KSÇ için pH- renk giderimi ilişkisi 59
Tablo 5.3.1.28	KSÇ için sıcaklık - renk giderimi ilişkisi 60

Tablo 5.3.1.29	KSC için YK süresi- renk gıderi m ilişkisi	61
Tablo 5.3.1.30	GA1 için FeSO ₄ .renk gıderi m ilişkisi	62
Tablo 5.3.1.31	GA1 için H ₂ O ₂ . renk gıderi m ilişkisi	63
Tablo 5.3.1.32	GA1 için sıcaklık-renk gıderi m ilişkisi	64
Tablo 5.3.1.33	GA1 için pHrenk gıderimi ilişkisi	65
Tablo 5.3.1.34	GA1 için YK süresi-renk gıderi m ilişkisi	66
Tablo 5.3.1.35	GA2 için FeSO ₄ konsantrasyonu-renk gıderi m ilişkisi	68
Tablo 5.3.1.36	GA2 için H ₂ O ₂ konsantrasyonu- renk gıderi m ilişkisi	69
Tablo 5.3.1.37	GA2 için pHrenk gıderimi ilişkisi	70
Tablo 5.3.1.38	GA2 için sıcaklık - renk gıderi m ilişkisi	71
Tablo 5.3.1.39	GA2 için Y Ksüresi renk gıderi m ilişkisi	72
Tablo 5.3.1.40	GA3 için FeSO ₄ konsantrasyonu-renk gıderi m ilişkisi	73
Tablo 5.3.1.41	GA3 için H ₂ O ₂ - renk gıderi m ilişkisi	74
Tablo 5.3.1.42	GA3 için YK süresi- renk gıderi m ilişkisi	75
Tablo 5.3.2.1	GA2 için FeSO ₄ çöktürmesi- renk ilişkisi (pH=9, Anyonik polielektrolit =5 mg/l)	76
Tablo 5.3.2.2	GA2 için FeSO ₄ çöktürmesi- renk ilişkisi (pH=9,5 Anyonik polielektrolit =5 mg/l)	77
Tablo 5.3.2.3	GA3 için FeSO ₄ çöktürmesi- renk ilişkisi (pH=9, Anyonik polielektrolit =5 mg/l)	80
Tablo 5.3.2.4	GA3 için FeSO ₄ çöktürmesi- renk ilişkisi (pH=9,5 Anyonik polielektrolit =5 mg/l)	81
Tablo 5.3.3.1	GA3 için ozonlama renk ilişkisi	82
Tablo 5.4.1	RB5 için <i>Daphnia magna</i> ile %50 seyreltili toksisite deney sonuçları	83
Tablo 5.4.2	RR için <i>Daphnia magna</i> % 50 seyreltili ile yapılan toksisite deney sonuçları	84
Tablo 5.4.3	GA2 için uygulanan fenton prosesi sonrası <i>Daphnia magna</i> ile yapılan toksisite sonuçları	84
Tablo 5.4.4	GA3 için uygulanan giriş ve çıkış sonrası <i>Daphnia magna</i> ile yapılan toksisite sonuçları	85
Tablo 5.4.5	GA3. numunesine uygulanan fenton prosesi sonrası <i>Daphnia magna</i> ile yapılan toksisite sonuçları	85
Tablo 5.4.6	GA3 için fenton prosesinde yavaş karıştırma süresinin değişimi sonrasında <i>Daphnia magna</i> ile %50 seyreltili ile yapılan toksisite sonuçları	86
Tablo 5.4.7	GA3 ki myasal çöktürme çıkışı na ve ki myasal çöktürme de kullanılan polielektrolit için <i>Daphnia magna</i> %50 seyreltili ile yapılan sonuçlar	87
Tablo 5.4.8	GA3'te uygulanan ozonlama sonrası <i>Daphnia magna</i> % 50 seyreltili ile yapılan toksisite sonuçları	87
Tablo 5.5.1	RB5 için Fenton prosesi uygulanan RB5 için optimum gıderi mkoşulları	88
Tablo 5.5.2	Fenton prosesi uygulanan RR için optimum gıderi mkoşulları	89

Tablo 5.5.3	Fenton prosesi uygulanan KSÇ için optimum gi deri m koşulları	89
Tablo 5.5.4	GA numuneleri için optimum Fenton proses optimum gi deri m koşulları	90
Tablo 5.5.5	GA3 için Fenton proste Y K süresi KCl, renk ve toksisite ilişkisi	91
Tablo 5.5.6	GA2 ve GA3'te uygulanan FeSO ₄ çöktürmesi sonuçlarının karşılaştırılması	92

ŞEKİL LİSTESİ

	<u>Sayfa No</u>
Şekil 2.2.2.1 : Reaktif Boyar maddenin Karakteristik Yapısı	6
Şekil 3.2.1 : Faz I Toksisite Karakterizasyon aşaması	21
Şekil 3.2.2 : Faz II toksisite azaltma aşaması	22
Şekil 4.1.1 : RB5'in Kimyasal Yapısı	24
Şekil 4.1.2 : RR'in Kimyasal Yapısı	24
Şekil 5.1.1 : RB5'in maksimum dalga boyunun belirlenmesi	27
Şekil 5.1.2 : RB5 için Renk İlişkisi (Absorbans)	28
Şekil 5.1.3 : RB5 için Renk İlişkisi (Pt- Co biriminde)	28
Şekil 5.1.4 : RB5'in KCl eşdeğerinin belirlenmesi	29
Şekil 5.1.5 : RR'nin maksimum dalga boyunun belirlenmesi	29
Şekil 5.1.6 : RR için Konsantrasyon-Renk İlişkisi	30
Şekil 5.1.7 : RR'in KCl eşdeğerinin belirlenmesi	30
Şekil 5.3.1.1 : RB5 için KCl Gideriminin FeSO ₄ konsantrasyonu ile değişimi	34
Şekil 5.3.1.2 : 100 mg/l RB5 için KCl Gideriminin H ₂ O ₂ konsantrasyonu ile Değişimi	35
Şekil 5.3.1.3 : 100 mg/l RB5 için KCl Gideriminin Sıcaklıkla Değişimi	36
Şekil 5.3.1.4 : 100 mg/l RB5 için KCl Gideriminin pH ile Değişimi	37
Şekil 5.3.1.5 : 100 mg/l RB5 için KCl Gideriminin YK süresiyle Değişimi	38
Şekil 5.3.1.6 : 200 mg/l RB5 için KCl Gideriminin FeSO ₄ konsantrasyonu ile Değişimi	39
Şekil 5.3.1.7 : 200 mg/l RB5 için KCl Gideriminin H ₂ O ₂ konsantrasyonu ile Değişimi (FeSO ₄ =200 mg/l)	40
Şekil 5.3.1.8 : 200 mg/l RB5 için KCl Gideriminin H ₂ O ₂ Konsantrasyonu ile Değişimi (FeSO ₄ =225 mg/l)	41
Şekil 5.3.1.9 : 200 mg/l RB5 için KCl Gideriminin pH ile Değişimi	42
Şekil 5.3.1.10 : 200 mg/l RB5 için KCl Gideriminin Sıcaklıkla Değişimi	43
Şekil 5.3.1.11 : 200 mg/l RB5 için KCl Gideriminin YK Süresiyle Değişimi	44
Şekil 5.3.1.12 : 200 mg/l RB5 için KCl Gideriminin HK Süresi ile Değişimi	45
Şekil 5.3.1.13 : 100 mg/l RR için KCl Gideriminin FeSO ₄ Konsantrasyonu ile Değişimi	46
Şekil 5.3.1.14 : 100 mg/l RR için KCl Gideriminin H ₂ O ₂ Konsantrasyonu ile Değişimi	47
Şekil 5.3.1.15 : 100 mg/l RR için KCl Gideriminin pH ile Değişimi	48
Şekil 5.3.1.16 : 100 mg/l RR için KCl Gideriminin Sıcaklıkla Değişimi	49
Şekil 5.3.1.17 : 100 mg/l RR için KCl Gideriminin YK Süresi ile Değişimi	50
Şekil 5.3.1.18 : 200 mg/l RR için KCl Gideriminin FeSO ₄ Konsantrasyonu ile Değişimi	51
Şekil 5.3.1.19 : 200 mg/l RR için KCl Gideriminin H ₂ O ₂ Konsantrasyonu ile Değişimi	52
Şekil 5.3.1.20 : 200 mg/l RR için KCl Gideriminin pH ile Değişimi	53

Şekil 5.3.1.21	: 200 ng/l RRI için KOİ G deri mininin Sıcaklıkla Değişimi	54
Şekil 5.3.1.22	: 200 ng/l RRI için KOİ G deri mininin YK Süresi ile Değişimi	55
Şekil 5.3.1.23	: 200 ng/l RRI için KOİ G deri mininin HK Süresi ile Değişimi	55
Şekil 5.3.1.24	: KSÇi için KOİ G deri mininin FeSO ₄ Konsantrasyonu ile Değişimi (H ₂ O ₂ =600 ng/l)	57
Şekil 5.3.1.25	: KSÇi için KOİ G deri mininin FeSO ₄ Konsantrasyonu ile Değişimi (H ₂ O ₂ =800 ng/l)	57
Şekil 5.3.1.26	: KSÇi için KOİ G deri mininin H ₂ O ₂ Konsantrasyonu ile Değişimi	58
Şekil 5.3.1.27	: KSÇi için KOİ G deri mininin pH ile Değişimi	59
Şekil 5.3.1.28	: KSÇi için KOİ G deri mininin Sıcaklıkla Değişimi	60
Şekil 5.3.1.29	: KSÇi için KOİ G deri mininin YK Süresi ile Değişimi	61
Şekil 5.3.1.30	: GA1 için absor bans ve renk okumaları	62
Şekil 5.3.1.31	: GA1 için KOİ G deri mininin FeSO ₄ Konsantrasyonu ile Değişimi	63
Şekil 5.3.1.32	: GA1 için KOİ G deri mininin H ₂ O ₂ Konsantrasyonu ile Değişimi	64
Şekil 5.3.1.33	: GA1 için KOİ G deri mininin Sıcaklıkla Değişimi	65
Şekil 5.3.1.34	: GA1 için KOİ G deri mininin pH ile Değişimi	66
Şekil 5.3.1.35	: GA1 için KOİ G deri mininin YK Süresi ile Değişimi	67
Şekil 5.3.1.36	: GA2 için absor bans ve renk okumaları	67
Şekil 5.3.1.37	: GA2 için KOİ G deri mininin FeSO ₄ Konsantrasyonu ile Değişimi	68
Şekil 5.3.1.38	: GA2 için KOİ G deri mininin H ₂ O ₂ Konsantrasyonu ile Değişimi	69
Şekil 5.3.1.39	: GA2 için KOİ G deri mininin pH ile Değişimi	70
Şekil 5.3.1.40	: GA2 için KOİ G deri mininin Sıcaklıkla Değişimi	71
Şekil 5.3.1.41	: GA2 için KOİ G deri mininin YK Süresi ile Değişimi	72
Şekil 5.3.1.42	: GA3 için Renk Öçümü	73
Şekil 5.3.1.43	: GA3 için KOİ G deri mininin FeSO ₄ Konsantrasyonu ile Değişimi	74
Şekil 5.3.1.44	: GA3 için KOİ G deri mininin H ₂ O ₂ konsantrasyonu ile Değişimi	75
Şekil 5.3.1.45	: GA3 için KOİ G deri mininin YK Süresi ile Değişimi	76
Şekil 5.3.2.1	: GA2 için FeSO ₄ Konsantrasyonu- KOİ G deri mi ilişkisi (pH=9, Anyonik polielektrdit=5 ng/l)	77
Şekil 5.3.2.2	: GA2 için FeSO ₄ Konsantrasyonu- KOİ G deri mi ilişkisi (pH=9,5, Anyonik polielektrdit=5 ng/l)	78
Şekil 5.3.2.3	: GA2 için Al ₂ um Konsantrasyonu- KOİ G deri mi (pH=6, Anyonik polielektrdit=5 ng/l)	78
Şekil 5.3.2.4	: GA2 için Al ₂ um Konsantrasyonu- KOİ G deri mi (pH=6,5 Anyonik polielektrdit=5 ng/l)	79
Şekil 5.3.2.5	: GA2 için FeCl ₃ Konsantrasyonu- KOİ G deri mi (pH=6, Anyonik polielektrdit=5 ng/l)	79
Şekil 5.3.2.6	: GA2 için FeCl ₃ Konsantrasyonu- KOİ G deri mi (pH=6,5 Anyonik polielektrdit=5 ng/l)	80
Şekil 5.3.2.7	: GA3 için FeSO ₄ Konsantrasyonu- KOİ G deri mi ilişkisi (pH=9, Anyonik polielektrdit=5 ng/l)	81

Şekil 5.3.2.8	: GA2 için FeSO_4 Konsantrasyonu- KCl Giderimi İlişkisi (pH=9,5, Anyonik polielektrolit =5 mg/l)	82
Şekil 5.3.3.1	: GA3 için KCl Gideriminin Ozonlama Süresi ile değişimi	83
Şekil 5.5.1	: GA3 için Renk- KCl giderim Hızı İlişkisi	91

ÖZET

Tekstil endüstrisi atıksuları, proseste kullanılan çok değişik yapıdaki boyalar, yüzey aktif ve tekstil yardımcı maddelerine bağlı olarak yüksek organik madde (Kİ) ile renk problemlerine neden olurlar. Kullanılan boyalar asidik, bazik, dispers, reaktif, sülfür veya azo kökenli olabilir ve bu boyaların özellikle azo kökenli olanlarının klasik aerobik arıtma sisteminde giderilemediği bilinmektedir.

Bu çalışmada iki aşamalı olarak yapılmıştır. İlk aşamada reaktif boya kullanan bir endüstrinin dengeleme havuzundan 3 farklı zamanda alınan giriş ham atıksuyu üzerinde *Daphnia magna* ile toksisite izlenmiş ve ham atıksuda belirlenen toksisitesinin giderilmesinde özellikle fenton proses olmak üzere kimyasal çöktürme ve ozonlamanın katkısına bakılmıştır. İkinci aşamada ise endüstride kullanılan reaktif boyalardan hazırlanan sentetik çözeltiler üzerinde *Daphnia magna* ile toksisite izlenmesi yapılmış ve toksisitenin giderilmesinde fenton prosesinin uygulanabilirliği araştırılmıştır.

Yapılan çalışmanın sonunda sentetik olarak hazırlanan çözeltilerde renk gideriminin ve Kİ gideriminin ham atıksuya göre daha yüksek olduğu görülmüştür. Sentetik olarak hazırlanan çözeltilerde fenton prosesiyle renk $> \%99$, Kİ $\%84-96$ arasında giderilirken gerçek atıksu için bu giderim değerleri renk için $\%87-94$, Kİ için ise $\%57-82,4$ olarak bulunmuştur. Tekstil endüstrisi atıksularının kimyasal çöktürme metoduyla arıtımında inorganik koagülant olarak sadece FeSO_4 'ın etkili olduğu görülmüş alüminyum ve FeCl_3 'ün renk gideriminde etkili olmadığı görülmüştür. Giriş ham atıksuyunun ozonlanması sonucunda renk gideriminde istenilen verim elde edilmesine rağmen Kİ gideriminde istenilen seviyeye ulaşılamamıştır. Ham atıksuyun toksisitesinin giderilmesi için uygulanabilecek bu 3 ön arıtma metodu sonunda da ham atıksuyun toksisitesi $\%100$ oranında giderilmiştir.

Sonuç olarak renk parametresini ekotoksikolojik açıdan da atıksu deşarj standartları arasında yer alması önerilmiştir.

TOXICITY REDUCTION IN TEXTILE INDUSTRY WASTE WATER

SUMMARY

Wastewaters originated from textile industry contain various pollutants including a high content of organic matter (COD) and color problem depending on forms of dyes, surface active materials and textile additive materials used in the process. Dyes used in the process can be in acidic, basic, disperse, reactive or azo forms and especially it is difficult to remove azo dyes by conventional biological wastewater treatment.

The study has been conducted in two stages. First, wastewater samples taken in 3 different times from a balance tank of an industry that mainly uses reactive dyes to cotton/polyester and wool fabric. *Daphnia magna* was used to test the toxicity of the raw and biologically treated effluent. The raw wastewater toxicity was removed using Fenton's process, chemical coagulation using FeSO_4 and ozonation. In the second stage, the performance of Fenton's process to remove the synthetic dyes (Remazol Black 5 and Remazol Red) was investigated.

Based on the previous studies, the removal of COD and color from synthetic solutions is higher than the actual wastewater. When a Fenton process is applied to synthetic solution, color was observed >99% and 84-96% for COD. But the removal from a real wastewater for colour ranged between 87-94% and 57-82,4% for COD. The inorganic coagulant, FeSO_4 used in the treatment of textile industry wastewater with chemical precipitation was the most effective in terms of color removal where alum and FeCl_3 did not provide high color removal efficiency. Applying ozonation method to remove color from actual wastewater provided good efficiency, in turn COD removal was not proved more than 40%. All pretreatment techniques performed the toxicity removal in the effluent.

In conclusion, considering ecotoxicological prevention, it is recommended that the color parameter has to be concerned as a wastewater discharge standard with too.

1. GİRİŞ

1.1 Çalışmanın anlamı ve önemi

Sentetik boyar maddeler tekstil, boya, kağıt ve baskı endüstrilerinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Günümüzde 100,000'in üzerinde sentetik boya üretimi faaliyetlerinde kullanılmakta ve yılda 700,000 ton boya üretimi yapılmaktadır. Gerek üretimi gerekse kullanım sırasında artı kalan (kullanılmayan) boya miktarı göz önünde bulundurulduğunda, bu atıkların çevresel açıdan ne kadar önemli olduğu gerçeği ortaya çıkmaktadır.

Arıtıldıktan sonra renkleri giderilmeden deşarj edilen atıksular, alıcı ortamın ekolojik sisteminde rahatsızlıklara sebep olmaktadır. Renk, güneş ışığını absorblayarak alıcı ortamın fotosentez olayını engeller, bu da ortamın çözünmüş oksijen değeri düşürür ve ekosistemde yaşayan ve oksijen azlığına toleransı olmayan canlıların yok olmasına sebep olur.

Tekstil endüstrisi atıksuları ve diğer renkli atıksuların arıtılmasında kimyasal ve biyolojik yöntemler yaygın bir şekilde uygulanmaktadır. Konvansiyonel parametreler açısından başarılı olan bu sistemler, renk giderimi açısından yetersiz kalmaktadırlar. Bazı boyar maddeler için uygun sonuçlar veren fiziko-kimyasal prosesler bütün boyar maddelere uygulanamamakta ve boyar maddelerin yüksek moleküllü bileşikleri biyolojik arıtma proseslerinde indirgenememektedir.

Gelişmiş ülkelerin atıksularının kanalizasyona ve alıcı ortama deşarjında renk parametresine getirdiği sınırlamalar ile konvansiyonel parametrelerin limit değerlerinin de azaltılması, klasik arıtma sistemlerinin dışında yeni ve renk giderimi açısından etkili proseslerin araştırılması yolunu açmıştır.

Bu nedenle bu çalışmada tekstil endüstrisi atıksularının arıtılmasına toksisite bazlı olarak yaklaşılmış renk parametresinin sadece estetik açıdan değil atıksu deşarj standartları içerisinde ekotoksikolojik bakımdan da değerlendirilmesi gerektiği vurgulanmıştır.

1.2 Çalışmanın amacı ve kapsamı

Bu çalışmanın amacı, tekstil endüstrisinde kullanılan boyar maddelerin (özellikle azo boyaların) arıtma tesislerinde ve çıkış sularının deşarj edildiği alıcı ortamlardaki toksik etkisini standart bir test olan *Daphnia magna* ile belirlemektir. Bu etkinin giderilmesinde fenton proses, kimyasal koagülasyon ve ozonlamanın katkısı incelenmiş olacaktır. Bu çerçevede, tekstil endüstrisi atıksularında kullanılan boyalara bağlı karşılaşılan problemler etoksisite bazlı araştırma ile açıklık getirilmesi amaçlanmaktadır.

Bu amaçlar doğrultusunda Bölüm 2’de genel olarak tekstil endüstrisinin özellikleri verildikten sonra tekstil endüstrisinde kullanılan boyalar tanımlanmış ve tekstil endüstrisi atıksularının arıtımında en çok uygulanan arıtma teknikleri açıklanmıştır.

Bölüm 3’te toksisite izleme ve giderme yaklaşım Faz 1 ve Faz 2 baz alınarak anlatılmış ve toksisitenin izlenmesi ve giderilmesinde uygulanan metotlar açıklanmıştır.

Bölüm 4’te deneysel çalışmaların gerçekleştirilmesinde takip edilen aşamalar anlatılmıştır. Bu amaçla toksisitenin giderilmesinde seçilen fenton prosesi, kimyasal çöktürme ve ozonlama tekniklerinin uygulanmasında takip edilecek materyal metot verilmiştir.

Bölüm 5’te çalışılan endüstrinin genel atıksu karakterizasyonu ve sentetik boya çözeltileri açıklandıktan sonra atıksu ve sentetik çözeltiler üzerinde yapılan fenton prosesi, kimyasal çöktürme, ozonlama ve etoksisite ölçümü sonuçları verilerek deney sonuçlarının yorumlanmıştır.

Bölüm 6’da elde edilen deney sonuçları birbiriyle karşılaştırılmalı olarak yorumlanmış ve çalışmanın sonunda elde edilen verilerin değerlendirilmesi yapılmıştır.

Son olarak yapılan değerlendirmenin ışığında elde edilen sonuçlar açıklanmış ve uygulanabilecek bir takım öneriler getirilmiştir.

2. TEKSTİL ENDÜSTRİSİNİN GENEL ÖZELLİKLERİ

2.1 Endüstrinin Tanımı

Tekstil endüstrisi doğal ve üretilmiş elyafları kullanarak kumaş ve diğer tekstil ürünlerini imal eden bir endüstri dalıdır. Tekstil endüstrisi doğal ve fabrikasyon ipliklerinin hazırlanması, dokuma, örme veya başka yöntemlerle kumaş, triko, halı gibi tekstil ürünleri haline getirilmesi, iplik ve kumaşlara boya, baskı, apre gibi terbiye işlemlerinin uygulanması faaliyetlerini içerir. Üretimde yer alan proses ve işlemler elyafa bağlı olmaksızın aynı molarak birbirine benzerdir. Yıkama, boyama, baskı gibi temel proseslere tekstil endüstrisinin bütün kollarında yer verilir. Ancak, kullanılan elyafın özelliğine bağlı olarak farklı üretim proseslerine de rastlanabilir. Yünlü ürünlere uygulanan karbonizleme ve diikleme, pamuklu ürünlere uygulanan merserizasyon işlemleri farklı üretim prosesleri oluşturan uygulamalardır. Ayrıca farklı elyaflar için farklı kimyasal maddeler kullanıldığından endüstride yer alan proses ve işlemlerin en çok kullanılan elyaf türlerine göre ele alıp incelemek gereklidir.

Tekstil endüstrisi alt kategorizasyonu yapılırken kullanılan klasik metot, işlenen elyafın cinsine göre üretim tesisini gruplandırmaktadır. Benzer tekstil ürünleri üretiminde kullanılan münferit üretim prosesleri ve her bir proste ortaya çıkan atıklar açıklanacağı zaman bu gruplandırma yaklaşımı yararlı olabilir. Ancak, aynı endüstri grubunda birçok farklı ürün üretilmesi sonucu çıkan atıkların büyük farklılık göstermesi, bu şekilde bir kategorizasyonun kullanımı zorlaştırmaktadır.

Diğer bir yaklaşım şekli ise alt kategorizasyonun imalat prosesine, kullanılan hammaddelere, son ürünlere, su kullanımı ve atık karakteristiklerinde benzerliklere dayanılarak yapılmasıdır. Buna göre tekstil endüstrisi on alt kategoriye ayrılmaktadır (Tünay, 1984; Göknil, 1984)

1. Yapağı yıka ma
2. Yün terbi ye
3. Az su kullanılan işlemler
4. Dokunmuş kumaş terbiyesi
5. Örgü kumaş terbiyesi
6. Halı terbiyesi
7. Açık elyaf ve iplik terbiyesi
8. Dokusuz yüzeyli kumaş imali
9. Keçeleştirilmiş kumaş imali
10. Koza işleme ve doğal ipek üretimi

Yıkama ve durulama işlemlerinde çok miktarda suya ihtiyaç duyulduğundan tekstil endüstrisindeki su kullanımı fazladır.

Tekstil atıksuları genellikle gri renkli veya boyamada kullanılan esas boyanın rengindedir. Temel kirletici parametreler BOD₅, KOD, AKM, yağ ve gres, toplam krom, fenol ve sülfürdür. Atıklar, kirlilik yoğunluğu ve hacim bakımından ekstrem değerler gösterir; ayrıca bazen toksik bileşimler de ihtiva edebilir. Atıksuyun miktar ve kalite özelliklerini belirleyen temel faktörler aşağıda sıralanmıştır (Cöknil, 1984)

1. Üretilen elyafın cinsi,
2. Tüm tekstil prosesi nin kapsayan temel işlemler,
3. Proseslerde kullanılan kimyasal maddeler,
4. Tesis iş kontrollerinin uygulanma derecesi.

Pamuklu tekstil ürünlerinin terbiye işlemlerinden ortaya çıkan atıklar, yağ içermesi ve nispeten düşük kolid madde konsantrasyonu ile yünlü tekstil atıksularından daha az kirlilik özelliği gösterir. Bunun yanı sıra, pamuklu tekstil endüstrisini karakterize eden diğer atıksu özellikleri, yüksek BOD ve aşırı renk içermesidir.

Sentetik ürünlerin terbiye prosesi atıksuları, kirletici madde miktarı ve özellikleri bakımından pamuklu tekstil terbiyesi atıklarından genellikle daha düşüktür. Sentetik atıksularını, diğerlerinden ayıran bir özellik, boyamada metalik iyon içeren boyalar kullanıldığı zaman bu suların toksik olabilmesidir.

2.2 Tekstil Endüstrisinde Kullanılan Boyalar

Boyar maddeleri yapısal olarak sınıflandırırken, molekülün temel yapısı esas alınabilirdiği gibi, molekülün kromojen ve renk verici özellikteki kısmı da esas kabul edilebilir. Buna göre boyar maddeler (Arıcı, 2000).

- 1- Azo boyar maddeleri
- 2- Nitro ve nitrozo boyarmaddeleri
- 3- Polinükleotid boyar maddeleri
- 4- Aril nükleotid boyar maddeleri
- 5- Aza (18) annulen boyar maddeleri
- 6- Karbonil boyar maddeleri
- 7- Kükürt boyar maddeleri

olarak üzere yedi gruba ayrılır.

2.2.1 Azo Boyar maddeleri:

Organik boyar maddelerin en önemli sınıfını oluşturan azo boyar maddelerinin sayısı, diğer bütün sınıflardakini toplamına eşittir. Kükürt ve küpe boyar maddeleri dışında, diğer tüm boyama yöntemlerinde kullanılan boyar maddelerinin yapısında azo grubuna rastlanır. Yapılarındaki kromofor grup olan azo ($-N=N-$) grubu ile karakterize edilirler. Bu gruptaki azot atomları sp^2 hibritleşmesi ile karbon atomlarına bağlanır. Azo grubuna bağlanan karbon atomlarından biri aromatik (benzen, naftalin ve türevleri) veya heterosiklik halka, diğeri ise enolleşebilen alifatik zincire bağlı bir grup olabilir. Bu nedenle molekülde en az bir aril grubu bulunur. Azo boyar maddeleri genel olarak şu şekilde formüllendirilebilir. (Arıcı, 2000)

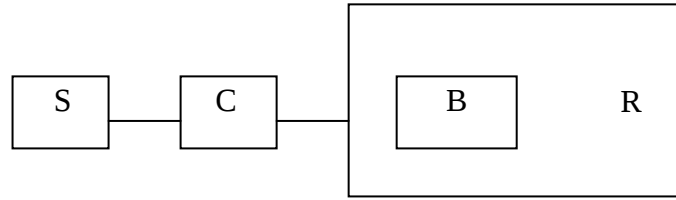
Ar $-N=N-$ P. Burada R: Aril, heteroaril veya enolleşebilen alkidir.

Alifatik grup içeren azo boyar maddelerinin renk şiddetleri düşüktür. Renk tonları geniş bir spektruma sahiptir. Haslık özellikleri de değişiktir. Doğal boyarmaddelerinin hiçbirinde azo grubuna rastlanmaz. Hepsi sentetik olarak elde edilirler. Sentezlerinin suluçözelti içinde ve basit olarak yapılması yanında, başlangıç maddelerinin sınırsız olarak değiştirilebilmesi çok sayıda azo boyar maddesinin elde edilebilmesini sağlar.

Moleküldeki Azo grubuna göre mono-,dis-,tris-,tetrakis-..... azo boyar maddeleri olarak tanımlanırlar. Azo grubunu üç veya daha fazla içerenlere poliazo boyar maddesi de denilir.

2.2.2.2 Reaktif Boyar maddeler

Tekstil elyafı ile bir kovalent bağ oluşturmak üzere reaksiyon veren boyar maddelerdir. Yapılarında bulunan reaktif grup, selülöz, yün, ipek, poliamid gibi elyaf türleri ile reaksiyon verebildiğinden bu elyaf sınıfları için boyar madde olarak kullanılabilir. Bir reaktif boyar maddenin karakteristik yapısı şematik olarak şu şekildedir(Arıcı 2000)



Şekil 2.2.2.1. Reaktif Boyar maddenin Karakteristik Yapısı

S: (suda çözünebilir grup)

Protein elyafı ve selülözü boyayabilen reaktif boyar maddelerde 1-4 adet sülfonik asit grubu bulunur. Bu grup moleküle çözünürlük sağlar.

C: (moleküle renk veren grup)

Reaktif boyar maddenin molekülünde, renk verici grup olarak kimyasal sınıflamada görülür. Ancak genelleme yapıldığında, sarı, turuncu ve kırmızı boyar maddelerin basit monoazo ve disazo yapısında, mor, koyu kırmızı ve lacivert renklerin bakırlı mono ve disazo yapısında, parlak ve açık mavi renklerin ise antrakinin ve ftalosiyani türevleri olduğu söylenebilir.

B: (köprü bağı)

Reaktif grup ile moleküldeki renkli grubu birbirine bağlayan -NH-, -CO-, -SO₂- gibi gruplardır. Köprü görevi görmekten başka reaktif grubun reaktivitesi üzerine etki ederler. Bir amino köprüsünün dissosiyasyonu reaktiviteyi on kat düşürebilir. Bu durumda substantivite ve buna bağlı olarak bağlanma hızı düşer. Köprü bağına önemi bir özellik boyar madde ile elyaf bağının ayrılmasını önlemesidir.

R (reaktif grup)

Elyaftaki fonksiyonel grup ile kovalent bağ oluşturan gruptur. Reaktif grup ile reaksiyon verecek olan fonksiyonel gruplar, selülozda hidroksil, yün ve ipekte ise amino, karboksil, hidroksil ve tiyol gruplarıdır. Poliamidde ise birkaç tane uç amino ve karboksil grubu vardır. Bütün bu gruplar nükleofilik karakterdedir ve bu nedenle reaktif grubun yapısındaki elektrofilik merkeze katılırlar. Boyamanın yapıldığı ortamda su da mevcut olduğundan sudaki hidroksit iyonları da reaktif grup ile reaksiyon verebilir. Yani boyar maddenin hidrolizi söz konusudur. Hidroliz olmuş boyar madde elyaf ile reaksiyona girmez. Elyaf-boyar madde bağlanma reaksiyonu ile su-boyar madde hidroliz reaksiyonu yarışma halinde olduğundan şartlar bağlanma reaksiyonu yararına olacak şekilde hazırlanmalıdır. İkinci olarak reaktif boyar maddelerle boyamanın başarısı elyaf-boyar madde arasındaki kovalent bağın stabilitesine de bağlıdır. Bu bağın yıkanma ve apre işlemlerinde hidrolize karşı dayanıklı olması önemlidir.

Selüloz liflerinin boyamasında kullanılan en önemli boyar maddede olan reaktif boyar maddeler, parlak renge sahip olup koyu tonlarda boyayabilmektedirler. Fakat nötral tuz gerekliliği, boyar madde artığının fazla olması, optimum boyama koşullarının değişmesi, yıkanma işleminde fazla su ve enerji tüketimi gibi olumsuzlukları da mevcuttur (Arıcı, 2000).

Hidroliz nedeniyle reaktif boyar madde çözeltileri, renk şiddetinde önemli bir kayıp olmaksızın uzun süre depolanamazlar. Sıcaklığın yükselmesiyle hidroliz olan miktar artar. Bu nedenle boyarmaddenin çözünmesinde ve elyafa uygulanması esnasında sıcaklık 40 °C'in üzerine çıkmalıdır. Ayrıca boyama koşulları, daha uzun floteyi ve floteni sirkülasyonunu gerektirdiğinde hidroliz sorunu da artar.

Hoechst AG firması 1949 yılında β -sülfato etil sülfonil ve β -kloroetil sülfonil reaktif grupları içeren boyar maddelerin sentezinin patentini alarak Remazol adı altında piyasaya çıkarmıştır. Bu boyar maddeler boyama ortamında alkali ile temas ettiklerinde elminasyon reaksiyonu sonucu, vinil sülfonil grubu meydana getirir. Bu grup su, alkol ve selülozdaki hidroksil grupları ile katılma reaksiyonu verir.

Boyar maddelerin bazılarının moleküllerinde serbest vinil sülfonil grubu bulunur. Bu boyar maddelerin reaktivitesi di ve monoklorotriazinil boyar maddelerinin arasındadır.

Reaktif boyar maddeleri, sülfonik asit gruplarına, kromofor gruplarına, fonksiyonel gruba (halojen, sülfat veya metan sülfat) ve elektrofilik yapıya bağlı köprü gruplarına sahip olduklarından su içerisinde çözünürlükleri artmaktadır. Elektrofilik yapılar genellikle heterosiklik halka biçimindedir ve bir veya daha fazla fonksiyonel grup olarak halojenleri içerirler. Heterosiklik gruplar triazinler, piridinler ve benzotiazolinler şeklindedir (Arıcı, 2000).

Reaktif boyar maddelerin reaktivitesini etkileyen faktörler şunlardır:

Heterosiklik halkanın yapısı

Fonksiyonel grubun özellikleri

Heterosiklik hal kaya sahip diğer substituenlerin özellikleri

Heterosiklik hal kada azot atomu sayısı arttıkça, reaktif boyar maddelerin reaktivliği artar. Triazin halkasına sahip grupların reaktivliği piridin halkasına sahip gruplarından fazladır. Yer değiştirme reaksiyonlarında yer değiştiren bileşenin elektron ilgisi arttıkça reaktivlik de artar. Örneğin, klor yerine flor ya da metil sülfon içeren heterosiklik grupların reaktivliği daha fazladır.

Reaktif boyar maddeler reaktivliklerine göre üç grupta toplanır:

1. Az reaktivliğe sahip, soğukta boyanan boyar maddeler
2. Orta derecede reaktivliğe sahip, ılıkta boyanan boyar maddeler
3. Yüksek reaktivliğe sahip, soğukta boyanan boyar maddeler

Reaktif boyar maddelerin yüne uygulanışı selülozik elyafa uygulanmasından daha zordur. Bunun sebebi;

- 1) Düzgün olmayan boyama verimleri,
- 2) Yün boyanması için uygun zayıf asidik ortamda elyaf ile olan reaksiyonun yetersizliği,
- 3) Boyamadan sonra hidroliz olan ve reaksiyona girmeyen boyar maddelerin uzaklaştırılması problemi.

Reaktif boyar maddelerin boyanmasında; tekstil yardımcı maddeleri, sıcaklık ve pH önemli rol oynamaktadır.

Reaktif boyar maddelerin çözünebilen yüksek sülfonlanmış bileşikler olması, elyaf seçme özelliğini artırır. Sülfon grupları, boyama başlangıcında boyar maddenin yün tarafından elektrostatik çekim kuvveti ile adsorplanmasına neden olmaktadır.

Sıcaklığın kontrolü sağlandığında, herhangi bir boyar madde çeşidi ile boyama güçlüğü önenebilir.

Reaktif boyar maddeler için uygun pH 5 'tir. Daha düşük pH değerlerinde boyar madde yeterince fikse olamaz ve boyama dalgalı olur. Çok yüksek pH değerlerinde ise, çekilen boyar madde miktarı az olur.

Reaktif boyar madde ile boyama işlemi, bazik ortamda ve boyar madde çözeltisi ile yapılır. Böylece selülozun reaksiyona girme isteği artar, reaktif grup olarak klorlu heterosiklik hal kalar içeren boyar maddelerin liflerle reaksiyonu sonucu ortaya çıkan hidrojen klorür nötralleştirilerek zararsız hale getirilir.

2.3 Tekstil Endüstrisi Atıksularının Arıtma

Tekstil endüstrisi ülkemiz ekonomisinde önemli yer tutmakla birlikte büyük su kullanımları, atıksularının yüksek organik madde içeriği, kullanılan boyalara bağlı olarak renk problemi ile konvansiyonel biyolojik sistemlerde arıtılmaları pek mümkün olmayan bu boyaların alıcı ortamda oluşturdukları toksisite riski nedenleri ile kirlilik yönünden öncelikli endüstri grubunu oluşturmaktadır. Yaygın kullanılan arıtma teknolojileri şunlardır:

- kimyasal koagülasyon (Mehrotra ve diğ., 1995; Nicolau ve Hadji vassilis, 1992; Tünay ve diğ., 1996),
- biyolojik arıtma proseslerinin yanı sıra (Grau, 1991; Kabdaşlı ve diğ., 1995; Tünay ve diğ., 1996; İnel ve diğ., 2000; Bennet ve diğ., 1993);
- özellikle renk giderimine yönelik adsorpsiyon (Al-Değs ve diğ., 2000; Chang ve diğ., 1999; Choi ve diğ., 1996; El-Geundi, 1991; Ganji daust, 1995; Meyer ve diğ., 1992; Morais ve diğ., 1999),
- ozonlama (Arslan ve Balcıoğlu, 2001; Benitez ve diğ., 1993; Carriere ve diğ., 1993; Chen, 2000; Churchley, 1994; Dulakadiroğlu ve diğ., 2001 ; Caehr ve diğ., 1994; Gilbert, 1987; Lin ve Lin, 1993; Lin ve Liu, 1994; Lin ve Lai, 2000; Liokou ve diğ., 1997; Kabdaşlı, 2001; Sevilmi ve diğ., 2000; Shu ve Huang, 1995),
- fenton prosesi (Arslan ve diğ., 1999a ; Gulyas ve diğ., 1997; Kang ve diğ., 1997; Kang ve diğ., 200; Kuo, 1992 ; Lin ve diğ., 1997 ; Park ve diğ., 1999; Wānpeng ve diğ., 1996),

- fotokatalitik metod (Arslan ve di ğ, 1999b; Davis ve di ğ, 1994; Li ve Zhang 1996; McGinnis ve di ğ, 2000)

- elektrofenton metod (Huang ve di ğ, 1999; Lin ve di ğ, 1994)

gibi ileri oksidasyon teknolojileri ile

- anaerobik proseslerde renk giderimi (O Neil ve di ğ, 2000; Panswad ve Luangdilok, 2000),

üzerinde literatürde çok sayıda çalışma mevcuttur.

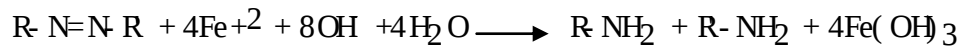
Yüksek boya konsantrasyonu, yüzey aktif maddelerin ve kompleks yapıdaki organik bileşikler tekstil yardımcı maddelerin kullanımına bağlı olarak atıksuların zor ayrışabilen veya biyolojik olarak ayrışamayan özellikte olabileceği ileri sürülmüştür (Chen, 2000). Bu nedenle, tekstil endüstrisi atıksularının toksik olduğu, fiziksel, kimyasal ve mikrobiyolojik metodlarla bunun giderilemediği belirtilmiştir.

2.3.1 Kimyasal Çöktürme ve Yumaklaştırma

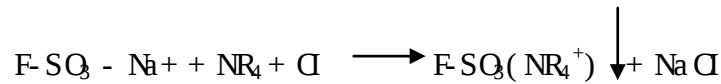
Çöktürücü ve yumaklaştırıcı olarak alüminyum tuzları ve ferrik yumaklaştırıcılar kullanılmaktadır. Ayrıca atıksu arıtımında kaba öğütülmüş kil, aktif silika ve kireç ile beraber Fe (II) ve Fe (III) tuzları kullanılmaktadır.

Boyar maddeler çöktürme esnasında flokların içinde tutularak veya metal hidroksitlere bağlanarak çökerler. Metal hidroksitler hem çöktürücü hem de koagülant olarak etki ederler.

Azo boyar maddelerin renginin gideriminde Fe (II) tuzları ve kireç (CaOH₂) kullanılmaktadır. Neticede CaCO₃ ve Fe(OH)₂ oluşur ve azo boyar maddelerinin redüktif bölünmesi meydana gelir. Fe (III), Fe(OH)₃ şeklinde çökerler.



Katyonik Yumaklaştırıcılar ile Renk Giderme Mekanizması:



Boyar madde ile amonyum iyonları az çözünen çökeltiler oluşturur. Çökeltilerin daha iyi çökmesi için yardımcı yumaklaştırıcı olarak demir ve alüminyum tuzları konur. Amonyumbileşikleriyle anyonik boyar maddeleri arasında kararlı kompleksler

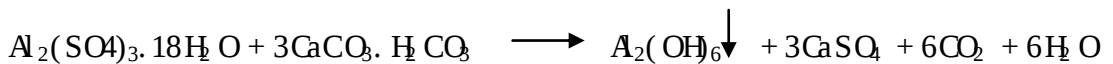
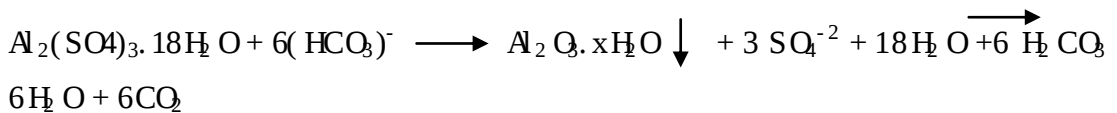
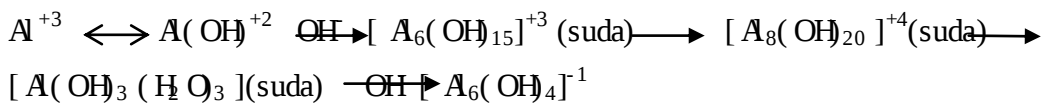
ol u ş t u r m a k ı ç i n f a z l a f l o k ü l a n t ı n i l a v e s i a t ı k s u d a t o k s i k e t k i y a r a t ı r . B u n u n l a b i r l i k t e , y u m a k l a ş t ı r ı c ı f a z l a l ı ğ ı o l u ş a n ç ö k e l t i n i n ç ö z ü n m e s i n e y o l a ç a b ı l ı r .

Sıcaklık, pH, tuz konsantrasyonu, boyar madde cinsi ve konsantrasyonu atıksu artı m m e t k i l e y e n p a r a m e t r e l e r d i r . Ç ö k t ü r m e v e y u m a k l a ş t ı r m a i l e o p t i m u m k o ş u l l a r s a ğ l a n d ı ğ ı n d a %80-90 v e r i m e l d e e d i l e b i l i r . A ş ı r ı k o a g ü l a n t k u l l a n ı l m a s ı n ı d e z a v a n t a j l a r ı :

- Boyar maddeye ba ğ l ı d a r a k %4-10 o r a n ı n d a k a l ı r t ı r e n k o l u ş u r .
- A ş ı r ı k o a g ü l a n t k u l l a n ı l m a s ı h a l i n d e b ü y ü k m i k t a r d a ç a m u r o l u ş m a k t a d ı r .
- D e v a m l ı d a r a k k i m y a s a l m a d d e k u l l a n ı m ı ş l e t m e m a l i y e t i n i a r t t ı r m a k t a d ı r .
- K a t y o n i k y u m a k l a ş t ı r ı c ı l a r ı n f a z l a l ı ğ ı a m o n y a k k o n s a n t r a s y o n u n u n a r t m a s ı n a n e d e n o l u r (D ı r a n , 1997).

2.3.1.1 A l ü m i n y u m s ü l f a t ç ö k t ü r m e s i :

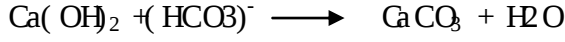
A l ü m i n y u m s ü l f a t ı n k i r l i , b e y a z - g r i k r i s t a l l e r Ő e k l i n d e d i r . İ r i p a r ç a l a r h a l i n d e p i r i n ç b ü y ü k l ü ğ ü n d e d a h a i n c e t a n e l e r h a l i n d e v e y a t o z h a l i n d e s a t ı l m a k t a d ı r . İ ç i n d e %17 o r a n ı n d a $Al_2(SO_4)_3$ v a r d ı r . B u , a s i t b i r t u z d u r v e m a d e n l e r i n ç o ğ u i l e b a z ı b e t o n ç e Ő i t l e r i n e k o r o z i f e t k i y a p a r . 100 k ı s ı m 0 ° C s u d a 86,9 k ı s ı m a l ü m i n y u m s ü l f a t e r i r . A l ü m i n y u m s ü l f a t ı n s u d a p ı h t ı l a ş m a y a p a b ı l m e s i s u y u n a l k a l i n i t e s i y l e d o ğ r u d a n o r a n t ı l ı d ı r . S u y u n a l k a l i n i t e s i d ü Ő ü k o l u r d a b e k l e n e n d e n d a h a a z b i r p ı h t ı l a ş m a g e r ç e k l e Ő i r . e ğ e r a l k a l i n i t e d ü Ő ü k s e b ö y l e d u r u m l a r d a a l k a l i n i t e y i y ü k s e l t m e k i ç i n C a O v e y a s o d a i l a v e e d i l i r .



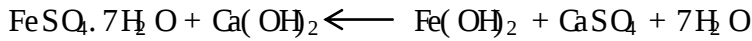
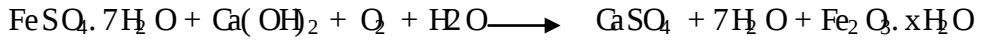
2.3.1.2 D e m i r s ü l f a t ç ö k t ü r m e s i

D e m i r s ü l f a t y a k l a Ő ı k $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ Ő e k l i n d e , k o l a y c a e r i y e b i l e n y e Ő i l b i r k r i s t a l d ı r . D e m i r s ü l f a t a s i d i k b i r t u z d u r . S u l a r ı n a l k a l i v e p H d e r e c e l e r i p ı h t ı o l u Ő t u r m a k ü z e r e d e m i r s ü l f a t i l e r e a k s i y o n a g i r e b i l m e l e r i i ç i n ç o k d ü Ő ü k t ü r . Z ı r a r e a k s i y o n l a r d a

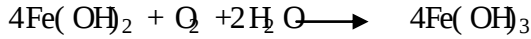
aşağıdaki denklemde görüldüğü gibi suda eriyik halde mevcut olan oksijen tarafından sağlanacak oksidasyon işlemi meydana gelir. Böylece koagülasyonun sağlamak üzere suya kireç ilave ederek, bikarbonat alkaliliği karbonat alkaliliğine çevrilir ve alkalilik yükseltilir (Duran, 1997)



Suda mevcut eriyik oksijenle fazla Ca(OH)_2 in tesiri altında, demir hidroksit pıhtılaşarak polimerize olur ve hidrodemiroksit meydana gelir.

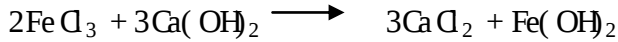
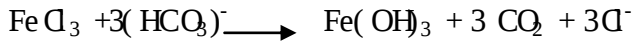


Şayet pH ilave edilen kireç etkisi ile 9,5'un üstüne çıkarsa demir sülfat sudaki eriyik oksijen ile oksitlenerek aşağıdaki reaksiyonu verir.



2.3.1.3 Demir klorür çöktürmesi

Demir klorür suya eklendiği zaman aşağıdaki reaksiyon meydana gelir.



Demir hidroksit polimerize olarak hidrodemiroksit floklarını meydana getirir. Bu floklar alümandan daha ağırdır ve daha kısa zamanda meydana gelir. Pıhtılaşan demir hidroksit iyi bir koagülant meydana getirir.

2.3.2 Ozonlama

Ozonla kimyasal oksidasyon yöntemi tekstil endüstrisi atıksularındaki rengin etkin bir şekilde giderimini sağlamaktadır (Snider ve Porter, 1974 ; Beszedits, 1980 ; Water Environment Federation, 1981 ; Green ve Sokol, 1985 ; Gould ve Goff, 1987 ; Lin ve Lin, 1992 ; Gaeher ve diğ., 1994 ; Nutech O₃). Gaz formunda kullanımdan ileri gelen atıksuyun hacmini artırır ve çamur meydana getirmeye, ozonun en büyük avantajları arasında yer almaktadır. Biyolojik olarak ayrışmayan, diğer bir deyişle refrakter maddelerle tepkimeye girmesi ozonun bir diğer önemli özelliğidir. Tekstil endüstrisi atıksuları, bol miktarda refrakter madde içermektedir.

Tekstil endüstrisinin üretim proseslerinde kullanılan boya ve boyaların ozonla girdiği tepkimelerin süresi, birkaç dakikadan birkaç saate kadar değişebilmektedir. Tepkime

süresinde di kkati çeken geniş zaman aralığı, ozonun girdiği reaksiyonlar konusunda seçici bir özelliğe sahip olmasından kaynaklanmaktadır (Schönberger, 1994).

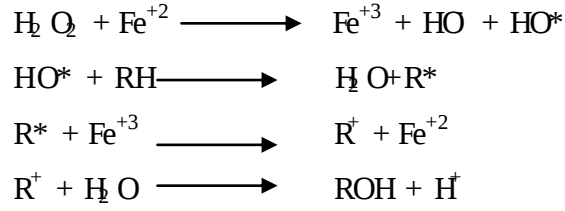
Hemazo grupları, hemde oksokrom grupları ozonla tepki meye gir nek için elverişli yapıya sahiptir ; fakat ozon, girdiği tepki nelerde C=C çift bağlarını azo gruplarına tercih et mektedir (Schönberger, 1994). Ozonla oksidasyon işlemi sonucunda boyalara renk kazandıran çift bağların kırılması sağlanmaktadır. Bu kimyasal değişime bağlı olarak boya molekülü, renk kazandıran özelliğini kaybet mektedir (Jedele, 1982).

Beher gram reaktif boyadaki rengin % 95'lik bir verimle giderilebil mesi için tüketilen ozon miktarı, 0.25-0.40 gram aralığında değiş mektedir. Bu durumda KOI, % 5-20 oranında azalmaktadır. Bununla birlikte tekstil endüstrisi atıksularında ozonla kimyasal oksidasyon mekanizmasının uygulanması, KOI gideriminden çok atıksulardan renk gidermeyi ve biyolojik ayrışabilirliği arttırmaı amaçlanmaktadır. Reaktif boyaların ozonlanması, atıksuyun toplam organik karbon konsantrasyonunda belirgin bir düşüş yarat maktadır (Caehr ve diğ, 1994). Özellikle asi dik ve reaktif boyalarda, ozonla kimyasal oksidasyon aracılığıyla pH değerinden bağımsız olarak yüksek renk gider me verimlerine ulaşılmaktadır (Grau, 1991 ; Tizzi ve diğ, 1993).

Özet olarak ozonlama, akı m ayrım yapılmış reaktif boyalar içeren atıksularda yüksek verimle renk giderimi elde et nek amacıyla uygulanmaktadır. Ozonlama işlemi sonucunda toksik ol mayan metabolitler meydana gel mekte; refrakter maddeler gideril mekte ; çamur oluşumu gözlen mektedir. Özellikle reaktif boyaların kullanımı halinde, ozonlama işlemi diğer arıtma yöntemlerine göre daha fazla avantaja sahiptir. Ozonlama işlemi- diğer arıtma yöntemlerine bir alternatif ol maktan çok diğer arıtma yöntemlerini destekleyici bir işlev gör mektedir (Caehr ve diğ, 1994).

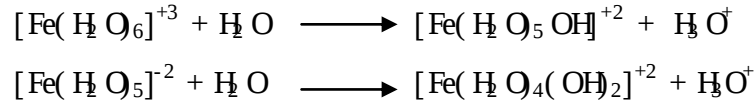
2.3.3 Fenton Prosesi:

Fenton arıtma prosesi organik maddenin kimyasal oksidasyonu ve kimyasal koagülasyonundan meydana gel mektedir. Hidrojen peroksit ve demir iyonları asi dik ortamda daha karardır. Asi dik koşullar altında, aşırı demir iyonlarını bul unduğu ve organik madde içeren sulu bir sisteme hidrojen peroksit ilave edilirse aşağıdaki redoks reaksiyonları meydana gelir (Lin ve diğ, 1997)

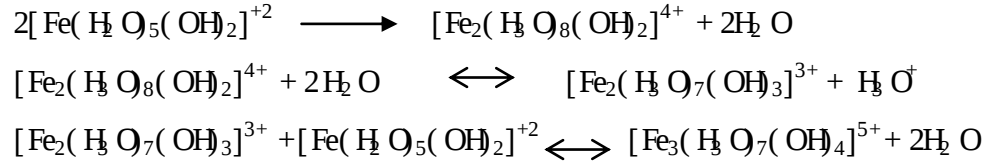


Oluşan hidroksi radikali HO^* organik bileşiklere RH (PVA ve doymamış boya molekülleri) saldırarak boya molekülündeki kromofor yada kromojen yapıyı yok ederler. Böylece bu boyaların kimyasal bozunmasına neden olur. Yukarıdaki redoks reaksiyonlarda oluşan demir iyonları hidroksi iyonlarıyla reaksiyona girerek demir hidroksi komplekslerini oluşturur.

Yukarıdaki denklemlerle oluşan demir iyonları hidroksi iyonlarıyla demir hidroksi komplekslerini meydana getirir.



pH 3,5-7 aralığında yukarıdaki kompleksler oluşur.



Atıksuyun içerisinde geriye kalan rengi giderilmiş boya molekülleri koagüle edilir ve çöktürülür. Bu yüzden bu proses KCl 'yi düşürerek oksidasyonun dezavantajını kapatır ve arıtma sonrasında çamur oluşumunu minimize ederek koagülasyonun etkisini artırabilir.

Demir sülfat, hidrojen peroksit, sıcaklık pH ve karıştırma süresi fenton prosesi nin arıtma verimini etkileyen başlıca etkenlerdir. Asidik koşullarda fenton reaksiyonun verimi çok daha yüksektir. $\text{pH}>4$ iken etkili bir giderim olmadığı gözlenmiştir. Bunun sebebi $\text{pH}<4$ iken demir ve hidrojen peroksit iyonlarının daha karalı olmasıdır (Kuo, 1992). Diğer taraftan $\text{pH}>4$ iken kararsız halde bulunan Fe^{+2} iyonları kolaylıkla Fe^{+3} iyonlarına dönüşebilir. Buda demir hidroksi komplekslerini oluşmasına sebep olur. Kompleksler $\text{pH}>9$ iken $[\text{Fe}(\text{OH})_4]^-$ şeklindedir. Bunun yanı sıra hidrojen peroksitte alkali şartlarda kararsız halde ve oksitleme kapasitesini kaybedip bozularak oksijen ve suya dönüşür.

Kuo (1992) dispers, sentetik asit, reaktif ve bazik ol m ak üzere 5 ayrı sentetik boya atıksuyunun fenton proses ile arıtıl m ası nı çalış mış ve 0,33 g/l reaktif boyanın rengi ni gideril mesi için 1167 mg/l H_2O_2 ve 500 mg/l $FeSO_4$ 'ın $50^\circ C$ ve $pH < 3,5$ için opti mum olarak bul mıştır.

Lin ve Lo (1997) fenton prosesini 0,2 g/l olarak hazırlanan poli vinil alkol (PVA) ve direkt boya yada poli vinil alkol reaktif boya sentetik tekstil numunelerine uygulamışlar, iki basamaklı fenton prosesini tek basamaklı fenton prosesine oranla KOI ve renk gideril m inde daha başarılı olduğunu görmüşlerdir. Bu çalış mada opti mum $pH=3$, opti mum sıcaklık $30^\circ C$ olarak gözlenmiştir. $FeSO_4/H_2O_2$ nin 400/1000 dozajında %86'lık bir KOI gideril mi elde edilmiştir.

Kang ve Chang (1997) gerçek ve sentetik tekstil atıksuyu üzerinde fenton prosesini verimlili ği ni araştırmışlardır. Opti mum pH 3-5 arasında bulunmuştur. Hidrojen peroksit eklenmeksiz $pH=8$ de 100 mg/l $FeSO_4$ ilavesiyle %83'lük KOI gideril mi gerçekleşmiştir. Diğer taraftan 100 mg/l H_2O_2 ilavesiyle $pH=4$ 'te KOI gideril mi % 96'ya arttırılmıştır.

Solozenko ve Soboleva (1995) fenton reaksiyonu ile azo boyar maddelerinde renk gideril mi ni çalış mışlardır. Azo boyar maddelerinin renginin gideril m inde fenton reaksiyonunun pH dan etkilendi ği ni, sıcaklı ğı n art m asıyla ve güneş ışığı altında reaksiyonların hızlandı ğı nı belirtmişlerdir.

Park ve di ğ i (1999) renkli atıksularda ön arıtı m a veya aktif çamur işlemlerinden sonra fenton prosesini ile biyolojik olarak ayrışamayan organik maddelerin ve rengin gideril mesi üzerinde çalış mışlardır. $pH=3$, sıcaklık $30^\circ C$, YK süresi 30 dakika ve $FeSO_4/H_2O_2$ oranı nı 0,4 aldıklarında % 58,9 KOI , % 45,7 renk gideril mi elde edilmiştir.

Balcıo ğ lu ve Aslan (2001) UV destekli fotokatalitik metodu nu 75 mg/l RB5'in rengini gideril mesi için uygulamış ve $pH=3$, 0,5mM $FeSO_4$ ve 5mM H_2O_2 konsantrasyonlarında %97 KOI gideril mi elde etmişlerdir.

Fenton prosesini ile ilgili literatürde yapılan çalış malar dan bazıları aşağı da özetlenmiştir (Tablo 2 1).

Tablo 2.1. Literatürde bulunan Fenton proses uygulamalarından örnekler

						KOI	Renk
	Çalışılan Boya	pH	T° C	K S. (dak)	FeSO ₄ / H ₂ O ₂	%	%
Kuo(1992)	Reaktif boyalar	3,5	50	30	0,42	88%	97%
	Tekstil atıksuyu	3-5	50	30		90	97
Lin(1997)	Renkli Atıksu	3	30	20	0,25	90	80
Kang S.F. (1997)	Tekstil ikincil arıtma çıkışı	3-5	-	-	0,5-1	78	94
Park (1999)	Reaktif Red	5	20	-	0,1	54	91,2
	Reaktif yellow	4	20	-	0,08	52	18
	Tekstil endüstri atıksuyu	3	20	-	0,4	58,9	45,7
	Sızıntı suyu (aerobik ve						
Kang Y.W(2000)	anaerobik arıtma sonrası)	3,5	25	-	1,05	60	70

3. TOKSİSİTE İZLEME VE GİDERME YAKLAŞIMI

3.1 Toksisite Giderme Yaklaşımı

Dünyada giderek yaygınlık kazanan toksisite parametresisinin ölçümü, Avrupa Birliği direktifleri (EC 91/271 ve EC 91/676) deşarj limitlerini baz alan İtalya atıksu deşarj limitleri arasında *Daphnia magna* (Su pireleri) ile tanımlanmıştır (D Lgs 11 Mayıs 1999 tarihli resmî gazete, Ek 3, Tablo 3). Toksisite parametresinin ölçümü şehir evsel atıksu arıtma tesisi çıkış suları ile tüm endüstriyel deşarjlar için öngörülmüştür. Buna göre, seyreltilmemiş hamatıksuda test edilen atıksuyun yüzey sularına ve atıksu kanalına deşarj edilebilirliği durumları için *Daphnia magna* test organizmalarının sırasıyla %50 ve %80'inden fazlasının ölümüne neden olma ması gerekmektedir. *Daphnia magna* kullanımı yanında, *Ceriodaphnia dubia* (prot ozoa), *Selenastrum capricornutum* (alg), *Microtox*TM 'ın tatlı sularda ve *Artemia salina* (tuzlu su algi) 'nin tuzlu su olarak nitelenecek numunelerde kullanılabileceği belirtilmiştir.

Endüstriyel atıksuların arıtımında uygulanan mevcut arıtma teknolojileri atığın uygun özellikte olma ması halinde yeterli verimde çalışmadığı gibi, atıksuyun özelliğine bağlı olarak arıtma tesisi çıkışı deşarj suları deşarj edildikleri ortamın ekolojik özelliklerinin bozulmasına yol açmaktadırlar. Bu nedenle alıcı ortamların korunmasında sadece fiziksel kimyasal parametrelerini izlenmesi yeterli olmamakta, toksisite testleri uygulanarak biyoizleme yapılması gerekmektedir. Ülkemizde su kalitesi korunması amacıyla çıkarılan mevcut yönetmelikte bu yönde mevcut atıflardan aşağıda bahsedilmiştir.

Türkiye'deki mevcut 04.09.1988 tarihli Su Kirlenmesi Kontrolü Yönetmeliği (SKKY)'ne bakıldığında balıktoksitesini baz alınarak zehirlilik, "zehirli olarak tanımlanan bir maddenin belirli bir konsantrasyondan fazla olarak su ortamında bulunmasıyla insan sağlığını, çeşitli invertebrat organizmaların sağlığını ve ekosistem dengesinin tehdit edilmesi; akut veya kronik hastalıklara, teratojenik,

genetik bozulmalara ve ölçümlere yol açma özelliği” ve ZSF (zehirlilik seyrelme faktörü) ise “atıksuların zehirlilik derecesini belirlemede kullanılan bir birimi” şeklinde tanımlanmıştır. Ancak, Tablo 25’de yer alan atıksuların atıksu altyapı tesislerine deşarjında öngörülen atıksu standartları arasında ve deniz deşarjına izin verilebilecek atıksuların özellikleri ‘nin yer aldığı Tablo 22’de de ZSF değeri belirtilmiştir.

10.3.1995 tarihli Su Ürünleri Tüzüğü Ek 6, “sulara boşaltılabilecek atıklar” listesinde zehirlilik parametresi ve “seyreltilmemiş atıktat est edilen balıkların 48 saat sonunda %20’sinden fazlası ölmelidir” ibaresi ile tanımlanmıştır.

11 Aralık 1999 tarihli İSKİ kanalına deşarj için ön arıtma li nitleri arasında 48 saatlik balık biyodeneji tanımlanarak tolerans li niti (TL₅₀) %100 olarak tanımlanmıştır.

Toksisite izlenmesinde; APHA, USEPA, ASTM, ISO Environment Canada, OECD çeşitli prosedürler geliştirmişlerdir. Bu toksisite test metotları;

- 1) Akut toksisite
- 2) Kronik toksisite
- 3) Kısa süreli sub-lethal (ölüm öncesi kademeleri) testi
- 4) Yaşam sürecinin en erken kademelerinde uygulanan test
- 5) Biyoakümüilyasyon testi

başlıkları altında toplanmakta ve değişen sürelerde gerçekleştirilmektedir. Her bir testin kullanıma macına göre seçimi mümkündür. Akut toksisite genellikle 24 saat içerisinde cevap alınan bir metot olup, çevre etkilerinin tanımlanmasında esas alınmaktadır.

Atıksu toksisite testleri aşağıda belirtildiği üzere pek çok amaç için yararlıdır:

- 1) Su yaşamı için uygun çevre şartlarının belirlenmesi,
- 2) Çözünme, pH, sıcaklık, tuzluluk, bulanıklık gibi parametrelerin uygun seviyelerinin belirlenmesi,
- 3) Atıktoksitesince etkili çevresel faktörlerin ortaya konması,
- 4) Atıkların test canlılarına toksisitesi şeklinin ortaya konması,
- 5) Bir deşarja veya toksik maddeye su canlılarının relatif duyarlılıklarının test edilmesi,
- 6) Su kirlenmesi kontrolü ihtiyaçlarını karşılamak için atık arıtma miktarının belirlenmesi,

- 7) Arıtma metotlarının etkinliğini belirlenmesi,
- 8) İzin verilebilecek atık arıtma oranlarının teknolojik bilgi birikimi ile tartışılması (Rand, 1995).

Su canlılarının potansiyel etkilenmelerini tahmin etmede kimyasal ve fiziksel metotların yetersiz kalması nedeniyle, toksisite deneylerinin su kirlenmesi kontrolü açısından gerekliliği kaçınılmazdır. Standartlaştırılmış bir test kullanmanın avantajları aşağıdaki şekilde özetlenebilir.

- Değişik laboratuvarlar tarafından bir veya daha fazla uniform ve yararlı seçim yapılmasını sağlar,
- Deneysel sonuçların karşılaştırılabilirliği ve böylece yaygınlaşmış verilerin yararını artırır,
- Testin tekrar sayısı artırılabilir ve böylece verilerin hassasiyeti artırılmış olur,
- Testin (çok iyi tanımlanmış hali) değişik personel tarafından uygulanabilirliği ne olanağı sağlar,
- Eğer uygulanan metod mahkemelerce kabul edilirse yasal avantaj sağlar,
- Rutin izleme amacıyla uygundur (Rand, 1995).

Toksisite test metotları çok farklı canlı türleri için tanımlanmıştır. Amaca uygun toksisite testi için organizma seçimiinde dikkate alınan kriterler:

1. Türler arasında hassasiyet çok değişken olduğu için mümkün olduğunca geniş bir aralıkta hassasiyet gösteren bir tür seçilmeli,
2. Yaygın ve bolca bulunabilen türler dikkate alınmalı,
3. Seçilen türler etkiye maruz kalan ekosistemi temsil edici olmalı,
4. Rekreatif, ticari ve ekolojik olarak önemli türler seçilmeli,
5. Seçilen türlerin laboratuvarda rutin bakım olabilmeli ve ayrıca laboratuvarda yetiştirilebilmeli,

Seçilen türün geçmişi ile ilgili bilgi olması halinde (fizyolojisi, genetik özellikleri, davranışı) elde edilen deneysel verilerin yorumlanması çok daha kolay yapılabilir şeklinde özetlenmektedir (Rand, 1995).

Evsel ve endüstriyel atıksularda toksisite izleme amacıyla *Daphnia magna*'nın kullanımı avantajları:

- 1) Laboratuvar alt yapısı ve işletme giderleri düşüktür,
- 2) Kısa sürede akut toksisite sonucu (24 saat) alınabilmektedir,

- 3) Laboratuvarda yetiştirilebilirlikleri ve özellikle genetik özellikleri bakımından tüm organizmaların aynı olabilmesi kirleticilere karşı verdikleri tepkinin yorumlanmasını kolaylaştırır.

Dezavantajları ise,

- 1) pH, Çözünürlük, sıcaklık, iletkenlik gibi çevre şartlarına çok duyarlıdır,
- 2) Sadece ölü moran ile ilgili sonuç vermektedirler,
- 3) Akut toksisite ölçümü için pekçok numunede hassasiyeti ortaya konmuş olmakla birlikte kronik toksisite ölçümünde hala tartışmaların mevcut olması

şeklinde sıralanabilmektedirler (Moriç Pagano, 2002).

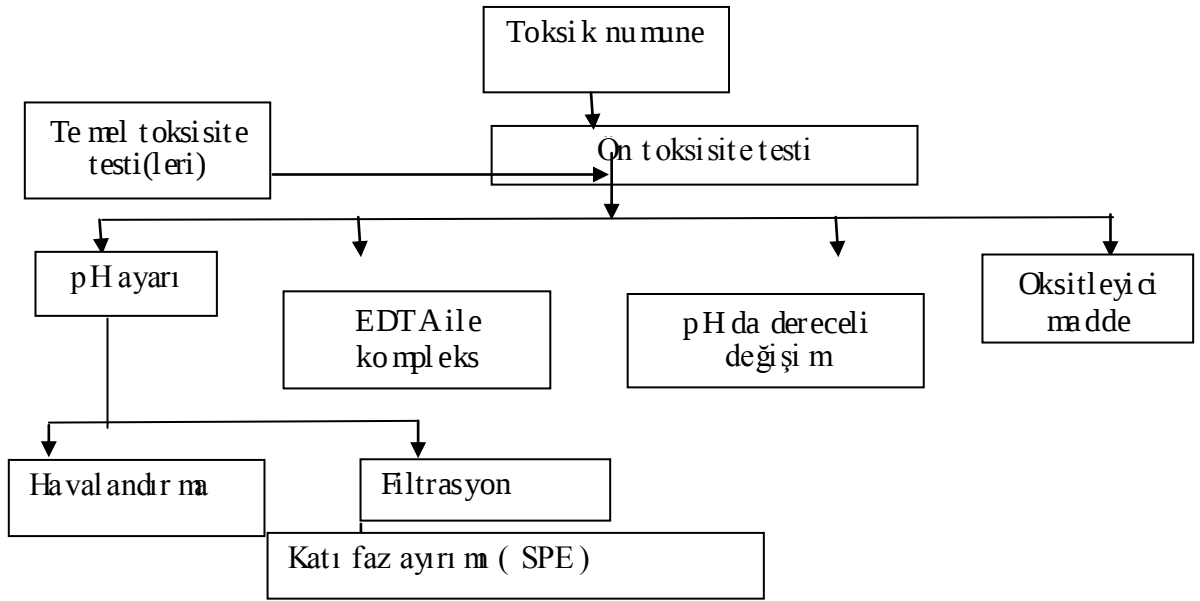
Kirleticilerin toksik etkilerini ortaya koymak amacıyla yürütülen çalışmalarda gerek hızlı sonuç alınabilmesi gerekse işletme giderlerini uygunluğu açısından *Daphnia magna* (su piresi), *Microtox*TM ve respirometrik ölçümler en yaygın olarak kullanılmıştır (Hartman ve diğerleri, 1987; Logue ve diğerleri, 1989; Arbuckle ve diğerleri, 1992; Hao ve diğerleri, 1996; Tisler ve Kondon, 1999; Tonkes ve diğerleri, 1999; Trevizo ve Nirmalakhandan, 1999; Behechti ve diğerleri, 1998; Arambasic ve diğerleri, 1999; Guida ve diğerleri, 2000).

Ekotoksikolojik çalışmalarda kullanılan çok farklı sayıda ve türdeki testlerin toksik şartları yansıtacak yönde optimum sayı ve türde gerçekleştirilmesi amacıyla bir ekolojik döngünün tatlı su kaynakları için olmak üzere alg (*Selenastrum capricornutum*), *Daphnia magna* ve balık gibi üçlü seti önerilmiştir (Kitano, 1992).

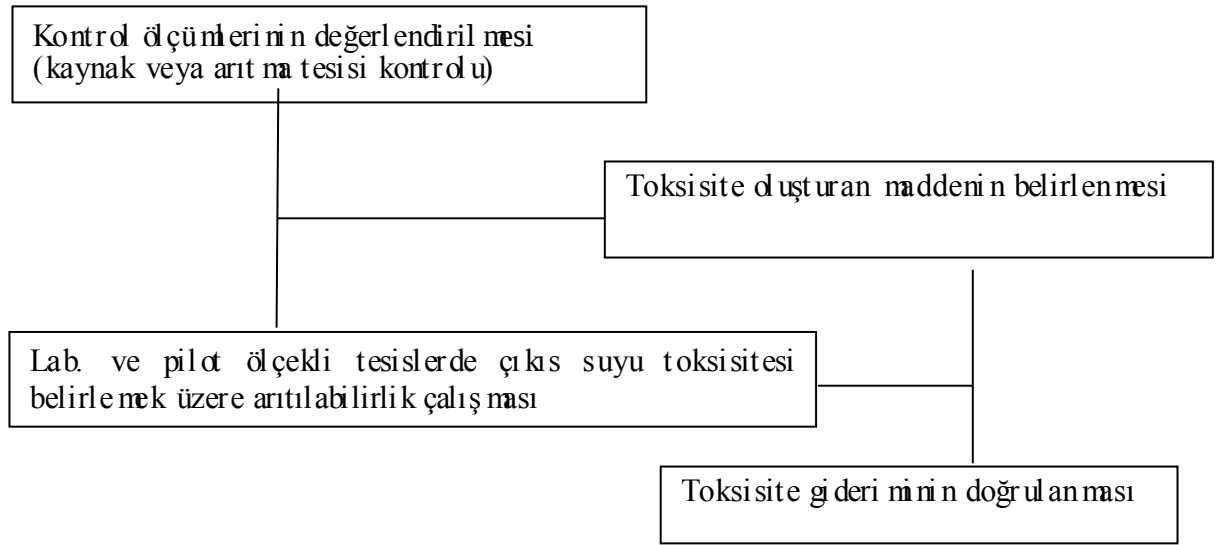
Endüstriyel kirlenme için önemli bir adımlan ön arıtma programının uygulanması, toksisite ölçümlerine 3 aşamada hizmet eder (Fort ve diğerleri, 1996) i) koruma amaçlı toksisite problemlerinde öncelik çözüm oluşturmaya, ii) TRE programının toksik maddelerin kaynaklarının tanımlanması ve kontrolünde uygulanmasına hizmet eder, iii) potansiyel problemlere yol açacak toksisitenin kontrolü amacıyla yapılan TRE çalışmalarının takiben ekonomik su ortamındaki toksisite ve mikrobiyal inhibibisyon izleme programı ve halkın eğitimi yoluna gidilir.

3.2 Toksikite Azaltma Yaklaşımları

Toksikite ölçülmesinde izlenen yöntem(atığının bir bütün olarak sıvı veya katı fazının ayrı ayrı test edilmesi, akut /kronik toksikite ölçümü gibi), toksikitenin belirlenmesi(TIE) ve azaltılması(TRE) yaklaşımları atıksu için tanımlanmış standartların sağlanmasında büyük öneme sahiptirler. USEPA TIE ve TRE için Şekil 3.2.1’de gösterilen sistemi geliştirmiştir (Fort ve diğerleri, 1996).



Şekil 3.2.1. Faz I Toksikite Karakterizasyon Aşamaları



Şekil 3.2.2 Faz II toksisite azaltma aşaması

Şekil 1’de görülen Faz I aşamasına göre atık önce bir ön toksisite araştırması na tabi tutulmakta ve toksik ise standart toksisite testleri (tercihen 3 tür) toksisite doğrulandıktan veya toksisitenin giderilmesi için önerilen standart metodlar uygulandıktan sonra Faz II tanımlanmaktadır.

Yukarıda belirtilen toksisite giderme yaklaşımlarından öte ön veya tam arıtma olarak kullanılabilecek çeşitli kimyasal arıtma yöntemlerinin de toksisite giderme açısından etkinliği literatürde çeşitli çalışmalar ile yer almaktadır (Chen, 1997 ; Hao, 1996).

Bu tez çalışmasında tekstil endüstrisinde renk ve KO_2 giderme amacıyla kullanılan kimyasal çöktürme, Fenton proses ve ozonlama proseslerinin hem arıtma verimlilikleri hem de toksisite giderimindeki etkinlikleri tartışılmaktadır.

4. DENEYSEL ÇALIŞMANIN PLANLANMASI

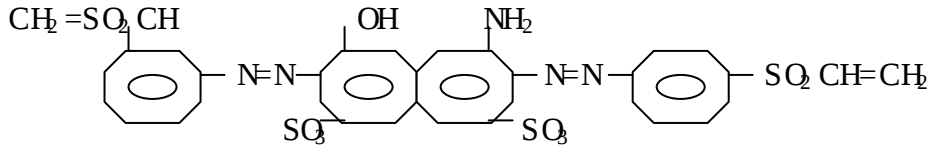
4.1. Çalışmanın Planlanması

Deneysel çalışmalar iki ayrı reaktif boya (Remazol Black B ve Remazol Red) ve daha sonrada bu boyaların kullanıldığı bir tekstil endüstrisinin ham atıksularında gerçekleştirilmiştir. Kullanılan boyaların kimyasal yapıları Şekil 4.1 ve 4.2’de verilmiştir. Sentetik boyalar Dyestar firmasından temin edilmiştir.

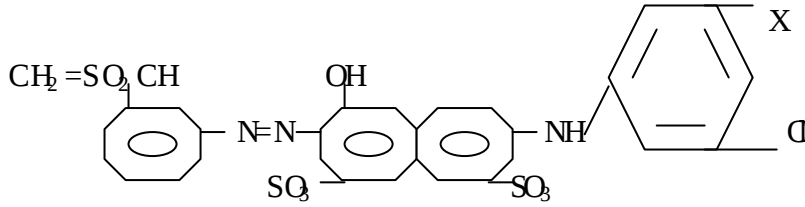
Remazol Black 5 (RB5) bilinen en eski reaktif boyalardan birisidir. RB5 alkali koşullarda çözündüğünde vinil sülfanöl grubunu meydana getirir. Bu grup nükleofilik ilaveler vasıtasıyla boyanın kumaşa geçmesini kolaylaştırır. Bu reaksiyonun oluşumu ile birlikte boyama prosesi boyunca sıcaklığın artırılması boyanın hidrolizini sağlar. Hidrolize olmuş boya kovalent bağ oluşturmaz ve atıkağı m içerisinde son bulur. Buna ilaveten boyama prosesi ni veri mine bağlı olarakta bir miktar vinil sülfanöl boyası yıka ma sularında bulunabilir. Vinil sülfanöl elektrofilik hal dedir ve hidroliz edilen boyaya göre daha toksiktir. (Canesh, 1994)

Remazol Red (RR) reaktif boyası da tekstil endüstrisinde boyama prosesinde en yaygın olarak kullanılan boyalardan birisidir. Remazol Red tek azo grubu içerdiğinden monoazo bir boyadır.

Reaktif boyalar, çift distile su kullanılarak pH>12’de minimum 2 saat süre ve 80 °C sıcaklıkta hidroliz edilmiştir. Sentetik boya çözeltileri 1 gr boya çözülerek hazırlanmıştır. Hidroliz sonrasında toplam hacim çift distile su eklenerek 1 l’ye tamamlanmıştır.



Şekil 4.1.1. RB5'in Kimyasal Yapısı



Şekil 4.1.2 RR'in kimyasal yapısı

Deneyisel çalışmanın ikinci kısmı için kullanılan gerçek atıksu, yünlü pol yester ve viskon kumaş boyama yapan bir tekstil endüstrisinin boyahane çıkışı dengelenen havuzundan alınmıştır. Deneylerin yürütülmesi için 3 ayrı zamanda numune alınmıştır.

İlk alınan numunede sadece fenton prosesi uygulanmış ve bu prosenin sonuçları doğrultusunda alınan ikinci numunede fenton prosesi ve kimyasal çöktürme alternatifleri bir arada uygulanmıştır. Son olarak alınan üçüncü numunede fenton prosesine kimyasal çöktürmeye ilave olarak ozonlama seçeneği de denenmiş ve sonuçlar 5. bölümde verilmiştir.

4.2 Deneylerin Yürütülmesi

4.2.1. Fenton prosesi

Bu çalışmada uygulanan Fenton prosesi Kuo (1992) 'nın kullandığı prosenin modifiye edilmiş şeklidir. Deneyler, efektif hacmi 1 litre olan beherlere 500 ml hacminde numuneler alınarak gerçekleştirilmiştir. Uygulanan Fenton proses prosedürü aşağıda verilmiştir:

- Numunenin sıcaklığı istenilen sıcaklık seviyesi olan 30-60°C arasına getirilmiştir.
- İstenilen sıcaklığa getirilen numunenin pH'sı fenton prosesi için optimum pH aralığı olan 2-4 arasına 1 N H₂SO₄ ve 1 N NaOH ile getirilmiştir.

- Sıcaklığı ve pH'sı ayarlanan numuneye ilk aşamada Fe(II) tuzları ikinci aşamada hidrojen peroksitin uygun dozları ilave edilmiştir.
- FeSO₄ ve H₂O₂ ilavesinden sonra numuneler Jar- test cihazında 100 dev./dak'da 2 dakika hızlı karıştırma (HK) ve 30 dev./dak'da 20 dakika yavaş karıştırma (YK) uygulanmıştır.
- Redoks reaksiyonlarının bitmesi için minimum 30 dakika beklendikten sonra numunenin üst fazı alınarak pH'sı sodyum hidroksit ile 7-7,5 aralığına getirilmiştir.
- 2 saatlik minimum çökeltme süresi beklendikten sonra üst fazdan alınan yaklaşık 100 ml'lik numune 45 µ'luk filtre kağıdından süzülerek renk ölçümü ve KCl deneyleri yapılmıştır.

Fenton prosesine ait deneysel çalışmalar fenton prosesinin veriminde etkin rol oynayan 5 faktörün optimumunu bulacak şekilde dizayn edilmiştir. İlk bölümde H₂O₂, pH, sıcaklık ve YK süresi sabit tutularak FeSO₄'ün optimum konsantrasyonu belirlenmiştir. En yüksek renk ve KCl giderimini veren konsantrasyon optimum FeSO₄ konsantrasyonu olarak belirlenmiştir. İkinci safhada H₂O₂'in optimum konsantrasyonunu bulmak için proses verimine etki eden diğer faktörler sabit tutulmuştur. Bu işlem pH, sıcaklık ve yavaş karıştırma süresinin optimumun bulunması için sırayla etki eden faktörün dışındakilerin sabit tutulması yoluyla gerçekleştirilerek diğer faktörler için de optimum değerler belirlenmiştir.

4.2.2. Kınyasal Çöktürme

Tekstil endüstrisi atıksularına 3 farklı koagülant (FeSO₄, Al₂(SO₄)₃ ve FeCl₃) ile kınyasal çöktürme deneyleri uygulanmıştır. Kınyasal çöktürme deneyleri efektif hacmi 250 ml olan beherlere 200 ml atıksu numunesi alınarak yapılmıştır. Çöktürme yardımcı olarak 5 mg/l konsantrasyonda anyonik polielektrolit (Henkel 23500) kullanılmıştır.

FeSO₄ çöktürmesi için pH 9 ve 9,5'de FeSO₄'ın 500-2000 mg/l arasındaki konsantrasyonlar kullanılmıştır. Al₂(SO₄)₃ çöktürmesi için pH değerleri olarak 6 ve 6,5 seçilmiş, 500-2000 mg/l dozajı kullanılmıştır. FeCl₃ çöktürmesi için ise pH 6 ve 6,5'de çalışılmış ve FeCl₃'ün 500-2000 mg/l arasında değişen konsantrasyonları uygulanmıştır.

Jar-test deneylerinde 2 dakika 100 dev/dak'lık hızlı ve 20 dakika 30 dev/dak'lık yavaş karıştırma işlemi uygulandıktan sonra atıksu 1 saat çökeltmeye bırakılmış ve

çökelme sonrasında üst faz alınarak 45 µ'luk filtre kağıdından (Sartorius) süzül müştür. Süzülen numunede renk ve KCl ölçül müştür.

4.2.3 Ozonlama

Ozonlama prosesi sadece gerçek atıksu üzerinde gerçekleştirilmiştir. 1 l.'lik ham atıksu numunesine 20 dakika 1,4 g/l-sa ozon verilmiş ve her 2,5 dakikada bir numune alınmıştır. Alınan numuneler 45 µ'luk filtre kağıdından süzül müştür. Süzülen numunede renk ve KCl ölçül müştür.

4.2.4 Toksisite ölçümü

Daphnia magna ile toksisite ölçümü IRSA (1977) metodu esas alınarak gerçekleştirilmiştir. Buna göre numune %50 seyreltildikten sonra efektif hacmi 50 ml olan test bardaklarında 5 adet 24 saatlik yeni doğmuş *Daphnia magna* ile 24 saat sabit oda sıcaklığında minimum 6 mg/l çözünmüş oksijen konsantrasyonu sağlanacak şekilde temas ettirilmiştir. Deneyler şahit deney ile birlikte 4 kez tekrar edilmiştir. 24 saat sonra her bir bardak içerisinde ölen hayvan sayılarak toplam ölüm yüzdesi belirlenmiştir. Hareket edemeyen hayvanlar cansız olarak kabul edilmiştir.

4.2.5 Renk Ölçümü

Renk ölçümünde Almanya Tekstil Endüstrisi Deşarj Standartları esas alınarak 436, 525 ve 620 nm dalga boylarında spektrofotometre ile ölçüm yapılmıştır. Buna göre 436, 525 ve 620 nm dalga boylarında ölçülen absorbans değerlerinin sırasıyla 0,07/0,05/0,03'ten küçük olması istenmektedir.. Bununla birlikte Pt-Co cinsinden de renk ölçümü yapılmış %renk giderimi hesaplanmıştır.

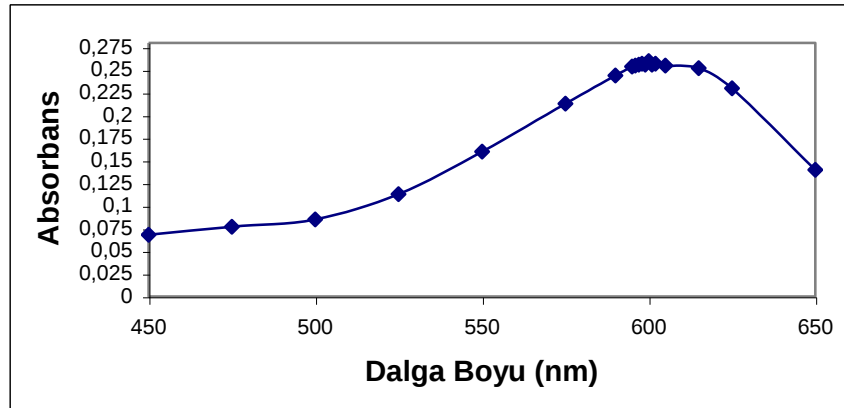
4.3 Analitik ölçümler

Pt-Co biriminde renk ölçümü için HACH marka cihaz kullanılmış ve Pt-Co birim cinsinden sonuçlar kaydedilmiştir. Absorbans ölçümü için PHARMACIA marka spektrofotometre kullanılmış ve 400-700 nm dalga boyları arasında ölçümler yapılmıştır. Ayrıca UV₂₅₄ UV spektrofotometre ile ölçül müştür. Tüm ölçümler 0.45 µm filtre kağıdı ile süzülükten sonra gerçekleştirilmiştir. Atıksu karakterizasyonunda kullanılan parametreler Standart Methods(1995)'e ölçül müştür.

5. DENEYSEL SONUÇLAR VE TARTIŞMALAR

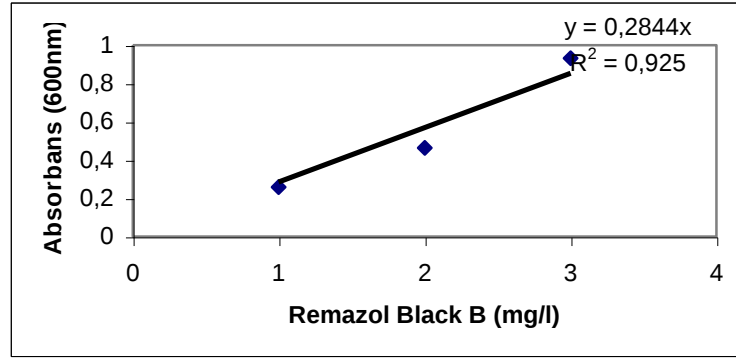
5.1. Sentetik boya çözeltisi

Sentetik boya olarak RB5 ve RR kullanılmıştır. Sentetik boya renk ilişkisinin belirlenmesi için sentetik boyaların değişik konsantrasyonları hazırlanmıştır. Bu amaçla reaktif gruplar içeren RB5'in 1 mg/l, 2 mg/l, 3 mg/l ve 4 mg/l'lik konsantrasyonları hazırlanarak 1 mg/l konsantrasyonundaki numunenin 400-700 nm dalga boyları arasındaki maksimum absorbans taraması yapılmış ve RB5 için maksimum dalga boyu 600 olarak belirlenmiştir.



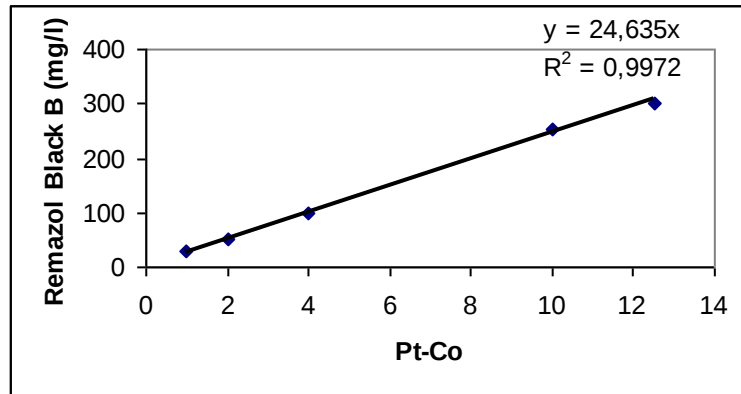
Şekil 5.1.1 RB5'in maksimum dalga boyunun belirlenmesi

RB5'in maksimum dalga boyu 600 nm olarak belirlendikten sonra bu dalga boyunda 1 mg/l, 2 mg/l, 3 mg/l ve 4 mg/l absorbans değerleri ölçülerek RB5'e ait kalibrasyon eğrisi elde edilmiştir.



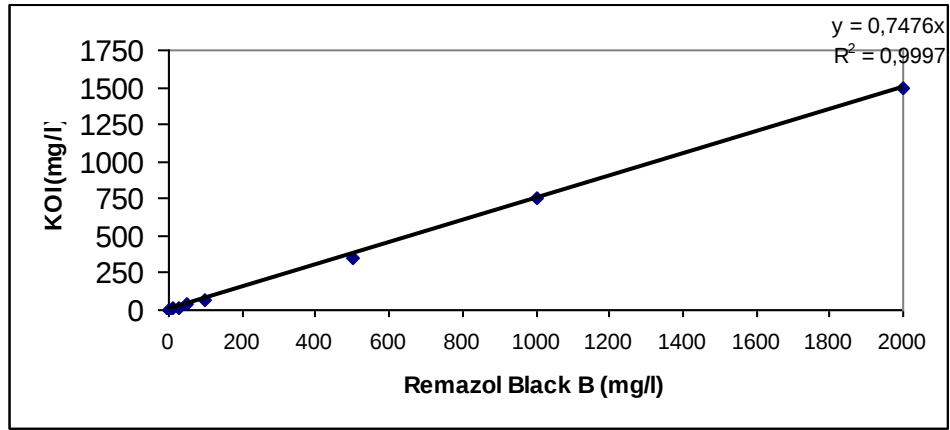
Şekil 5.1.2 RB5 için Renk İlişkisi (600nm)

Bunun dışında rengi ölçülmesinde kullanılan bir başka birimde Pt-Co'dur. RB5'in Pt-Co biriminde kalibrasyon eğrisini bulunması amacıyla bu reaktif boyanın 1 mg/l, 2 mg/l, 4 mg/l, 10 mg/l ve 12,5 mg/l'lik konsantrasyonları hazırlanmış ve bu boyar madde için Pt-Co değerleri okunarak Şekil 5.1.3'te verilen kalibrasyon eğrisi çıkarılmıştır.



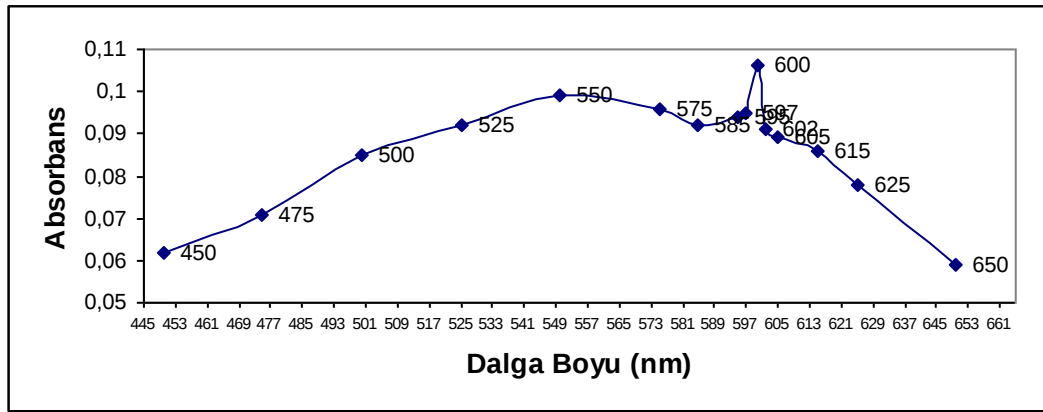
Şekil 5.1.3. RB5 için Renk İlişkisi (Pt-Co biriminde)

RB5'in KCl eşdeğerinin bulunması için 25-2000 mg/l arasında değişen konsantrasyonlarda RB5'in sentetik numuneleri hazırlanarak aşağıdaki kalibrasyon eğrisi çıkarılmıştır.



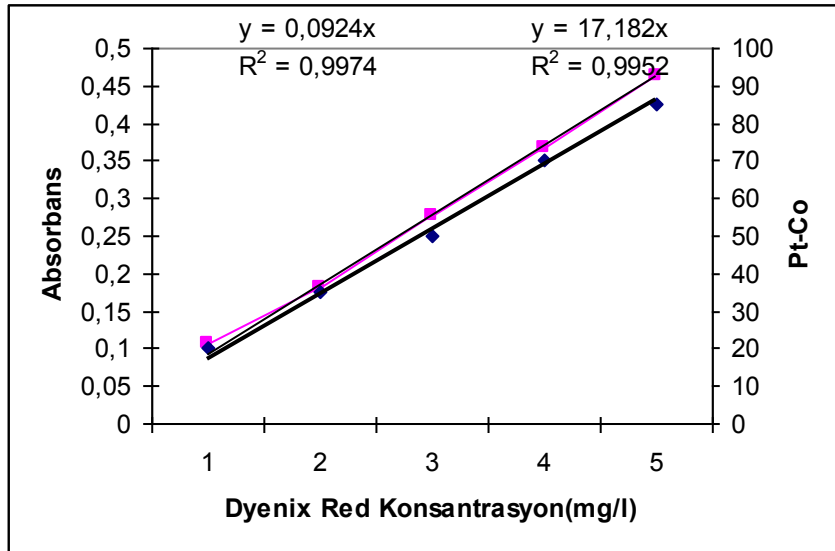
Şekil 5.1.4. RB5'in KOİ eşdeğeri nin belirlenmesi

Deneyleerde kullamlacak ikinci reaktif boya olan RR'in maksimum absorbansı yine 1 mg/l konsantrasyonda hazırlanan numune için 400- 700 nm dal ga boyları arasında taranmış ve RR'in maksimum absorbansı 600 nm olarak elde edilmiştir



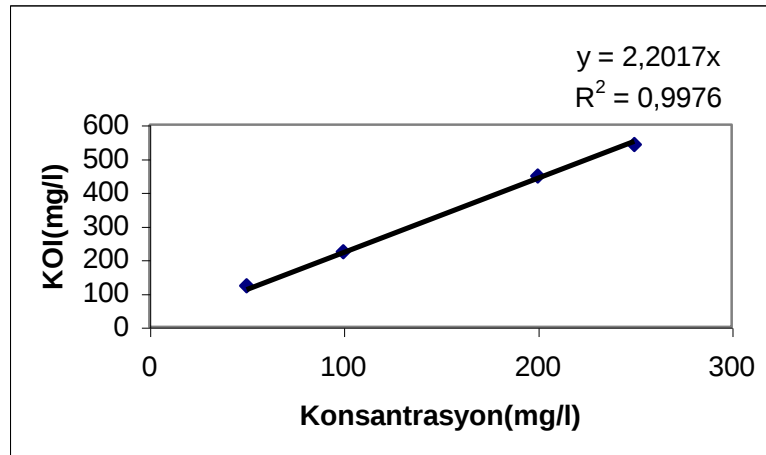
Şekil 5.1.5. RR' nin maksimum dal ga boyunun belirlenmesi

RR için 1 mg/l, 2 mg/l, 3 mg/l ve 4 mg/l ve 5 mg/l'lik 5 farklı konsantrasyonda numuneler hazırlanmış ve bu numuneler maksimum absorbans olan 600 nm de okunmuştur. Ayrıca bu konsantrasyonlar Pt- Co biriminde okunarak aşağıdaki şekilde görülen ikili kalibrasyon eğrisi elde edilmiştir.



Şekil 5.1.6. RR için Konsantrasyon- Renk İlişkisi

Çalışmada kullanılan ikinci reaktif boya olan RR'in KOI eşdeğerini bulması için 50-250 mg/l arasında değişen konsantrasyonlarda RR'in sentetik numuneleri hazırlanarak aşağıdaki kalibrasyon eğrisi çıkarılmıştır.



Şekil 5.1.7. RR'in KOI eşdeğerini belirlenmesi

5.2 Endüstrinin Genel Atıksu Karakterizasyonu

Bu çalışmanın uygulama kısmı için Ayazağa yakınlarındaki polyester ve yünlü kumaş boyaması yapan bir tekstil endüstrisinden yararlanılmıştır. Bu endüstri de sadece biyolojik arıtma sistemi mevcut olup çıkış suyu endüstrinin yakınlarındaki bir alıcı ortama verilmektedir. Endüstriyi sahip olduğu arıtma tesisi'nin özelliklerini kısaca şu şekildedir. Yün, pamuk ve polyester boyama prosesleri sonucu oluşan atıksular dengelenme havuzunda toplanmıştır. Dengeleme havuzunda yaklaşık 2 saat bekletilen

atıksu daha sonra bir foseptikte bekletilen evsel atıksu ile birlikte biyolojik arıtma yapılarak üze pH dengelenmesi yapılması için HCl ilave edilen birime gelmiştir. Biyolojik arıtma için uygun pH ya gelen atıksu buradan biyolojik arıtma sistemine girmiştir ve daha sonra biyolojik arıtma çıkışında direkt olarak alıcı ortama verilmiştir.

Tekstil endüstrisinde birbirinden çok farklı olan birçok boya prosedürü kullanılmaktadır. Bu prosedürlerden birkaç tanesi aşağıda Tablo 5.2.1 ve 5.2.2’de verilmiştir. Tekstil endüstrisinde günlük yaklaşık 300-500 m³ atıksu oluştuğu ve oluşan atıksuyun %1 kadar da evsel atıksuyun havalandırma havuzuna girdiği bilinmektedir. Bu tesisin dengelenme havuzu hacmi de yaklaşık 100m³ tür.

Tablo 5.2.1 Tekstil endüstrisine ait boya prosedürü

	gramlitre
Yağ	4
Islatıcı	1,5
Na OH	3
HCl	5
İyon Tutucu	0,5
Na Cl	240
Na ₂ CO ₃	5
Na OH	2,2
CH ₃ COOH	1,5
Sabun	7,5
Yumuşatıcı	6
Yellow	330
Red	800
Navy	1900

Tablo 5.2.2. Tekstil endüstrisi ne ait 2 boya prosedürü

birim		
Banyo hacmi	litre	2400
Kumaş miktarı	kg	350
NaCl	mg/l	28
CH ₃ COOH	mg/l	1,6
Na ₂ CO ₃	mg/l	7
Yumuşatıcı	mg/l	2
Yellow	mg/l	119
Green	mg/l	96
Navy	mg/l	525

Bu endüstriden 3 farklı zamanda alınan atıksulara ait genel atıksu karakterizasyonu aşağıda tablo 5.2.3'te verilmiştir.

Tablo 5.2.3. Tekstil endüstrisi atıksu karakterizasyonu

Parametre	GA1		GA2		GA3	
	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış	Giriş	Çıkış
KCl	1330	390	1015	285	910	210
Süzülmüş KCl	1060	260	365	215	560	170
BOD ₅	170	15	140	10	150	20
AKM	105	115	165	110	150	90
TKN	20	36	17	15	40	12
NH ₃	<1	5	<1	7	11	2
Toplam Fosfor	7	21	21	12	25	14
Klorür	570	2950	1650	2480	1720	3075
Sülfat	600	625	525	580	540	610
İletkenlik	-	-	9500	11000	13500	15000
Toplam Sertlik	-	-	75	135	80	140
Alkalinite	-	-	860	1150	1200	1040
pH	9,9	9,2	9,9	9,4	10	8,5

5.3 Kimyasal arıtılabilirlik sonuçları

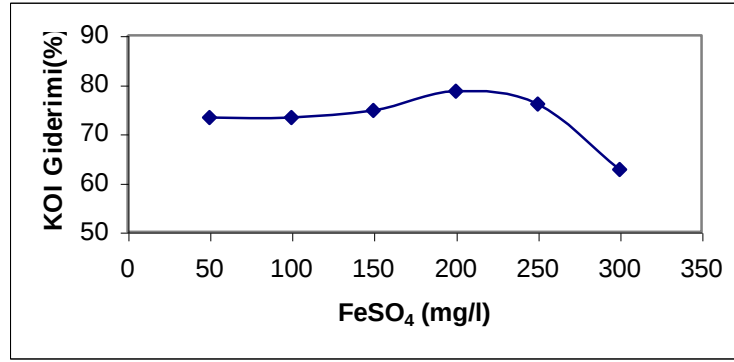
5.3.1 Fenton prosesi

5.3.1.1 Sentetik çözeltiye uygulanan fenton prosesi sonuçları

100 mg/l konsantrasyonundaki RB5'in fenton prosesi ile arıtım incelenmiştir. Fenton prosesinde ilave edilecek optimum FeSO_4 dozajının belirlenmesinde proses verimine etki eden faktörler sabit tutularak FeSO_4 konsantrasyonu 50 mg/l den 300 mg/l'ye kadar arttırılmıştır (Tablo 5.3.1.1). Maksimum KCl giderimi 200 mg/l FeSO_4 konsantrasyonunda %78,6 olarak sağlanmıştır. Uygulanan tüm FeSO_4 konsantrasyonlarında %9'un üzerinde renk giderimi elde edilmiştir (Tablo 5.3.1.1).

Tablo 5.3.1.1 100 mg/l RB5 için FeSO_4 konsantrasyonu-renk giderimi ilişkisi
[H_2O_2 =400 mg/l, T= 40, °C pH= 3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

FeSO_4 (mg/l)	Absorbans (nm)			Pt - Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
50	0,002	0,001	0,001	<10	>99
100	0,001	0,001	0,001	<10	>99
150	0,001	0,001	0,001	<10	>99
200	0,001	0,001	0,001	<10	>99
250	0,003	0,002	0,001	<10	>99
300	0,002	0,001	0,001	<10	>99

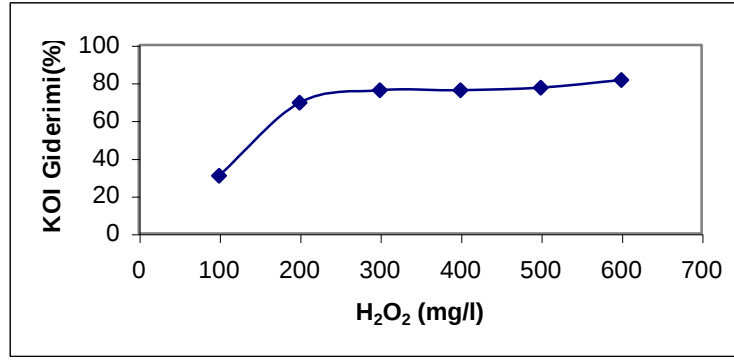


Şekil 5.3.1.1. 100 mg/l RB5 için KOI Gideriminin FeSO₄ konsantrasyonu ile değişimi [H₂O₂=400 mg/l T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK=100dev/dak (2 dak)]

İkinci olarak optimum H₂O₂ konsantrasyonun belirlenmesi aşamasına geçilmiştir. Bunun için Tablo 5.3.1.2'de verilen değerlerde H₂O₂ dışındaki faktörler sabit tutularak optimum H₂O₂ araştırmasına gidilmiştir. Tablo 5.3.1.2'de görüldüğü gibi renk 400 mg/l H₂O₂ konsantrasyonundan sonra 40 Pt-Co'nın altına inmiş ve H₂O₂ konsantrasyonu arttıkça renk giderimini arttırdığı gözlemlenmiştir. KOI giderimi de renk giderimine paralel olarak artan H₂O₂ konsantrasyonu ile artmıştır. 600 mg/l H₂O₂ konsantrasyonu için %81 KOI giderimi elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.2 100 mg/l RB5 için H₂O₂ renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=100 mg/l, T= 40 °C, pH=3, YK=30 dev/dak.(20 dak), HK=100dev/dak (2dak.)]

H ₂ O ₂ (mg/l)	Absorbans (nm)			Pt - Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
100	0,297	0,445	0,459	800	68
200	0,187	0,203	0,164	580	76,8
300	0,200	0,101	0,003	530	78,8
400	0,021	0,010	0,006	40	98,4
500	0,002	0,001	0,001	<10	>99
600	0,001	0,001	0,001	<10	>99



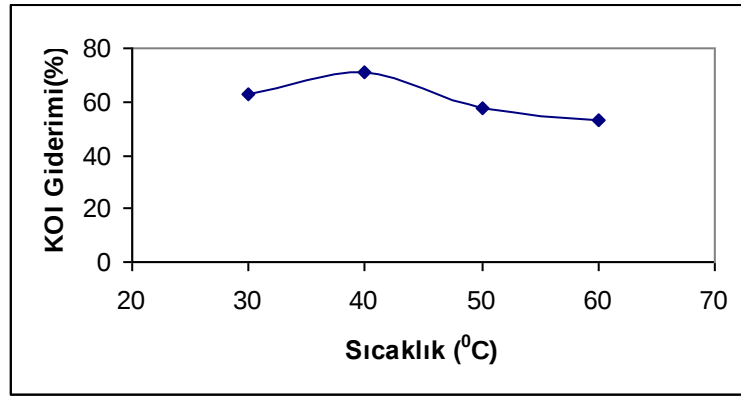
Şekil 5.3.1.2 100 ng/l RB5 için KOI Gideriminin H₂O₂ konsantrasyonu ile değişimi
[FeSO₄=100 ng/l, T=40 °C, pH=3, YK=30 dev/dak(20 dak), HK=100dev/dak (2 dak)]

FeSO₄ ve H₂O₂'in optimum konsantrasyonları belirlendikten sonra diğer faktörler olan sıcaklık, pH ve yavaş karıştırma süresini optimumu için FeSO₄/ H₂O₂ oranı 100/400 olarak sabit tutulmuştur.

Üçüncü olarak optimum sıcaklık araştırmasına gidilmiştir. Tablo 5.3.1.3.'tende görüldüğü gibi uygulanan tüm sıcaklıklarda %99'un üstünde bir giderimverimi elde edilmiştir. KOI giderimi bakımından ise en iyi en iyi verim %71 ile 40 °C'de elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.3. 100 ng/l RB5 için sıcaklık-renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=100 ng/l, H₂O₂=400, pH= 3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK=100 dev/dak (2 dak.)]

T(°C)	Absorbans(nm)			Pt-Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
30	0,003	0,001	0,001	<10	>99
40	0,001	0,001	0,001	<10	>99
50	0,001	0,001	0,001	<10	>99
60	0,002	0,001	0,001	<10	>99

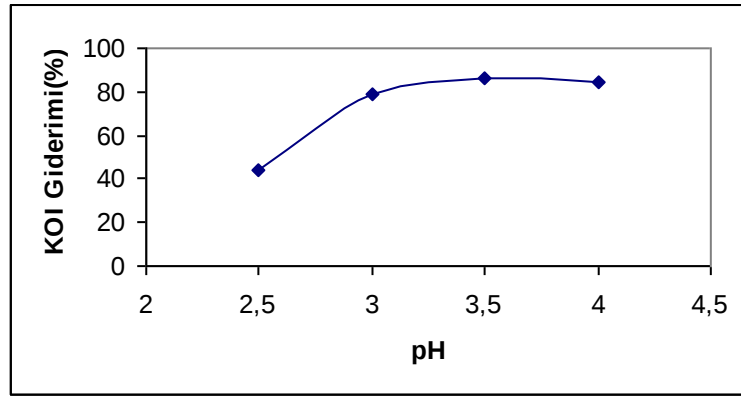


Şekil 5.3.1.3. 100 mg/l RB5 için KOI Gideriminin Sıcaklıkla Değişimi
[FeSO₄=100 mg/l, H₂O₂=400 mg/l, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100dev/dak (2 dak)]

pH'nin optimumunun belirlenmesi aşamasında daha önceden optimum olarak belirlendiği değerler sabitlenerek pH'sı 2,5-4 arasında değişen numunelere fenton prosesi uygulanmıştır. Tablo 5.3.1.4.'de görüldüğü gibi uygulanan tüm pH'lar da yine %99'un üstünde bir giderim verimi elde edilmiştir. KOI giderimi açısından ise en iyi giderim %87 ile pH=3,5'ta elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.4. 100 mg/l RB5 için pH- renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=100 mg/l, H₂O₂=400 mg/l, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

PH	Absorbans (nm)			Pt- Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
2,5	0,002	0,001	0,001	<10	>99
3	0,006	0,001	0,001	<10	>99
3,5	0,002	0,001	0,001	<10	>99
4	0,005	0,002	0,002	<10	>99

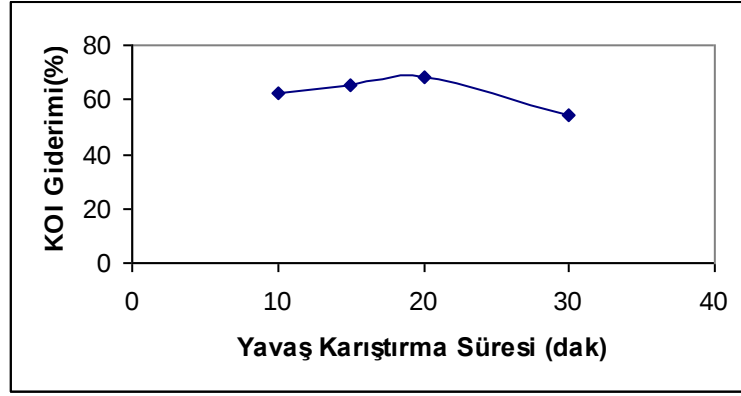


Şekil 5.3.1.4 100 mg/l RB5 için KCl Gideriminin pH ile Değişimi
 [FeSO₄=100 mg/l, H₂O₂=400 mg/l, T= 40 °C, YK= 30 dev/dak (20 dak),
 HK=100dev/dak (2 dak)]

Son olarak yavaş karıştırma süresinin optimizasyonu işlemine gidilmiştir. Yavaş karıştırma süresi 10-30 dak. arasında değiştirilmiş ve Tablo 5.3.1.5'tende görüldüğü gibi bütün uygulanan sürelerde >99'un üstünde bir renk giderimi sağlarken en yüksek KCl giderimi %68 ile 20 dakikada elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.5 100 mg/l RB5 için YK süresi- renk giderimi ilişkisi
 [FeSO₄=100 mg/l, H₂O₂=400, pH= 3, T= 40 °C, HK= 100 dev/dak (2 dak.)]

Y. K (dak)	Absorbans (nm)			Pt - Co
	436	525	620	
10	0,006	0,003	0,002	10
15	0,003	0,001	0,001	<10
20	0,003	0,003	0,002	<10
30	0,004	0,003	0,002	<10

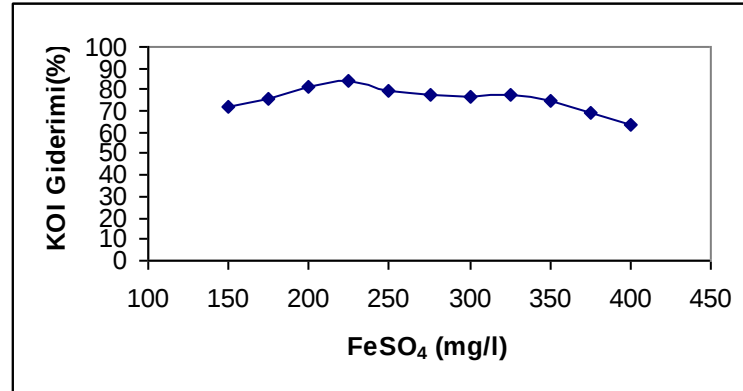


Şekil 5.3.1.5. 100 mg/l RB5 için KOI Gideriminin YK süresiyle Değişimi
 [FeSO₄=100 mg/l, H₂O₂=400 mg/l, pH= 3, T= 40 °C HK= 100 dev/dak (2 dak.)]

RB5'in 200 mg/l konsantrasyonunun fenton prosesi ne göre arıtılması için uygun FeSO₄ dozajının belirlenmesinde 100 mg/l RB5 için uygulanan prosedürün aynısı takip edilmiştir. Tablo 5.3.1.6'da görüldüğü gibi FeSO₄ konsantrasyonu 150 mg/l den 400 mg/l ye kadar arttırılmıştır. Uygulanan tüm FeSO₄ dozajlarında renk gideriminde %99'un üzerinde bir giderim elde edilmiştir. Maksimum KOI giderimi 225 mg/l FeSO₄ konsantrasyonunda %84 olarak elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.6 200 mg/l RB5 için FeSO₄ konsantrasyonu renk giderimi ilişkisi
[H₂ O₂=1000 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

FeSO ₄ (mg/l)	Absorbans(600 nm)	Renk Giderimi (%)	Pt- Co Renk Giderimi (%)
150	0,083	>99	0
175	0,029	>99	10
200	0,034	>99	15
225	0,064	>99	10
250	0,041	>99	10
275	0,026	>99	5
300	0,025	>99	10
325	0,039	>99	5
350	0,017	>99	5
375	0,009	>99	5
400	0,021	>99	5



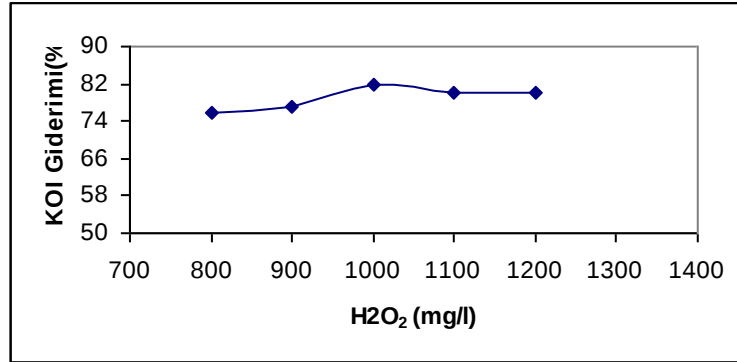
Şekil 5.3.1.6 200 mg/l RB5 için KOI Gideriminin FeSO₄ konsantrasyonu ile değişimi [H₂ O₂=1000 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100dev/dak (2 dak)]

H₂ O₂'nin optimizasyonunun belirlenmesi FeSO₄ ün 200 mg/l ve 225 mg/l'lik iki ayrı konsantrasyonunda gerçekleştirilmiştir. H₂ O₂ konsantrasyonu 800 mg/l'den 1200 mg/l'ye arttırılırken KOI giderimi en yüksek H₂ O₂ konsantrasyonu 1000 mg/l iken gerçekleştirilmiştir. H₂ O₂ nin 1000 mg/l konsantrasyonu için 200 mg/l FeSO₄

dozunda %82, 225 mg/l dozunda %84 KOI giderimi elde edilmiştir. Renk giderimi 200 mg/l FeSO₄ konsantrasyonu için H₂O₂'nin artan konsantrasyonuna paralel olarak %96 dan %99'a kadar çıkmıştır. FeSO₄'ün 225 mg/l konsantrasyonu için ise renk giderimi uygulanan tüm H₂O₂ konsantrasyonlarında %99'un üstüne çıkmıştır.

Tablo 5.3.1.7. 200 mg/l RB5 için H₂O₂- renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=200 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

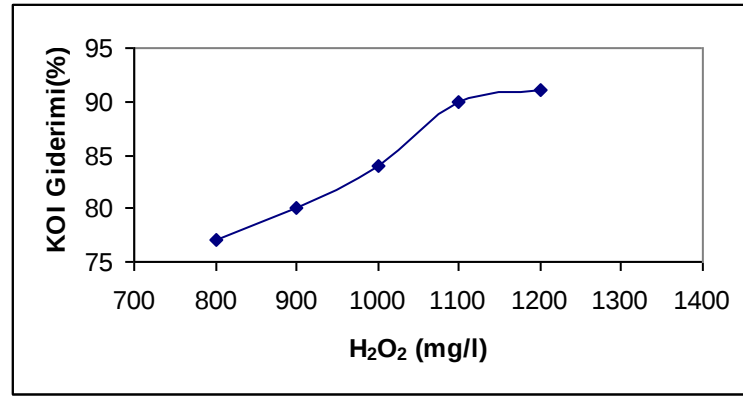
H ₂ O ₂ (mg/l)	Absorbans(nm)					Renk Giderimi (%)
	600	436	525	620	Pt- Co	
800	0,032	0,012	0,01	0,01	100	96
900	0,034	0,014	0,005	0,005	40	98
1000	0,01	0,007	0,005	0,005	<10	>99
1100	0,01	0,009	0,008	0,008	<10	>99
1200	0,012	0,011	0,01	0,01	<10	>99



Şekil 5.3.1.7. 200 mg/l RB5 için KOI Gideriminin H₂O₂ konsantrasyonu ile değişimi
[FeSO₄=200 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK= 100dev/dak (2 dak)]

Tablo 5.3.1.8 200 ng/l RB5 için H_2O_2 -konsantrasyonu renk giderimi ilişkisi
[$FeSO_4=225$ mg/l, $T=40^\circ C$, $pH=3$, $YK=30$ dev/dak (20 dak), $HK=100$ dev/dak (2 dak)]

H_2O_2 (ng/l)	Absorbans(nm)			Pt - Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
800	0,032	0,016	0,018	0	>99
900	0,018	0,007	0,003	0	>99
1000	0,013	0,009	0,008	0	>99
1100	0,027	0,016	0,014	0	>99
1200	0,093	0,036	0,024	10	>99

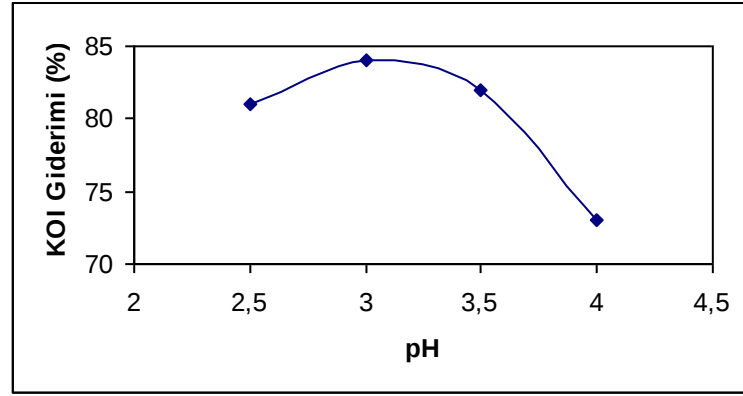


Şekil 5.3.1.8 200 ng/l RB5 için KOI Gideriminin H_2O_2 Konsantrasyonu ile Değişimi [$FeSO_4=225$ mg/l, $T=40^\circ C$, $pH=3$, $YK=30$ dev/dak (20 dak), $HK=100$ dev/dak (2 dak)]

Optimum pH min bulunması için pH dışındaki diğer faktörler sabit tutularak pH 2, 5-4 arasında değiştirilmiştir. Renk giderimi uygulanan tüm pH değerleri için %99'un üstünde olup en yüksek KOI giderimi $pH=3$ 'te %84 olarak belirlenmiştir.

Tablo 5.3.1.9. 200 ng/l RB5 için pH renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=225 ng/l, H₂O₂=1000 ng/l, T= 40 °C, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

pH	Absorbans(nm)				Renk Giderimi (%)
	436	525	620	Pt - Co	
2,5	0,027	0,019	0,01	<10	>99
3	0,013	0,009	0,008	<10	>99
3,5	0,019	0,015	0,016	30	>99
4	0,035	0,038	0,043	30	>99

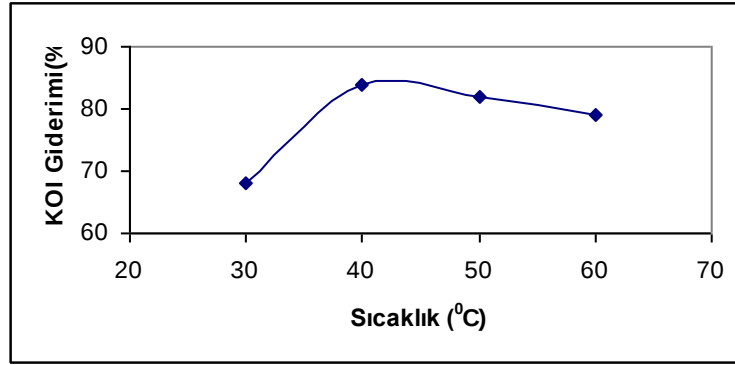


Şekil 5.3.1.9. 200 ng/l RB5 için KOI Gideriminin pH ile değişimi
[FeSO₄=225 ng/l, H₂O₂=1000 ng/l, T= 40 °C, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100dev/dak (2 dak)]

Sıcaklık optimum değerinin bulunması için optimum FeSO₄/H₂O₂ oranı 225/800 ve pH=3 koşulları esas alınmıştır. Sıcaklık 30 °C den 60 °C ye kadar arttırılmış ve Tablo 5.3.1.10’ danda görüldüğü gibi tüm sıcaklıklar için renk gideriminin %99’ üstünde olduğu görülmüştür. En yüksek KOI giderimi ise %82,6 ile 50 °C de gerçekleşmiştir.

Tablo 5.3.1.10. 200 ng/l RB5 için Sıcaklık- renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=225 ng/l, H₂O₂=1000 ng/l, pH=3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

T(°C)	Absorbans(nm)				Renk Giderimi (%)
	436	525	620	Pt- Co	
30	0,015	0,011	0,016	<10	>99
40	0,013	0,001	0,012	<10	>99
50	0,01	0,008	0,008	<10	>99
60	0,017	0,01	0,013	<10	>99

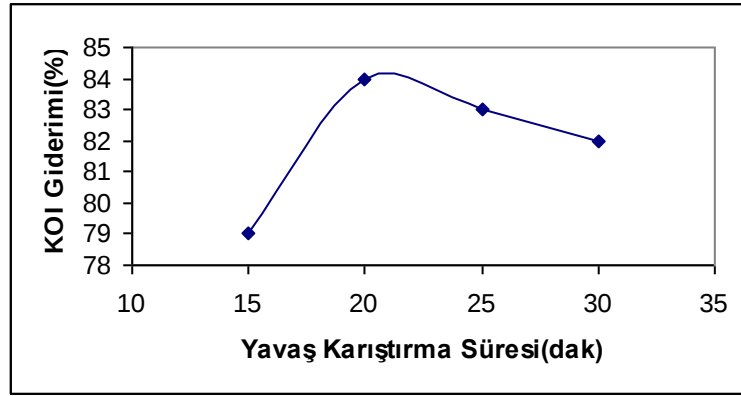


Şekil 5.3.1.10. 200 ng/l RB5 için KOl Gideriminin Sıcaklıkla değişimi
[FeSO₄=225 ng/l, H₂O₂=1000 ng/l, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100dev/dak (2 dak)]

Son olarak hızlı ve yavaş karıştırma süresinin optimizasyonu işlemine gidilmiştir. Hızlı karıştırma süresi 1-5 dak arasında yavaş karıştırma süresi 10-30 dak arasında değiştirilmiş ve Tablo 5.3.1.11 ve Tablo 5.3.1.12’de görüldüğü gibi bütün uygulanan sürelerde >99’un üstünde bir renk giderimi elde edilmiştir. Hızlı karıştırma için maksimum KOl giderimi 2 dakikada %86 olarak elde edilirken bu yavaş karıştırma için 20 dakikada %84 olarak elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.11. 200 ng/l RB5 için YK süresi- renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=225 ng/l, H₂O₂=1000 ng/l, pH=3, T= 40 °C, HK= 100 dev/dak (2 dak)]

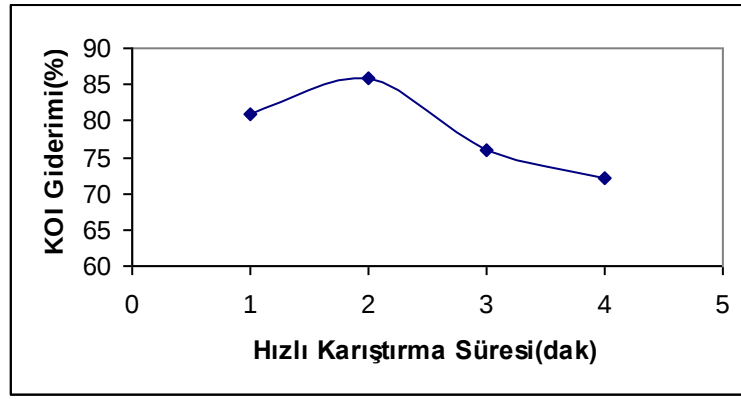
YK(dak)	Absorbans(nm)				Renk Giderimi (%)
	436	525	620	Pt- Co	
15	0,027	0,015	0,016	<10	>99
20	0,012	0,007	0,008	<10	>99
25	0,008	0,004	0,008	<10	>99
30	0,009	0,005	0,008	<10	>99



Şekil 5.3.1.11. 200 ng/l RB5 için KOI Gideriminin YK Süresiyle Değişimi
[FeSO₄=225 ng/l, H₂O₂=1000 ng/l, T= 40 °C, pH=3, HK= 100dev/dak, (2 dak)]

Tablo 5.3.1.12 200 ng/l RB5 için HK süresi- renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=225 ng/l, H₂O₂=1000 ng/l, pH=3, T= 40 °C, YK= 30 dev/dak (20 dak)]

HK(dak)	Absorbans(nm)			Pt- Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
1	0,013	0,01	0,012	<10	>99
2	0,013	0,009	0,008	<10	>99
3	0,012	0,009	0,009	<10	>99
4	0,008	0,008	0,009	<10	>99

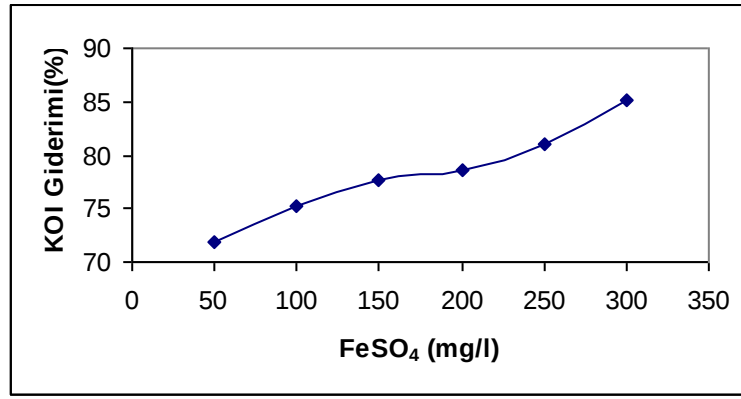


Şekil 5.3.1.12. 200 mg/l RB5 için KOI Gideriminin HK Süresi ile Değişimi
[FeSO₄=225 mg/l, H₂O₂=1000 mg/l, T= 40 °C pH=3, YK= 30 dev/dak (20 dak)]

RR'in fenton prosesine göre artırılması için RB5 ile aynı prosedür izlenmiştir. Optimum FeSO₄ un belirlenmesi için proses verimine etki eden diğer faktörler Tablo 5.3.1.13'te belirtilen değerlerde sabit tutulmuştur. FeSO₄ konsantrasyonu 50 mg/l'den 300 mg/l'ye kadar artırılmıştır. Renk giderimi 50 mg/l'den sonra uygulanan tüm dozajlar için %99'un üstündedir. KOI giderimi bakımından ise en yüksek giderim 250 mg/l'de %91 olarak elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.13. 100 mg/l RRI için FeSO₄ konsantrasyonu- renk giderimi ilişkisi
[H₂O₂=500 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK=30 dev/dak(20 dk), HK= 100 dev/dak (2 dk)]

FeSO ₄ (mg/l)	Absorbans (nm)			Pt- Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
50	0,16	0,15	0,043	400	77
100	0,005	0,002	0,001	<10	>99
150	0,004	0,003	0,001	<10	>99
200	0,004	0,002	0,001	<10	>99
250	0,003	0,001	0,001	<10	>99
300	0,003	0,002	0,001	<10	>99

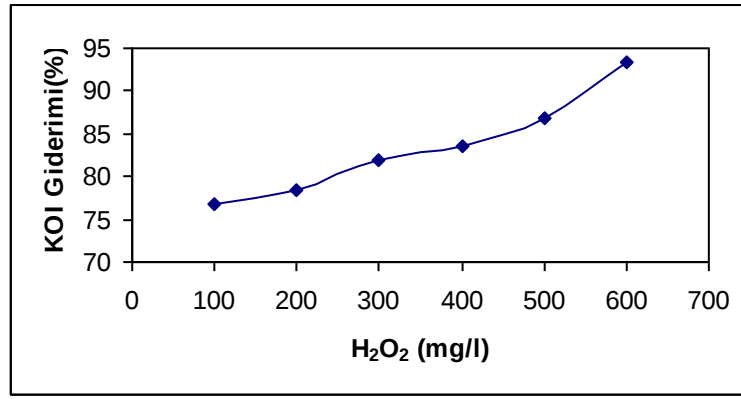


Şekil 5.3.1.13. 100 mg/l RR için KOI Gideriminin FeSO₄ konsantrasyonu ile Değişimi [H₂O₂=500 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Renğin giderildiği ilk konsantrasyon FeSO₄ için optimum molarak belirlenmiş ve H₂O₂ optimizasyonu için bu konsantrasyon sabit tutularak H₂O₂ 100 mg/l'den 600 mg/l'ye artırılmıştır. Renk giderimi tüm H₂O₂ konsantrasyonları için %99'un üstünde olup KOI gideriminin H₂O₂'nin artan konsantrasyonları için arttığı görülmüştür. 600 mg/l H₂O₂ konsantrasyonu için KOI giderimi %93 olarak bulunmuştur.

Tablo 5.3.1.14. 100 mg/l RR için H₂O₂ Konsantrasyonu- renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄ =150 mg/l, T=40 °C, pH=3, YK= 30 dev/dak(20 dk), HK=100 dev/dak (2 dk)]

H ₂ O ₂ (mg/l)	Absorbans(nm)			Pt- Co	Renk Giderimi(%)
	436	525	620		
100	0,01	0,005	0,002	<10	>99
200	0,01	0,004	0,001	<10	>99
300	0,01	0,003	0,001	<10	>99
400	0,003	0,003	0,001	<10	>99
500	0,005	0,003	0,001	<10	>99
600	0,003	0,002	0,001	<10	>99

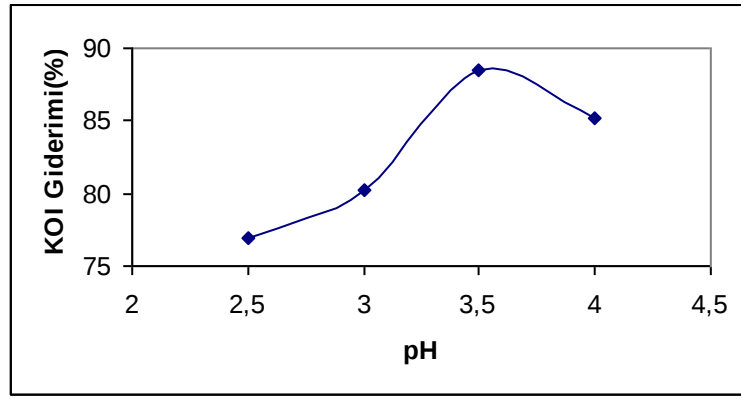


Şekil 5.3.1.14. 100 mg/l RR için KOI Gideriminin H₂O₂ Konsantrasyonu ile Değişimi [FeSO₄=150 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak (20 dk), HK= 100 dev/dak (2 dk)]

Optimum pH'nin bulunması için pH değerleri 2,5-4 arasında değiştirilmiş ve Tablo 5.3.1.15'den de görüldüğü gibi tüm pH'larda %99'a yakın renk giderimi verimi elde edilmiştir. KOI gideriminin maksimum olduğu pH ise 3,5 olarak belirlenmiş ve bu pH'daki KOI giderimi %88 olarak elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.15. 100 mg/l RR için pH-renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=150 mg/l, H₂O₂=300 mg/l, T=40 °C, YK= 30 dev/dak (20 dk), HK= 100 dev/dak (2 dk)]

pH	Absorbans (nm)			Pt- Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
2,5	0,011	0,004	0,004	<10	>99
3	0,002	0,001	0,001	<10	>99
3,5	0,001	0,001	0,001	<10	>99
4	0,005	0,001	0,001	<10	>99



Şekil 5.3.1.15. 100 mg/l RR için KOI Gideriminin pH ile Değişimi

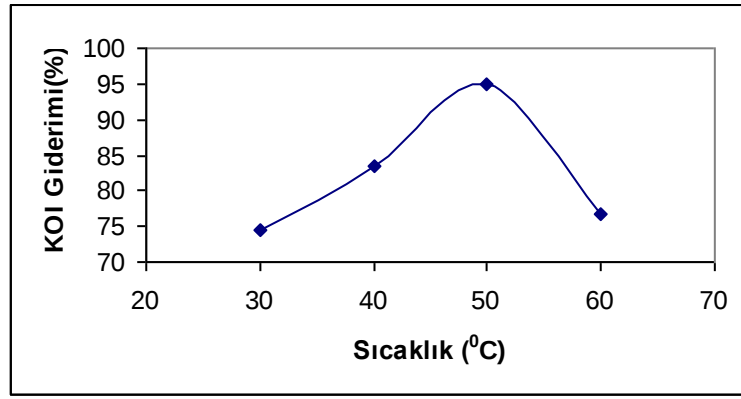
[FeSO₄=150 mg/l, H₂O₂=300 mg/l, T= 40 °C, YK= 30 dev/dak (20 dk), HK= 100 dev/dak (2 dk)]

Sıcaklığın optimizasyonunda sıcaklık dışındaki diğer etkenler sabit tutularak sıcaklık 30 °C den 60 °C ye çıkartılmıştır. Maksimum KOI giderimi %95 ile 50 °C de elde edilirken uygulanan tüm sıcaklık değerlerinde %99'un üstünde renk giderimi sağlanmıştır.

Tablo 5.3.1.16. 100 mg/l RR için Sıcaklık - renk giderimi ilişkisi

[FeSO₄=150 mg/l, H₂O₂=300 mg/l, pH=3, YK= 30 dev/dak (20 dk), HK= 100 dev/dak (2 dk)]

T(°C)	Absorbans (nm)			Pt-Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
30	0,006	0,002	0,002	<10	>99
40	0,003	0,003	0,002	<10	>99
50	0,003	0,005	0,001	<10	>99
60	0,002	0,004	0,001	<10	>99



Şekil 5.3.1.16. 100 mg/l RR için KOI Gideriminin Sıcaklıkla Değişimi

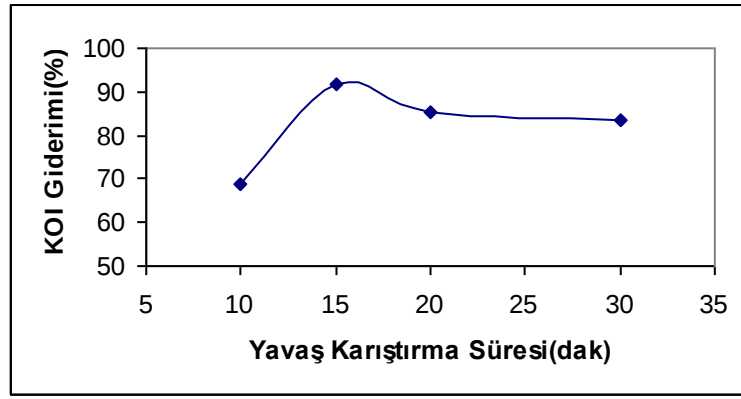
[FeSO₄=150 mg/l, H₂O₂=300 mg/l, pH=3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Diğer faktörlerin optimum koşulları belirlendikten sonra yavaş karıştırma süresinin optimizasyonu işlemine gidilmiştir. Yavaş karıştırma süresi 10-30 dak. arasında değiştirilmiş ve en yüksek KOI giderimi 15. dakikada %92 olarak elde edilmiştir. Tablo 5.3.1.17'den de görüldüğü gibi uygulanan tüm sürelerde %99'un üstünde bir renk giderimi sağlanmıştır.

Tablo 5.3.1.17. 100 mg/l RR için YK süresi - renk giderimi ilişkisi

[FeSO₄=150 mg/l, H₂O₂=300 mg/l, T= 40 °C, pH=3, HK= 100 dev/dak (2 dak)]

YK (dak)	Absorbans (nm)			Pt - Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
10	0,012	0,008	0,007	<10	>99
15	0,008	0,004	0,003	<10	>99
20	0,004	0,003	0,001	<10	>99
30	0,003	0,001	0,001	<10	>99

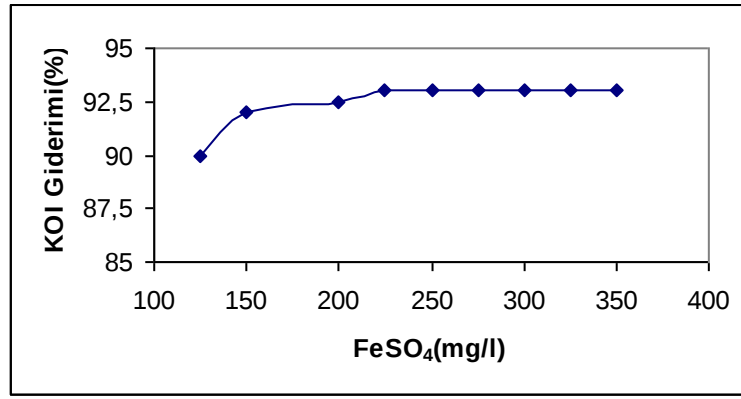


Şekil 5.3.1.17. 100 mg/l RR için KOI Gideriminin YK Süresi ile Değişimi
[FeSO₄=150 mg/l, H₂O₂=300 mg/l, T= 40 °C, pH=3, HK= 100 dev/dak (2 dak)]

200 mg/l RR için Tablo 5.3.1.18’den de görüldüğü gibi FeSO₄ konsantrasyonu 125-350 mg/l arasında değiştirilmiştir. Renk giderimini 125 mg/l konsantrasyonunda %88 iken FeSO₄ konsantrasyonu arttıkça renk gideriminin arttığı saptanmıştır. 200 mg/l FeSO₄ konsantrasyonundan itibaren renk % 99’un üstünde giderilmiştir. KOI giderimi ise 200 mg/l konsantrasyonundan itibaren sabitlenerek %93’te kalmıştır.

Tablo 5.3.1.18. 200 mg/l RR için FeSO₄ konsantrasyonu-renk giderimi ilişkisi
[H₂O₂=1000 mg/l, T=40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dk), HK= 100 dev/dak (2 dk)]

FeSO ₄ (mg/l)	Absorbans (nm)			Pt - Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
125	0,578	0,345	0,125	385	88,8
150	0,326	0,253	0,012	100	97,1
200	0,057	0,027	0,012	20	99,4
225	0,025	0,015	0,003	15	99,6
250	0,01	0,002	0,001	<10	>99,6
275	0,014	0,007	0,007	<10	>99,6
300	0,018	0,009	0,008	<10	>99,6
325	0,021	0,016	0,016	<10	>99,6
350	0,023	0,017	0,017	<10	>99,6

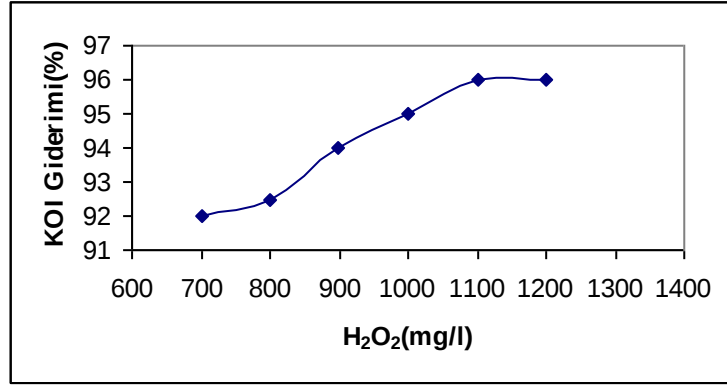


Şekil 5.3.1.18. 200 mg/l RR için KOI Gideriminin FeSO₄ Konsantrasyonu ile Değişimi [H₂ O₂ =1000 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

H₂ O₂'nin optimizasyonu için FeSO₄ konsantrasyonu 250 mg/l olarak sabit tutulmuş ve H₂ O₂ konsantrasyonu 700-1200 mg/l arasında arttırılmıştır. KOI giderimini artan H₂ O₂ konsantrasyonu ile arttığı saptanmış ve 1200 mg/l H₂ O₂ konsantrasyonu için KOI giderimi %96 olarak elde edilmiştir. Renk giderimi açısından uygulanan tüm H₂ O₂ dozajlarında %99'un üstünde bir verim elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.19. 200 mg/l RR için H₂ O₂ konsantrasyonu- renk giderimi ilişkisi [FeSO₄ =250 mg/l, T=40 °C, pH=3, YK= 30 dev/dak(20 dk), HK= 100 dev/dak (2 dk)]

H ₂ O ₂ (mg/l)	Absorbans (nm)			Pt- Co	Renk Giderimi(%)
	436	525	620		
700	0,078	0,031	0,012	30	>99
800	0,051	0,027	0,004	20	>99
900	0,031	0,008	0,001	<10	>99
1000	0,01	0,002	0,001	10	>99
1100	0,031	0,018	0,002	<10	>99
1200	0,026	0,014	0,007	<10	>99

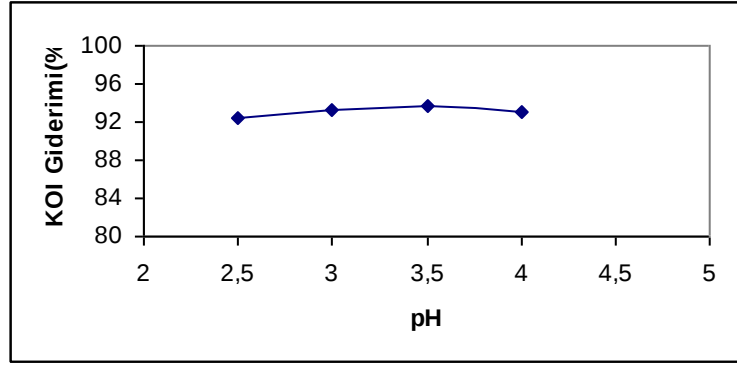


Şekil 5.3.1.19. 200 mg/l RR için KOI Gideriminin H₂O₂ Konsantrasyonu ile Değişimi [FeSO₄ =250 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dk), HK= 100 dev/dak (2 dk)]

Optimum pH'nin belirlenmesi için 200 mg/l konsantrasyonundaki RR çözeltisinin pH'sı 2,5-4 arasında değiştirilmiştir. Uygulanan bütün pH değerleri için % 99'un üstünde bir renk giderimi elde edilerek birlikte maksimum KOI giderimi pH=3 ve pH=3,5 için %93 olarak bulunmuştur.

Tablo 5.3.1.20. 200 mg/l RR için pH renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=250 mg/l, H₂O₂=1000 mg/l, T=40 °C, YK= 30 dev/dak(20 dk), HK= 100 dev/dak (2 dk)]

pH	Absorbans (nm)			Pt - Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
2,5	0,077	0,036	0,019	25	>99
3	0,056	0,021	0,004	20	>99
3,5	0,021	0,009	0,002	<10	>99
4	0,016	0,007	0,001	<10	>99

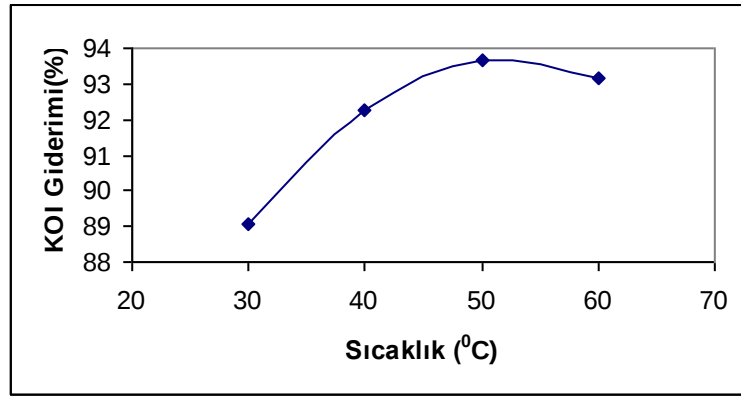


Şekil 5.3.1.20. 200 mg/l RR için KOI Gideriminin pH ile Değişimi
 [FeSO₄ =250 mg/l, H₂O₂=1000 mg/l, pH=3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Sıcaklığın optimizasyonu için optimum koşullar FeSO₄/ H₂O₂ oranı için 250/ 1000 ve pH=3 olarak seçilmiştir. Sıcaklık bu sabit dozaj oranında 30 °C dan 60 °C ya kadar artırılmış ve Tablo 5.3.1.21’den de görüldüğü gibi tüm sıcaklıklarda giderim verimi %99’ un üstünde elde edilmiştir. Maksimum KOI giderimi ise 50 °C de %93 olarak bulunmuştur.

Tablo 5.3.1.21. 200 mg/l RR için sıcaklık - renk giderimi ilişkisi
 [FeSO₄ =250 mg/l, H₂O₂=1000 mg/l, pH=3, YK= 30 dev/dak (20 dk), HK= 100 dev/dak (2dk)]

T(°C)	Absorbans (nm)			Pt - Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
30	0,049	0,022	0,010	180	>99
40	0,013	0,010	0,012	<10	>99
50	0,051	0,022	0,011	10	>99
60	0,035	0,022	0,018	15	>99



Şekil 5.3.1.21. 200 mg/l RRI için KOI Gideriminin Sıcaklıkla Değişimi

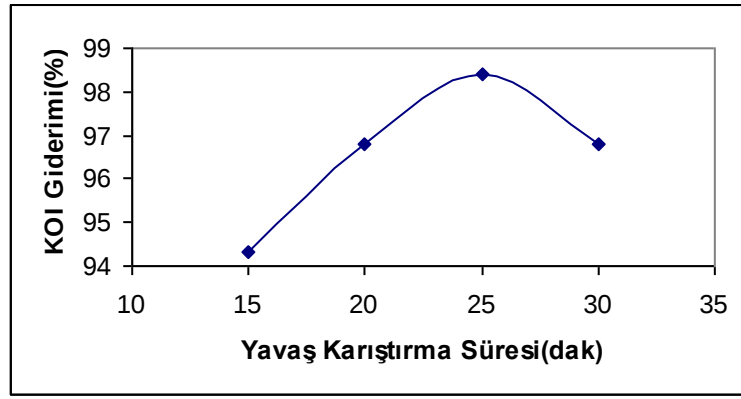
[FeSO₄ =250 mg/l, H₂O₂=1000 mg/l, pH= 3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Hızlı ve yavaş karıştırma süresinin optimizasyonunda, HK süresi 1-5 dak. arasında YK ise 10-30 dak. arasında değiştirilmiştir. Hızlı karıştırma için maksimum KOI giderimi 3. dakikada %98 olarak elde edilirken bu yavaş karıştırma için 25. dakikada % 98 olarak bulunmuştur. Bütün uygulanan sürelerde % 99'un üstünde bir renk giderimi elde edilmiştir. (Tablo 5.3.1.22 ve Tablo 5.3.1.23)

Tablo 5.3.1.22 200 mg/l RRI için YK süresi - renk giderimi ilişkisi

[FeSO₄ =250mg/l, H₂O₂ =1000 mg/l, T= 40 °C, pH=3, HK= 100 dev/dak (2 dak)]

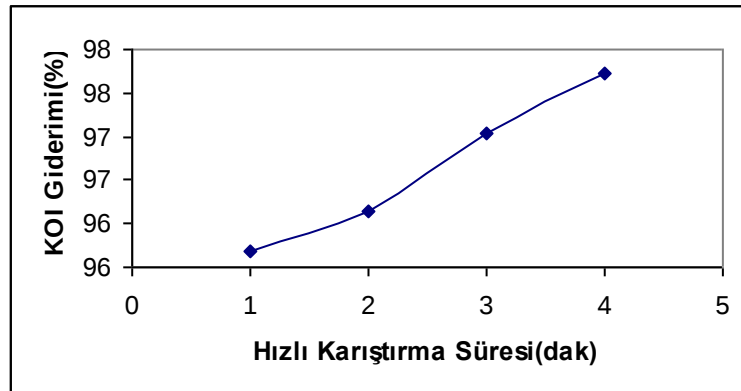
YK (dak)	Absorbans (nm)			Pt - Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
15	0,001	0,001	0,001	<10	>99
20	0,001	0,001	0,001	<10	>99
25	0,001	0,001	0,001	<10	>99
30	0,001	0,001	0,001	<10	>99



Şekil 5.3.1.22. 200 mg/l RR için KOI Gideriminin YK Süresi ile Değişimi
[FeSO₄ =250 mg/l, H₂O₂=1000 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Tablo 5.3.1.23. 200 mg/l RR için HK süresi - renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=250 mg/l, H₂O₂=1000 mg/l, T= 40 °C, pH=3, YK= 30 dev/dak (20 dak)]

HK(dak)	Absorbans (nm)			Pt- Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
1	0,001	0,001	0,001	<10	>99
2	0,001	0,001	0,001	<10	>99
3	0,001	0,001	0,001	<10	>99
4	0,001	0,001	0,001	<10	>99



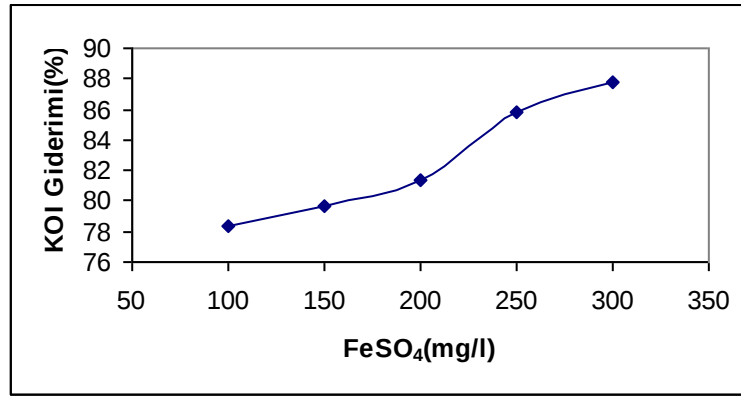
Şekil 5.3.1.23. 200 mg/l RR için KOI Gideriminin HK Süresi ile Değişimi
[FeSO₄ =250 mg/l, H₂O₂=1000 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak)]

Sentetik olarak hazırlanan Re mazol Black B ve Re mazol Red boya lar ını 100 mg/l ve 200 mg/l konsantrasyonları için fenton prosesi opti mum gi deri m koşulları belirlendi kten sonra çalışm a nı ni ki nci aş a sında karış ık sentetik çözelti (KSÇ) (100 mg/l RB5 ve 100 mg/l RR) hazırlanmış ve KSÇ nin fenton prosesi ile arıtı m incelenmiştir. RB5 ve RR reaktif boya lar ının karış ım ile hazırlanan numunelerde uygulanacak fenton prosesi nin prosedürü daha önce sentetik numunelere uygulanan fenton prosedürünün aynısı dır.

Opti mum $FeSO_4$ konsantrasyonun bulunmasında H_2O_2 'nin 600 mg/l ve 800 mg/l konsantrasyonları için sırasıyla $FeSO_4$ konsantrasyonu 100 mg/l'den 300 mg/l'ye ve 100 mg/l'den 400 mg/l'ye arttırılmıştır. Tablo 5.3.1.24 ve Tablo 5.3.1.25'de görüldüğü gibi renk gi deri ni $FeSO_4$ 'ın artan konsantrasyonlarına paralel olarak artmıştır. H_2O_2 'nin 600 mg/l ve $FeSO_4$ 'ın 100 mg/l konsantrasyonları için renk gi deri ni %81 iken bu değer 300 mg/l $FeSO_4$ konsantrasyonu için %91 olarak elde edilmiştir. Paralel şekilde KCl gi deri ni de $FeSO_4$ 'ün artan konsantrasyonları için artarken 300 mg/l $FeSO_4$ konsantrasyonu için % 88 olarak belirlenmiştir. Aynı şekilde H_2O_2 'nin 800 mg/l ve $FeSO_4$ 'nin 100 mg/l konsantrasyonları için renk gi deri ni %84 iken bu değer 300 mg/l $FeSO_4$ konsantrasyonu için %99,9 olarak elde edilmiştir. KCl gi deri ni de $FeSO_4$ 'ün artan konsantrasyonları için artarken 400 mg/l $FeSO_4$ konsantrasyonu için %95 olarak belirlenmiştir.

Tablo 5.3.1.24. KSÇ için $FeSO_4$ konsantrasyonu - renk gi deri ni ilişkisi
[H_2O_2 =600 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dk), HK= 100 dev/dak (2 dk)]

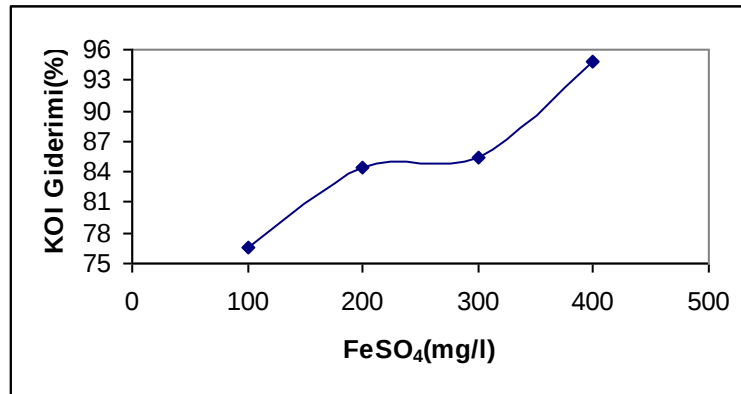
$FeSO_4$ (mg/l)	Absorbans(nm)			Pt- Co	Renk Gi deri ni (%)
	436	525	620		
100	0,31	0,23	0,082	800	81
150	0,16	0,15	0,073	460	89
200	0,10	0,066	0,012	260	94
250	0,12	0,068	0,015	350	92
300	0,20	0,067	0,016	410	91



Şekil 5.3.1.24. KSÇi için KOİ Gideriminin FeSO₄ Konsantrasyonu ile Değişimi
[H₂ O₂ =600 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK=100 dev/dak(2 dak)]

Tablo 5.3.1.25. KSÇi için FeSO₄ konsantrasyonu -renk giderimi ilişkisi
[H₂ O₂ =800 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dk), HK= 100 dev/dak (2 dk)]

FeSO ₄ (mg/l)	Absorbans(nm)			Pt- Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
100	0,29	0,24	0,088	700	84
200	0,14	0,079	0,027	400	91
300	0,065	0,021	0,009	150	97
400	0,003	0,002	0,001	10	100

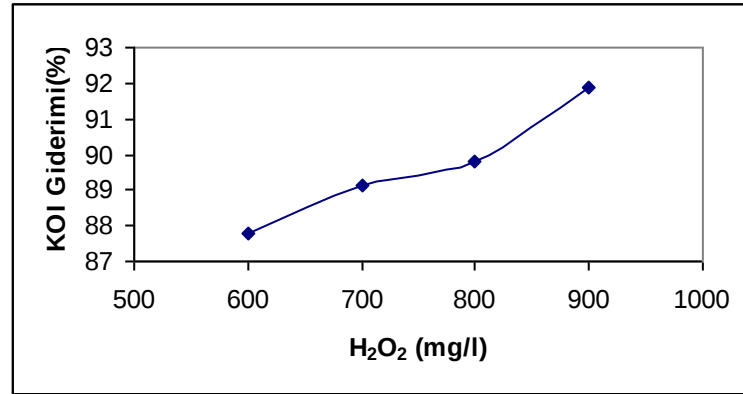


Şekil 5.3.1.25. KSÇi için KOİ Gideriminin FeSO₄ Konsantrasyonu ile Değişimi
[H₂ O₂ =800 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak(2 dak)]

Optimum H_2O_2 konsantrasyonunun bulunması için 300 mg/l $FeSO_4$ konsantrasyonu optimum seçilmiş ve H_2O_2 'nin 600 mg/l'dan 900 mg/l'ye artan konsantrasyonları uygulanmıştır. Renk ve KOİ giderimleri H_2O_2 'nin artan konsantrasyonuyla arttığı Tablo 5.3.1.26 ve Şekil 5.3.1.26'da görülmektedir. Renk Giderimi %90'dan %99'a çıkarken KOİ giderimi de %88'den %92'ye ulaşmıştır.

Tablo 5.3.1.26 KSC için H_2O_2 konsantrasyonu - renk giderimi ilişkisi
[$FeSO_4$ =300 mg/l, T= 40 °C pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dk), HK= 100 dev/dak(2 dk)]

H_2O_2 (mg/l)	Absorbans(nm)			Pt - Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
600	0,20	0,067	0,016	410	90
700	0,14	0,04	0,011	300	93
800	0,065	0,021	0,009	150	96
900	0,012	0,004	0,002	30	99



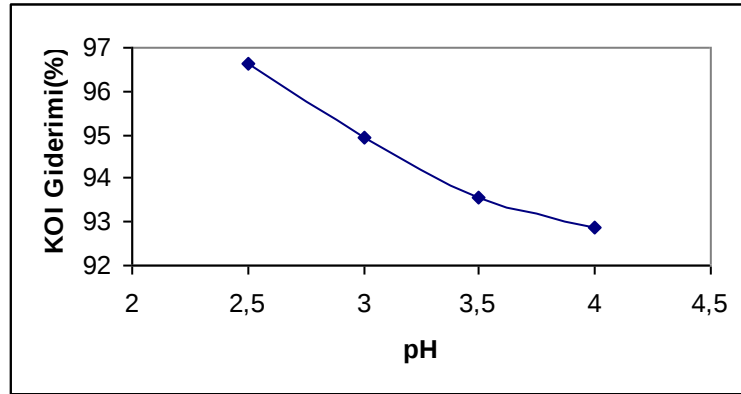
Şekil 5.3.1.26 KSC için KOİ Gideriminin H_2O_2 Konsantrasyonu ile Değişimi
[$FeSO_4$ =300 mg/, T= 40 °C pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak(2 dak)]

pH optimizasyonu için optimum $FeSO_4/H_2O_2$ oranı 400/800 olarak alınmıştır. pH 2,5'tan 4' arttırılırken renk gideriminin Tablo 5.3.1.27'de verilen tüm pH değerlerinde %99'un üstünde olduğu görülmektedir. KOİ giderimi artan pH ile

azal makla birlikte maksimum KOİ giderimine ise pH=2,5 'da % 96 olarak ulaşılmıştır.

Tablo 5.3.1.27. KSC için pH- renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄ =400 mg/l, H₂O₂=800 mg/l, T= 40 °C, YK= 30 dev/dak(20 dk), HK= 100 dev/dak (2dk)]

pH	Absorbans(nm)			Pt- Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
2,5	0,002	0,001	0,001	<10	>99
3	0,003	0,002	0,001	<10	>99
3,5	0,006	0,004	0,003	<10	>99
4	0,003	0,001	0,001	<10	>99



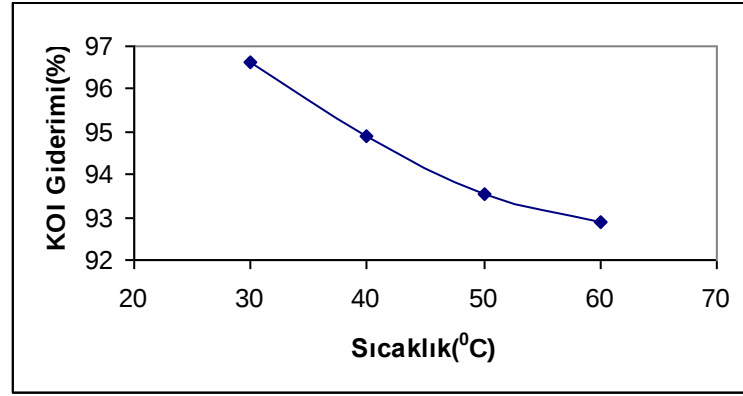
Şekil 5.3.1.27. KSC için KOİ Gideriminin pH ile Değişimi

[FeSO₄ =400 mg/l, H₂O₂=800 mg/l, T= 40 °C, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak(2 dak)]

Sıcaklık optimizasyonunda 30 °C den 60 °C ye artan sıcaklıklar uygulanmıştır. Renk gideriminin uygulanan tüm sıcaklıklar için %99'un üstünde olması na rağmen KOİ gideriminin artan sıcaklıkla azaldığı görülmüştür. En yüksek KOİ giderimi %96 ile 30 °C de elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.28. KSÇ i ç in sıcaklık - renk g i der i ni ilişki si
[FeSO₄ =400 mg/l, H₂ O₂ =800 mg/l, pH=3, YK= 30 dev/ dak(20 dk), HK= 100 dev/ dak (2dk)]

T(° C)	Absorbans(nm)			Pt- Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
30	0,002	0,001	0,001	<10	>99
40	0,003	0,002	0,001	<10	>99
50	0,003	0,002	0,001	<10	>99
60	0,002	0,001	0,001	<10	>99

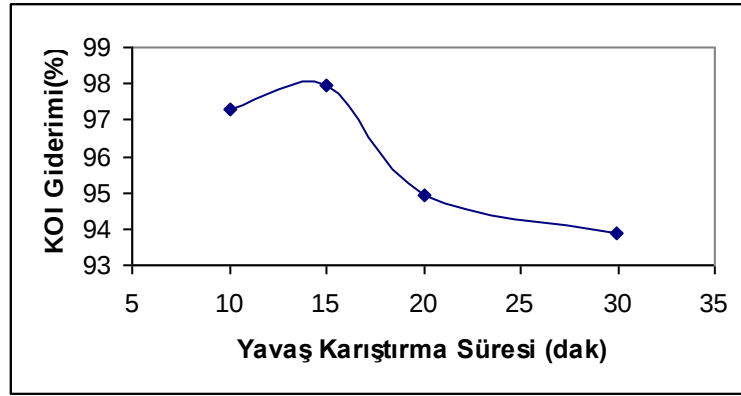


Şekil 5.3.1.28. KSÇ i ç in KOI Giderimi nin Sıcaklıkla Değ i ř i ni
[FeSO₄ =400 mg/l, H₂ O₂ =800 mg/l, pH= 3, YK= 30 dev/ dak(20 dak), HK= 100 dev/ dak(2 dak)]

Son olarak yavaş karıştırma süresinin optimizasyonu işlenene gidilmiştir. Yavaş karıştırma süresi 10-30 dak. arasında değiştirilmiş ve Tablo 5.3.1.29’ dade görüldüğü gibi bütün uygulanan sürelerde %99’ un üstünde bir renk giderimi sağlanırken en yüksek KOI giderimi %67 ile 10 ve 15. dakikada elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.29. KSÇ için YK süresi- renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄ =400 mg/l, H₂O₂ =800 mg/l, T= 40 °C pH=3, HK= 100 dev/dak (2 dak)]

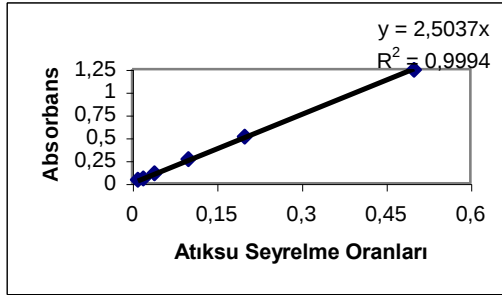
YK(dak)	Absorbans(nm)			Pt- Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
10	0,002	0,001	0,001	<10	>99
15	0,001	0,001	0,001	<10	>99
20	0,003	0,002	0,001	<10	>99
30	0,001	0,001	0,001	<10	>99



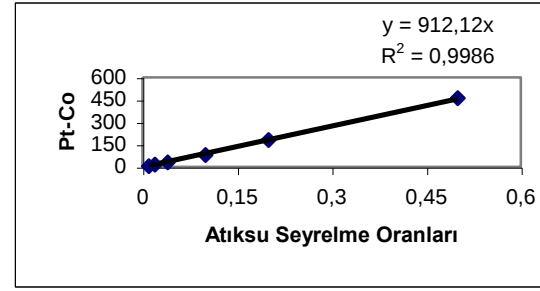
Şekil 5.3.1.29. KSÇ için KOI Gideriminin YK Süresi ile Değişimi
[FeSO₄ =400 mg/l, H₂O₂ =800 mg/l, T= 40 °C pH= 3, HK= 100 dev/dak (2 dak)]

5.3.1.2 Gerçek atıksuya uygulanan fenton prosesi sonuçları

Tekstil endüstrisinden alınan Numune I için Şekil 5.3.1.30. da görüldüğü gibi çeşitli seyretmelerinin absorbans ve Pt- Co değerleri okunarak atıksu seyrelme oranı ile renk arasında bir kalibrasyon eğrisi elde edilmiştir. Numune 1 (GAl)'in absorbans okuması 400-700 nm arasındaki dalga boyları taranmış ve maksimum absorbans 475 nm'de okunmuştur. Şekil 5.3.1.30' danda görüldüğü gibi giriş atıksuyun rengi Pt- Co cinsinden 910 olarak elde edilmiştir.



a) renk- absorbans ilişkisi



b) renk- Pt-co ilişkisi

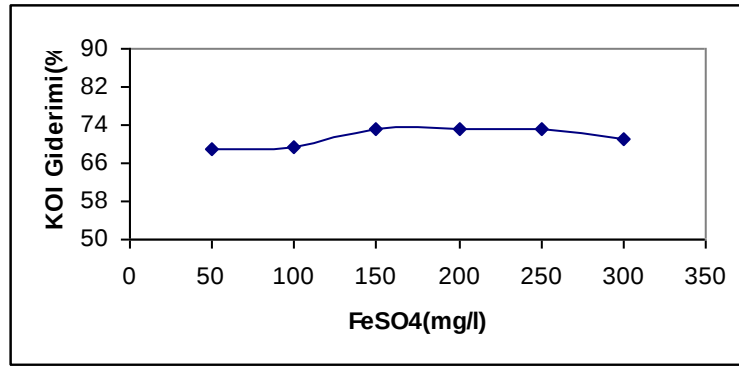
Sekil 5.3.1.30. GAl için absorbans ve renk okunmaları

Tekstil endüstrisi proses atıksularına uygulanan fenton prosedürü sentetik numunelere uygulan prosedür ile aynıdır. Optimum FeSO_4 konsantrasyonun belirlenmesi için FeSO_4 dışında veri ne etki eden tüm faktörler Tablo 5.3.1.30'da verilen değerlerde sabitlenerek FeSO_4 'ın 50 mg/l'den 300 mg/l'ye artan konsantrasyonları uygulanmıştır. Renk Gideri ni FeSO_4 'ın 200 mg/l konsantrasyonunda maksimum olarak %92 olarak elde edilirken KCl gideri ni de 150 mg/l'den sonra %73 olarak sabitlenmiştir.

Tablo 5.3.1.30. GAl için FeSO_4 renk gideri ni ilişkisi

[H_2O_2 = 400 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

FeSO ₄ (mg/l)	Absorbans (nm)			Pt - Co	Renk Gideri ni (%)
	436	525	620		
50	0,014	0,052	0,023	400	56
100	0,093	0,033	0,014	360	61
150	0,075	0,026	0,013	260	71
200	0,028	0,015	0,011	70	92
250	0,026	0,022	0,009	100	89
300	0,044	0,02	0,014	110	88

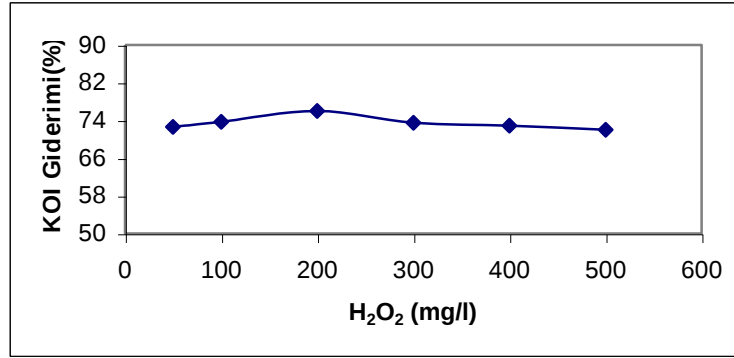


Şekil 5.3.1.31. GAl için KOI Gideriminin FeSO₄ Konsantrasyonu ile Değişimi
[H₂O₂=400 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Optimum H₂O₂ konsantrasyonun bulunması için H₂O₂'nin 50-500 mg/l arasında değişen konsantrasyonları denenmiş ve Tablo 5.3.1.31'den de görüldüğü gibi renk giderimi artan H₂O₂ konsantrasyonuna paralel olarak artmıştır. Renk giderimi, 50 mg/l H₂O₂ konsantrasyonunda %58 iken, 500 mg/l H₂O₂ için % 92'ye kadar çıkmıştır. Uygulana tüm dozlarda KOI giderimleri birbirine çok yakın olmakla birlikte en yüksek KOI giderimi 200 mg/l H₂O₂ konsantrasyonunda elde edilmiştir. 100 Pt-Co biriminin altına ilk kez 400 mg/l H₂O₂ konsantrasyonunda inildiği için optimum H₂O₂ olarak bu konsantrasyon seçilmiştir.

Tablo 5.3.1.31. GAl için H₂O₂ - renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄ =200mg/l, T=40 °C, pH=3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

H ₂ O ₂ (mg/l)	Absorbans(nm)			Pt - Co	Renk Giderimi (%)
	436	525	620		
50	0,12	0,10	0,068	380	58
100	0,095	0,081	0,057	370	59
200	0,073	0,037	0,019	190	79
300	0,042	0,017	0,008	120	87
400	0,028	0,015	0,011	70	92
500	0,058	0,009	0,004	70	92

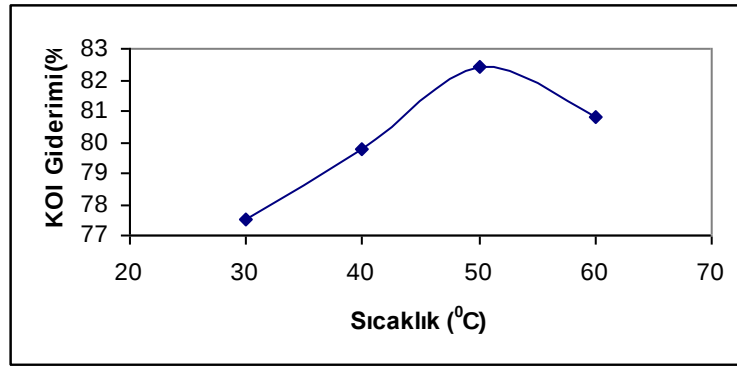


Şekil 5.3.1.32 GAl için KOI Gideriminin H₂O₂ Konsantrasyonu ile Değişimi
[FeSO₄=200 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Sıcaklık optimum değerinin bulunması aşamasında daha önce belirlediğimiz FeSO₄/ H₂O₂ optimum oranı 200/400 kullanılmıştır. Optimizeasyon için sıcaklık 30 °C den 60 °C ye kadar çıkartılmıştır. Renk giderimi, 40 °C de % 95 olarak elde edilirken maksimum KOI giderimi %82 ile 50 °C de elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.32 GAl için sıcaklık-renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=200 mg/l, H₂O₂=400 mg/l, pH=3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

T(°C)	Absorbans(nm)				Renk Giderimi (%)
	436	525	620	Pt - Co	
30	0,028	0,017	0,007	70	92
40	0,021	0,012	0,008	45	95
50	0,021	0,016	0,006	55	94
60	0,03	0,01	0,005	75	92



Şekil 5.3.1.33. GAl için KOI Gideriminin Sıcaklıkla Değişimi

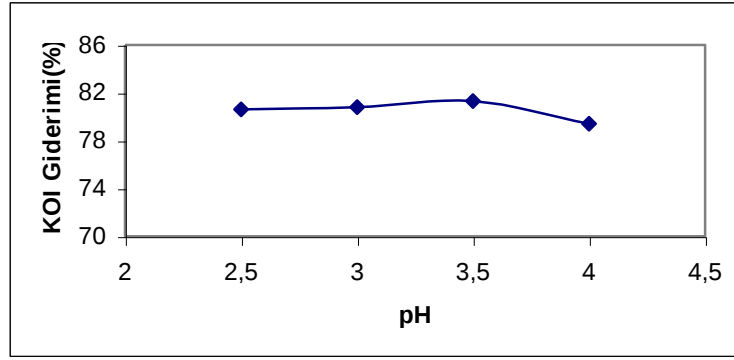
[FeSO₄=200 mg/l, H₂O₂=400mg/l, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Optimum pH değerinin bulunması için ham atıksuyun pH'sı 2,5 ile 4 arasında değiştirilmiştir. En yüksek renk giderimi pH=3'te % 92 ile elde edilirken maksimum KOI giderimi %81 ile pH=3,5'ta elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.33. GAl için pH renk giderimi ilişkisi

[FeSO₄=200 mg/l, H₂O₂=1000 mg/l, T=40 °C, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

pH	Absorbans(nm)				Renk Giderimi (%)
	436	525	620	Pt - Co	
2,5	0,053	0,031	0,014	140	85
3	0,026	0,019	0,008	75	92
3,5	0,065	0,036	0,021	150	84
4	0,075	0,032	0,021	240	74



Şekil 5.3.1.34. GA1 için KOI Gideriminin pH ile Değişimi

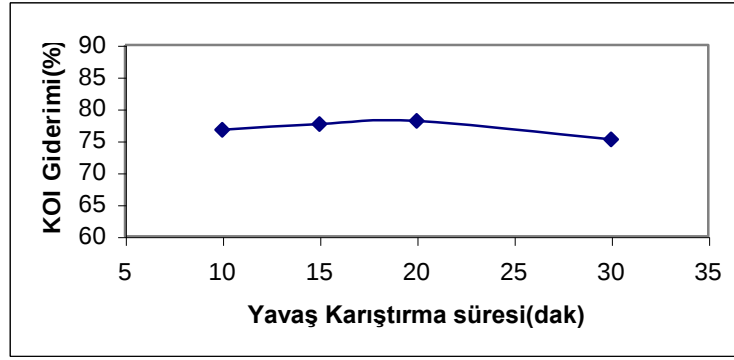
[FeSO₄ =200 mg/l, H₂O₂ =400 mg/l, T= 40 °C, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK=100 dev/dak (2 dak)]

GA1 üzerinde YK süresinin optimizasyonu için 10 ile 30 dakika arasında çalışılmıştır. Renk giderimi ve KOI gideriminin maksimumuna 20. dakikada ulaşılrken bu dakikada renk giderimi % 95, KOI giderimi ise % 98 olarak elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.34 GA1 için YK süresi-renk giderimi ilişkisi

[FeSO₄ =200 mg/l, H₂O₂ =1000 mg/l, T= 40 °C, pH=3, HK= 100 dev/dak (20 dak)]

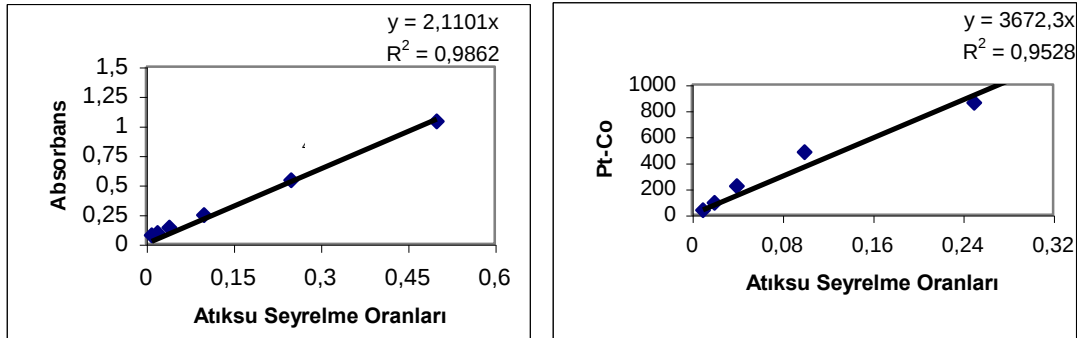
YK süresi (dak.)	Absorbans (nm)				Renk Giderimi (%)
	436	525	620	Pt- Co	
10	0,068	0,019	0,006	190	79
15	0,056	0,018	0,004	150	84
20	0,018	0,006	0,002	45	95
30	0,022	0,008	0,004	50	95



Şekil 5.3.1.35. GA1 için KOI Gideriminin YK Süresi ile Değişimi

[FeSO₄=200 mg/l, H₂O₂=400 mg/l, T= 40 °C pH= 3, HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Tekstil endüstrisi 2. proses atıksu (GA2) numunesi için Şekil 5.3.1.36'da da görüldüğü gibi renk kalibrasyon eğrisi çıkarılmıştır. GA2'nin çeşitli seyretmeleri ile hazırlanan numunelerin absorbens ve Pt-Co değerleri okunarak atıksu ile renk arasında bir kalibrasyona gidilmiştir. Tekstil endüstrisinden alınan bu ikinci örnekte yapılan maksimum dalga boyu araştırmasında 400-700 nm arasındaki dalga boyları taranmış ve maksimum absorbens 485 nm'de okunmuştur. Bununla birlikte Şekil 5.3.1.36'danda görüldüğü gibi giriş atıksuyun rengi Pt-Co cinsinden 3672 olarak elde edilmiştir.



(a) renk- absorbens ilişkisi (b) renk- Pt-Co ilişkisi

Şekil. 5.3.1.36. GA2 için Renk Ölçümü

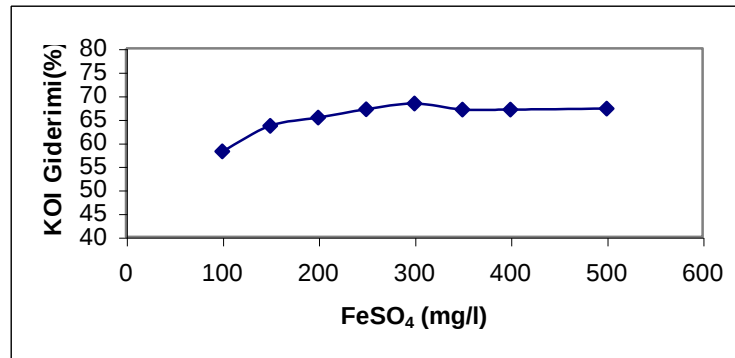
GA2'nin rengi birinci numuneden çok daha yüksek olduğundan dolayı (3670 Pt-Co) FeSO₄ optimizasyonunda ilk numuneden daha yüksek FeSO₄ konsantrasyonlarında optimum değer araştırılmıştır.

FeSO₄ konsantrasyonu 100 mg/l'den 500 mg/l'ye kadar arttırılmıştır. Tablo 5.3.1.35'de görüldüğü gibi FeSO₄ konsantrasyonu arttığında renk gideriminin de buna paralel arttığı görülmüştür. 100 mg/l FeSO₄ konsantrasyonu için renk giderimi

% 84 i ken gi deri m 500 mg/l FeSO₄ konsantrasyonu i ç i n % 92' ye ç ı km ş tır. KOİ gi deri ni a ç ı s ı n d a n b a k ı l d ı ğ n d a i s e 250 mg/l' den i t i b a r e n y a k l a ş ı k % 67 gi deri m d e s a b i t l e n m i ş t i r. FeSO₄ o p t i m u m d e ğ e r i o l a r a k f l o k o l u ş u m u n u m e n i y i o l a r a k g ö z l e n d i ğ i i l k d e ğ e r i d a n 300 mg/l konsantrasyonu s e ç i l m i ş t i r.

Tabl o 5. 3. 1. 35. GA2 i ç i n FeSO₄ konsantrasyonu-renk gi deri ni i l i ş k i s i
[H₂ O₂ =800 mg/l, T= 50 °C, pH= 3, YK=30dev/dak(20 dk), HK= 100 dev/dak(2dk)]

FeSO ₄ (mg/l)	Abs or bans(nm)					Renk G i d e r i m i (%)
	436	525	620	UV ₂₅₄	Pt - Co	
100	0, 24	0, 13	0, 052	0, 23	600	84
150	0, 15	0, 066	0, 029	0, 28	440	88
200	0, 15	0, 048	0, 02	0, 32	400	89
250	0, 093	0, 035	0, 014	0, 15	260	93
300	0, 091	0, 074	0, 011	0, 11	220	94
350	0, 10	0, 038	0, 015	0, 20	300	92
400	0, 105	0, 036	0, 013	0, 019	300	92
500	0, 098	0, 031	0, 012	0, 013	300	92



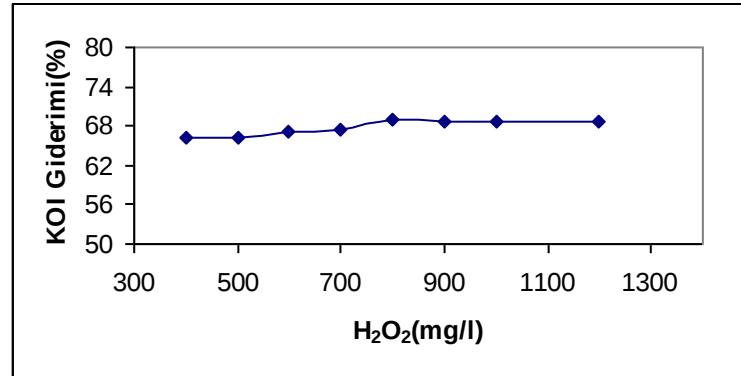
Şekil 5. 3. 1. 37. GA2 i ç i n KOİ G i d e r i m i n i n FeSO₄ Konsantrasyonu i l e D e ğ i ş i m i
[H₂ O₂ =800 mg/l, T= 50 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

FeSO₄ konsantrasyonun o p t i m u m u b e l i r l e n d i k t e n s o n r a H₂ O₂ konsantrasyonunun o p t i m u m u i ç i n GA2' ye u y g u l a n a n H₂ O₂ konsantrasyonu 400 mg/l' den 1200 mg/l' ye k a d a r a r t t ı r ı l m ı ş r e n k g i d e r i m i n i n a r t a n H₂ O₂ konsantrasyonuna p a r a l e l o l a r a k a r t t ı ğ ı

gözlenmiştir. Renk 400 mg/l H_2O_2 konsantrasyonunda % 80 oranında giderilirken H_2O_2 konsantrasyonu 1200 mg/l'ye çıkarıldığında bu giderim % 92'ye kadar çıkmıştır. KOİ giderimi de renk giderimine paralel olarak artan H_2O_2 konsantrasyonu ile artmakla birlikte giderim % 66-69 arasında kalmıştır. Optimum H_2O_2 konsantrasyonu olarak en yüksek KOİ gideriminin elde edildiği 800 mg/l konsantrasyonu optimum olarak seçilmiştir.

Tablo 5.3.1.36. GA2 için H_2O_2 konsantrasyonu- renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄ =300mg/l, T=50 °C pH=3, YK=30 dev/dak (20 dak), HK=100 dev/dak (2 dak)]

H_2O_2 (mg/l)	Absorbans(nm)					Renk Giderimi(%)
	436	525	620	UV ₂₅₄	Pt- Co	
400	0,416	0,22	0,107	0,334	740	80
500	0,343	0,169	0,105	0,316	700	81
600	0,32	0,144	0,058	0,306	700	81
700	0,179	0,071	0,03	0,212	520	86
800	0,135	0,046	0,02	0,218	380	90
900	0,132	0,039	0,02	0,257	300	92
1000	0,124	0,037	0,013	0,247	300	92
1200	0,112	0,035	0,012	0,246	300	92

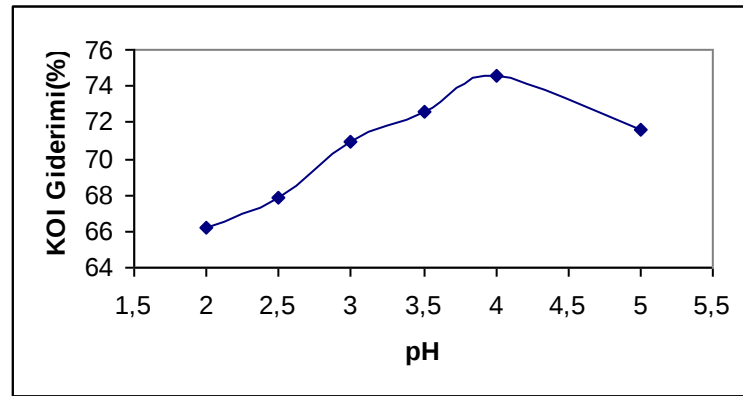


Şekil 5.3.1.38. GA2 için KOİ Gideriminin H_2O_2 Konsantrasyonu ile Değişimi
[FeSO₄ =300 mg/l, T= 50 °C pH= 3, YK= 30 dev/dak (20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

pH optimumunun belirlenmesi için $\text{FeSO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ 300/800 optimum oranı seçilmiştir. Atıksuyun pH'sı 2-5 arasına değiştirilmiştir. Tablo 5.3.1.37'de görüldüğü gibi pH arttıkça renk gideriminin de artışı görülmüştür. pH=2'de renk giderimi % 81 iken pH=5'te renk giderimi % 93'e ulaşmıştır. KOI gideriminde ise maksimum değere pH=4'te %75 olarak ulaşılmıştır.

Tablo 5.3.1.37. GA2 için pH-renk giderimi ilişkisi
[FeSO_4 =300 mg/l, H_2O_2 =800 mg/l, T=50 °C, YK= 30 dev/dk(2 dk), HK= 100 dev/dk (20 dk)]

pH	Absorbans(nm)					Renk Giderimi(%)
	436	525	620	UV ₂₅₄	Pt-Co	
2	0,279	0,174	0,048	0,189	700	81
2,5	0,13	0,045	0,018	0,224	370	90
3	0,096	0,033	0,011	0,188	280	92
3,5	0,091	0,034	0,013	0,208	300	92
4	0,112	0,042	0,016	0,22	300	92
5	0,083	0,036	0,015	0,121	290	92



Şekil 5.3.1.39. GA2 için KOI Gideriminin pH ile Değişimi

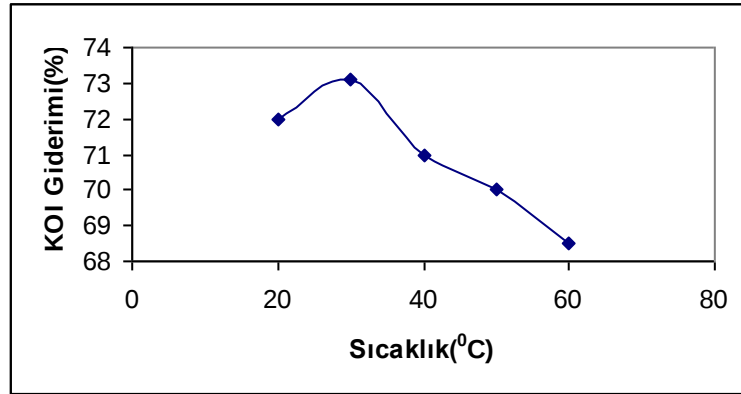
[FeSO_4 =300 mg/l, H_2O_2 =800 mg/l, T= 50 °C, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK=100 dev/dak (2 dak)]

Sıcaklık optimizasyonunda atıksuyun sıcaklığı 20 °C den 60 °C ye kadar değiştirilmiştir. Renk ve KOI giderimi açısından Tablo 5.3.1.38 ve Şekil 5.3.1.40'danda görüleceği gibi paralel sonuçlar elde edilmiş, 30 °C de maksimum

renk ve KOİ giderimini ne ulaşılmıştır. Bu sıcaklıkta renk giderimi % 92 iken KOİ giderimi %73 olarak elde edilmiştir.

Tablo 5.3.1.38. GA2 için sıcaklık - renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=300 mg/l, H₂O₂=800 mg/l, pH=3, YK= 30 dev/dk(2 dak), HK= 100 dev/dk (20 dak)]

T(°C)	Absorbans(nm)				Pt - Co	Renk Giderimi(%)
	436	525	620	UV ₂₅₄		
20	0,173	0,057	0,023	0,41	500	86
30	0,098	0,041	0,015	0,154	280	92
40	0,099	0,044	0,015	0,207	350	90
50	0,098	0,033	0,011	0,157	300	91
60	0,111	0,039	0,013	0,208	330	91

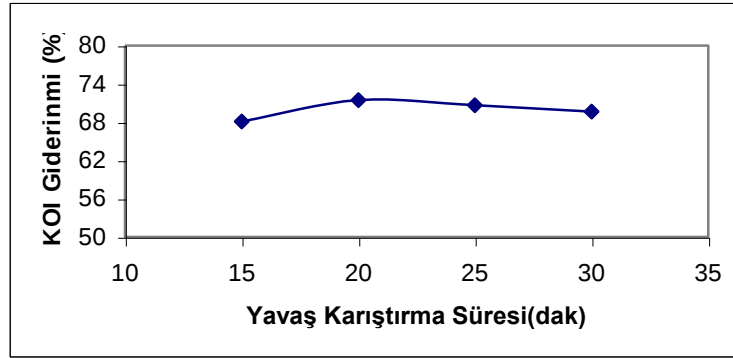


Şekil 5.3.1.40. GA2 için KOİ Gideriminin Sıcaklık ile Değişimi
[FeSO₄=300 mg/l, H₂O₂=800 mg/l, pH=3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Yavaş karıştırma süresini optimum değerini bulunması için karıştırma süresi 15 dakika ile 30 dakika arasında değiştirilmiş fakat renk ve KOİ giderimi açısından anlamlı sayılabilecek bir giderim aralığına ulaşılmamıştır. Uygulanan tüm sürelerde renk giderimi yaklaşık % 92 iken KOİ giderimi için bu değer % 71 olarak elde edilmiştir.

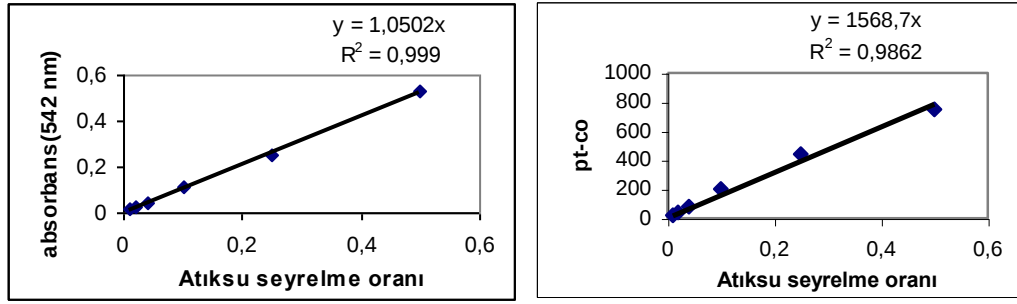
Tablo 5.3.1.39. GA2 için YK süresi renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=300 mg/l, H₂O₂=800 mg/l, pH=3, T=50 °C, HK= 100 dev/dak (20 dak)]

YK (dak)	Absorbans (nm)					Renk Giderimi (%)
	436	525	620	UV ₂₅₄	Pt - Co	
15	0,097	0,037	0,013	0,164	280	92
20	0,093	0,033	0,012	0,179	280	92
25	0,102	0,034	0,011	0,194	280	92
30	0,086	0,031	0,01	0,159	250	93



Şekil 5.3.1.41. GA2 için KOI gideriminin YK Süresi ile Değişimi
[FeSO₄=300 mg/l, H₂O₂=800 mg/l, pH=3, T= 50 °C, HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Endüstrisinden alınan 3. numune (GA3) için de diğer iki numuneye benzer olarak Şekil 5.3.1.42' de de görüldüğü gibi atıksu-renk arasında kalibrasyon eğrisi çıkarılmıştır. Atıksuyun çeşitli seyreltileri ile hazırlanan numunelerin absorbans ve Pt - Co değerleri okunmuş ve bu değerlerden atıksu ile renk arasında bir kalibrasyona gidilmiştir. Tekstil endüstrisinden alınan bu ikinci örnekte yapılan maksimum dalga boyu araştırmasında 400-700 nm arasındaki dalga boyları taranmış ve maksimum absorbans 542 nm'de okunmuştur. Bununla birlikte Şekil 5.3.1.42' den de görüldüğü gibi griş atıksuyunun rengi Pt - Co cinsinden 1570 olarak elde edilmiştir.



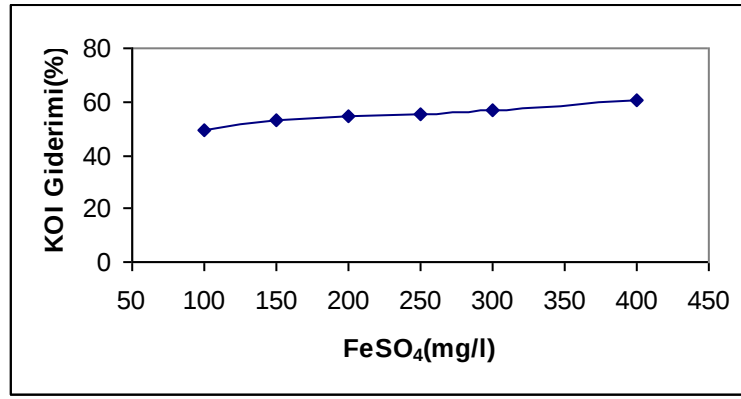
Şekil. 5.3.1.42 GA3 için Renk Öçümü

GA3 için FeSO_4 optimizasyonunda atıksuya uygulanacak FeSO_4 dozu 100-400 mg/l arasında değiştirilmiş ve Tablo 5.3.1.40’ danda görüldüğü gibi artan FeSO_4 konsantrasyonları için renk gideriminin de arttığı sonucu elde edilmiştir. 100 mg/l FeSO_4 konsantrasyonunda renk giderimi Pt- Co biriminde %49 iken, 400 mg/l FeSO_4 konsantrasyonu için %89’ a kadar çıkmıştır. Renk giderimine absorbans üzerinden baktığımızda ise 100 mg/l konsantrasyonundan 400 mg/l konsantrasyonuna çıktığında renk gideriminin %67’ den %98’ e çıktığı görülmüştür. KOİ giderimi de renk giderimine paralel olarak artan FeSO_4 konsantrasyonu ile artarken maksimum değeri ne 400 mg/l konsantrasyonunda % 61 ile ulaşmıştır.

Tablo 5.3.1.40. GA3 için FeSO_4 konsantrasyonu-renk giderimi ilişkisi

[H_2O_2 =800 mg/l, T= 40 °C, pH= 3, YK=30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak(2 dak)]

Absorbans(nm)							
FeSO_4 (mg/l)	436	525	620	542	Renk giderimi(%)	Pt- Co	Renk giderimi(%)
100	0,32	0,36	0,053	0,34	67	800	49
150	0,32	0,20	0,003	0,18	82	750	52
200	0,35	0,13	0,032	0,06	94	730	54
250	0,09	0,03	0,008	0,05	94	210	87
300	0,09	0,03	0,011	0,05	95	200	87
400	0,07	0,02	0,006	0,02	98	180	89

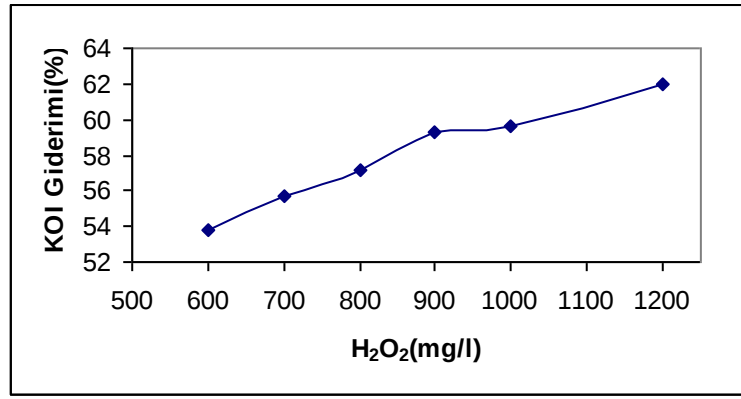


Şekil .5.3.1.43. GA3 için KOI Gideriminin FeSO₄ Konsantrasyonu ile Değişimi
[H₂ O₂ =800 mg/l, T=40 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK=100 dev/dak(2 dak)]

H₂ O₂ 'nin optimizasyonu için ise atıksuya ilave edilen miktar 600 mg/l ile 1200 mg/l arasında değiştirilmiştir. Renk ve KOI giderimi birbirine paralel olarak artan H₂ O₂ konsantrasyonları da artmıştır. 600 mg/l de renk giderimi %83 ve KOI giderimi %54 iken renk ve KOI deki giderim yüzdeleri H₂ O₂ 1200 mg/l'ye çıkartıldığında sırasıyla %99 ve %62'ye kadar çıkmıştır.

Tablo .5.3.1.41. GA3 için H₂ O₂ - Renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄ =300 mg/l, T=40 °C, pH=3, YK=30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak(2 dak)]

Absorbans(nm)							
H ₂ O ₂ (mg/l)	436	525	620	542	Renk giderimi(%)	Pt- Co	Renk giderimi(%)
600	0,12	0,053	0,017	0,072	93	270	83
700	0,087	0,033	0,009	0,069	93	240	85
800	0,086	0,037	0,01	0,059	94	220	86
900	0,072	0,028	0,007	0,033	97	190	88
1000	0,068	0,022	0,007	0,032	97	170	89
1200	0,054	0,021	0,006	0,029	97	20	99

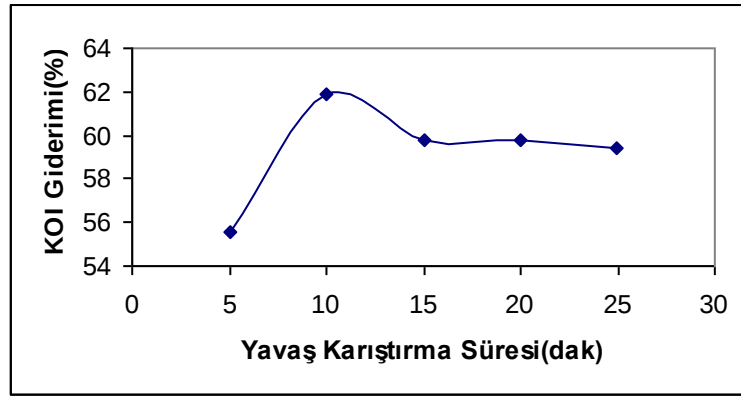


Şekil 5.3.1.44. GA3 için KOI Gideriminin H₂O₂ konsantrasyonu ile Değişimi
[FeSO₄=300 mg/l, T= 50 °C, pH= 3, YK= 30 dev/dak(20 dak), HK= 100 dev/dak (2 dak)]

Yavaş karıştırma süresinin optimizasyonu aşaması için karıştırma süresi 5 dakika ile 25 dakika arasında değiştirilmiştir. Tablo 5.3.1.42’de görüleceği gibi karıştırma süresinin 10. dakikadan sonra renk gideriminde anlamlı bir değişim olmadığı görülmektedir. 10. dakikanın sonunda renk Pt- Co biriminde %85 absorbans bazında ise % 97 oranında giderilmiştir. Yavaş karıştırma süresinin KOI’ye etkisine bakıldığında ise maksimum giderime 10. dakikada %61 ile ulaşılmış bu dakikadan sonra KOI giderimi %59 olarak sabitlenmiştir.

Tablo 5.3.1.42 GA3 için YK süresi- renk giderimi ilişkisi
[FeSO₄=300 mg/l, H₂O₂=800 mg/l, pH=3, T=40 °C, HK= 4 (20 dak)]

Absorbans(nm)					Renk giderimi(%)	Pt- Co	Renk giderimi(%)
YK (dak)	436	525	620	542			
5	0,13	0,07	0,019	0,072	93	380	76
10	0,096	0,046	0,014	0,04	96	270	83
15	0,01	0,041	0,012	0,047	96	260	83
20	0,087	0,035	0,01	0,035	97	240	85
25	0,091	0,036	0,012	0,035	97	240	85



Şekil 5.3.1.45. GA3 için YK Süresi- KOI Giderimi ilişkisi

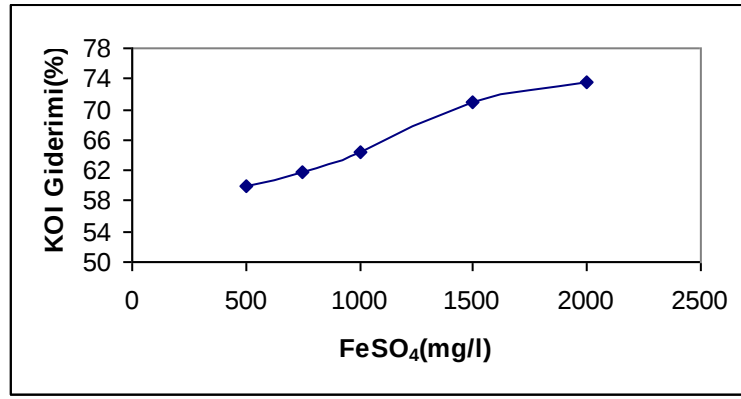
[FeSO₄ =300 mg/l, H₂O₂ =800 mg/l, pH=3, T= 50 °C HK= 100 dev/dak (2 dak)]

5.3.2. Kıymasal çöktürme deney sonuçları

GA2 üzerinde Fenton prosesine alternatif olarak yapılan kıymasal çöktürme deneylerinin ilk aşaması FeSO₄ koagülantı kullanılarak yapılmıştır. FeSO₄ çöktürmesi için uygun pH değerleri olarak 9 ve 9,5 seçilmiştir ve 500-2000 mg/l arasında değişen FeSO₄ konsantrasyonları uygulanmıştır. Tablo 5.3.2.1'den de görüldüğü gibi FeSO₄ konsantrasyonu arttıkça renk giderimi artmıştır. Renk giderimi 500 mg/l konsantrasyonunda % 18 iken 2000 mg/l konsantrasyonunda % 89'a çıkmıştır. KOI giderimine bakıldığında yine renk gideriminde olduğu gibi artan FeSO₄ konsantrasyonda KOI gideriminin arttığı görülmüştür. FeSO₄ konsantrasyonu 500 mg/l'den 2000 mg/l'ye çıkartıldığında KOI giderimi %60'tan %74'e çıkmıştır.

Tablo 5.3.2.1. GA2 için FeSO₄ çöktürmesi- renk ilişkisi
(pH=9, Anyonik polielektrolit =5 mg/l)

FeSO ₄ (mg/l)	Absorbans(nm)					Pt- Co Renk Giderimi(%)
	436	525	620	UV ₂₅₄		
500	1,221	1,312	0,974	0,335	3000	18
750	0,962	0,985	0,477	0,274	2000	46
1000	0,33	0,483	0,31	0,364	1000	73
1500	0,185	0,13	0,133	0,218	520	86
2000	0,14	0,079	0,087	0,208	400	89

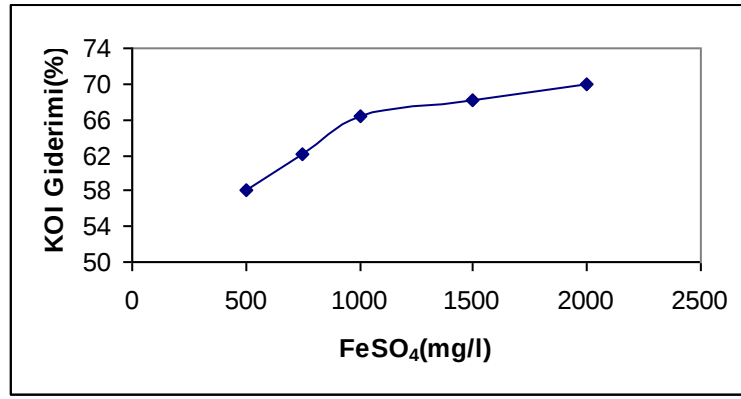


Sekil 5.3.2.1. GA2 için FeSO₄ Konsantrasyonu- KOİ Giderimi İlişkisi
(pH=9, Anyonik polielektrolit =5 mg/l)

pH'sı 9,5'da 500-2000 mg/l arasındaki FeSO₄ konsantrasyonları için ise KOİ giderimi pH=9'da olduğu gibi artan FeSO₄ konsantrasyonu ile birlikte artmıştır. FeSO₄ konsantrasyonu 500 mg/l'den 2000 mg/l'ye çıkartıldığında renk giderimi %18'ten %86'ya çıkarken KOİ giderimi de %58'den %70'e çıkmıştır.

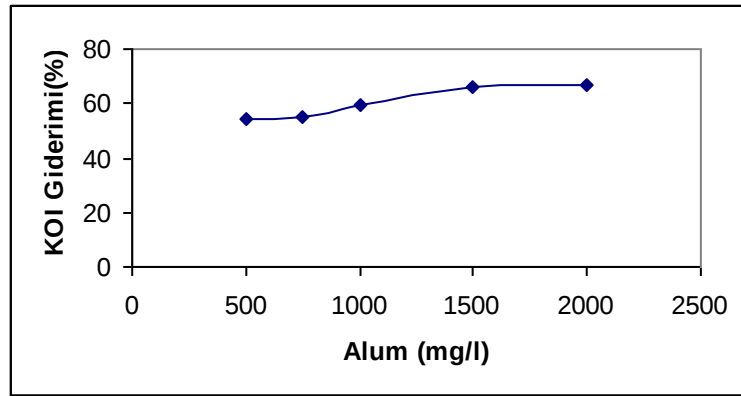
Tablo 5.3.2.2 GA2 için FeSO₄ Çöktürmesi Renk İlişkisi
[pH=9,5 Polielektrolit =5 mg/l]

Absorbans (nm)						
FeSO ₄ (mg/l)	436	525	620	UV ₂₅₄	Pt-Co	Renk Giderimi (%)
500	1,191	1,301	1,102	0,298	3000	18
750	0,93	0,927	0,403	0,323	920	75
1000	0,311	0,251	0,251	0,28	780	79
1500	0,184	0,125	0,104	0,242	520	86
2000	0,179	0,119	0,13	0,21	520	86

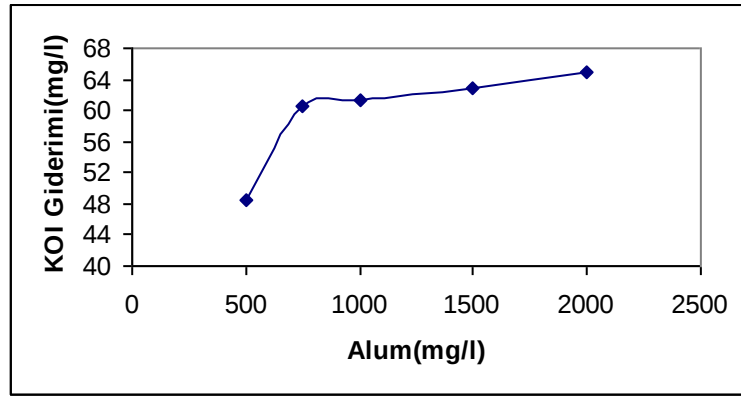


Sekil 5.3.2.2 GA2 için FeSO₄ – KOİ Giderimi (pH=9,5 Polielektrolit=5 mg/l)

FeSO₄ çöktürmesiinden sonra alternatif olarak alüminyum uygulanmıştır. pH'sı 6 ve 6,5'a getirilen numunelere 500-2000 mg/l arasında değişen konsantrasyonlarda alüminyum ilave edilmiştir. İlave edilen çok yüksek alüminyum konsantrasyonlarına rağmen anlamlı bir renk giderimine ulaşılamamıştır. KOİ giderimi, pH=6 ve 500 mg/l alüminyum konsantrasyonunda %48 iken 2000 mg/l alüminyum konsantrasyonunda %65'e çıkmıştır. pH=6,5'ta alüminyum konsantrasyonu 500 mg/l'den 2000 mg/l'ye çıkartıldığında KOİ giderimi %54'ten %67'ye ulaşmıştır.

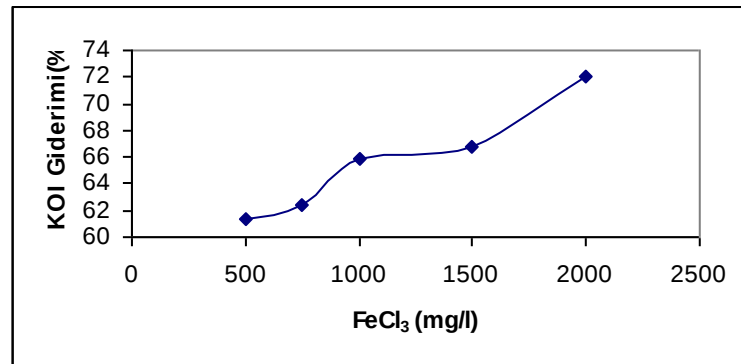


Sekil. 5.3.2.3. GA2 için Alüminyum Konsantrasyonu- KOİ Giderimi (pH=6, Anyonik polielektrolit=5 mg/l)

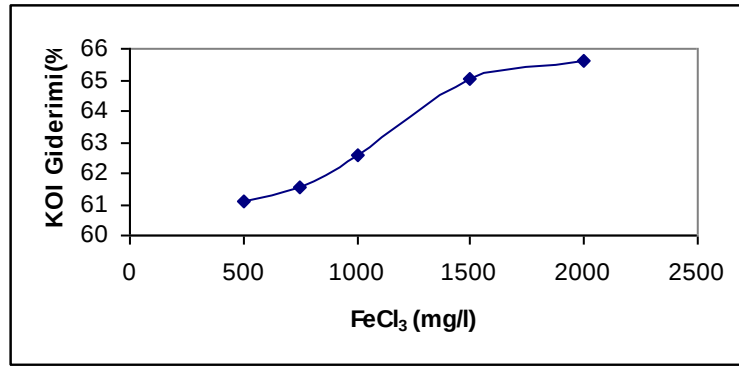


Sekil. 5.3.2.4. GA2 için Alum Konsantrasyonu- KOİ Giderimi
(pH=6,5 Anyonik polielektrolit =5 mg/l)

GA2 numunesi üzerinde ayrıca FeCl_3 çöktürmesi uygulanmıştır. FeCl_3 çöktürmesinde de alum çöktürmesinde uygulanan prosedür uygulanmıştır. Çok yüksek FeCl_3 konsantrasyonları ilave edilmesi ne rağmen atıksuyun renginde anlamlı bir giderim olmamıştır. KOİ giderimine bakıldığında, pH=6 da FeCl_3 konsantrasyonu 500 mg/l'den 2000 mg/l'ye arttırıldığında KOİ giderimi % 61'den % 72'ye çıkmıştır. pH=6,5'te ise KOİ giderimi 500 mg/l konsantrasyonunda %61 iken 2000 mg/l'iken %66'ya çıkmıştır.



Sekil 5.3.2.5. GA2 için FeCl_3 Konsantrasyonu- KOİ Giderimi
(pH=6, Anyonik polielektrolit =5 mg/l)

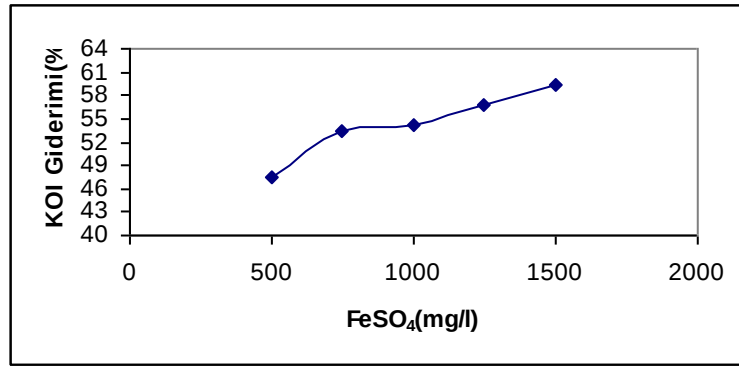


Sekil 5.3.2.6 GA2 için FeCl₃ Konsantrasyonu- KOİ Giderimi
(pH=6,5, Anyonik polielektrolit=5 mg/l)

Ki myasal çöktürme deneyleri alum ve FeCl₃'nün çok yüksek konsantrasyonlarda dahi FeSO₄'e göre daha iyi sonuçlar vermemeleri ve ekonomik olarak daha pahalı seçenek olmaları göz önünde tutularak 3. atıksu numunesinde (GA3) sadece FeSO₄ ile tekrarlanmıştır. Bu amaçla, pH 9 ve 9,5'ta 500 ile 1500 mg/l arasında değişen FeSO₄ konsantrasyonları atıksuya uygulanmıştır. Renk giderimi ile KOİ giderimi FeSO₄ konsantrasyonlarına paralel olarak artmıştır. FeSO₄ konsantrasyonu 500 mg/l'den 1500 mg/l'ye çıkarıldığında renk giderimi %66'dan %90'a çıkmıştır. KOİ'i giderimi ise bu konsantrasyonlarda sırasıyla %47'den %59'a çıkmıştır.

Tablo 5.3.2.3. GA3 için FeSO₄ çöktürmesi renk ilişkisi
(pH=9, Anyonik polielektrolit=5 mg/l)

FeSO ₄ (mg/l)	Absorbans (nm)					Pt-Co	Renk Giderimi (%)
	542	436	525	620			
500	0,275	0,151	0,232	0,069	530		66
750	0,124	0,109	0,136	0,026	360		77
1000	0,119	0,083	0,054	0,022	260		83
1250	0,046	0,071	0,021	0,021	240		85
1500	0,032	0,055	0,025	0,015	150		90

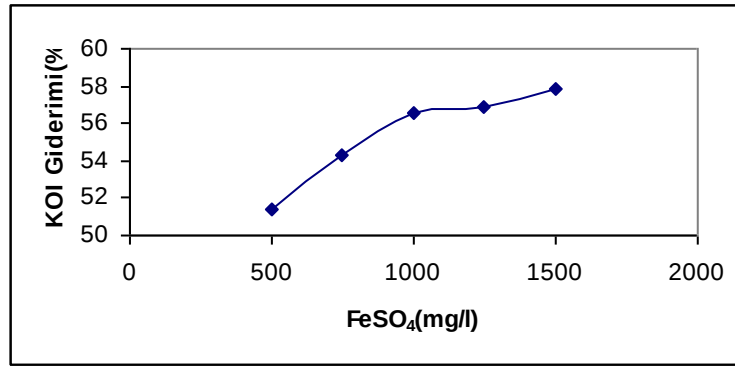


Sekil 5.3.2.7. GA3 için FeSO₄ Konsantrasyonu- KOİ Giderimi
(pH=9, Anyonik polielektrodit =5 mg/l)

pH=9,5 için renk giderimleri aşağıda Tablo 5.3.2.8’de verilmiştir. 500 mg/l FeSO₄ konsantrasyonunda renk giderimi %67 iken FeSO₄ konsantrasyonu 1500 mg/l’ye çıkartıldığında renk giderimi %90’a çıkmıştır. KOİ giderimi ise FeSO₄ konsantrasyonu 500 mg/l’den 1500 mg/l’ye çıktığında %51’den %58’e çıkmıştır.

Tablo 5.3.2.4 GA3 için FeSO₄ çöktürmesi renk ilişkisi
(pH=9,5 Anyonik polielektrodit =5 mg/l)

Absorbans (nm)						
FeSO ₄ (mg/l)	542	436	525	620	Pt - Co	Renk Giderimi (%)
500	0,275	0,165	0,275	0,065	520	67
750	0,115	0,111	0,135	0,022	380	76
1000	0,042	0,081	0,039	0,021	230	85
1250	0,032	0,07	0,029	0,018	190	88
1500	0,026	0,058	0,029	0,016	160	90



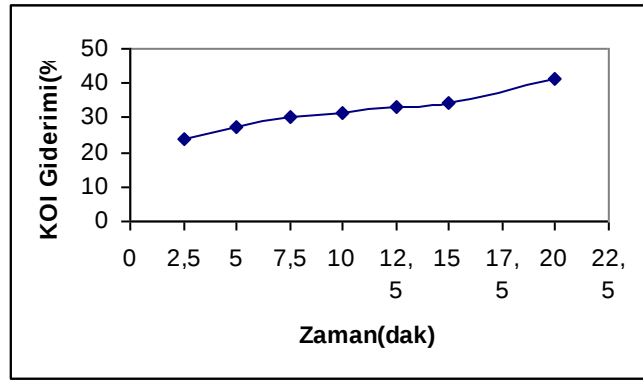
Sekil. 5.3.2.8 GA3 için FeSO₄ çöktürmesi (pH=9,5, Anyonik polielektrolit=5 mg/l)

5.3.3 Ozonlama sonuçları

Ozonlama prosesi sadece GA3 üzerinde uygulanabilmektedir. Ozon dozajı olarak 1,4 g/l-saat seçilmiş ve bu seçilen dozajın literatürdeki değerlerin çok altında kaldığı gözlemlenmiştir (Kabdaşlı ve diğ., 1999; Sevinli ve Kınacı, 2001). Ozonlama süresi olarak 20 dakika belirlenmiş ve 2,5 dakikada bir alınan örnekler 0,45 µm'lik filtre kağıdından süzülükten sonra renk ve KOI giderimine bakılmıştır. KOI giderimi olarak ozonlamamıyı sonuçlar vermediği gözlemlenmiştir 20 dakika sonunda KOI sadece %41 oranında giderilmiştir. Renk giderimi ise KOI giderimine göre daha hızlı olmuş ve 15 dakika sonunda renk %89 oranında gitmiştir. 15 dakikadan sonra renk gideriminde bir değişiklik gözlemlenmiş, %89 değerinde sabit kalmıştır.

Tablo 5.3.3.1 GA3 için ozonlama renk ilişkisi (1,4 gr/l-sa)

Zaman(dak)	Absorbans(nm)				Renk Giderimi(%)	Pt-Co	Renk Giderimi(%)
	436	525	620	542			
2,5	0,264	477	0,042	0,471	95,5	750	52
5	0,18	0,246	0,036	0,232	97,8	540	66
7,5	0,117	0,111	0,019	0,112	98,9	390	75
10	0,069	0,044	0,008	0,038	99,6	240	85
12,5	0,065	0,045	0,007	0,035	99,9	220	86
15	0,045	0,023	0,003	0,018	99,8	140	91
20	0,043	0,032	0,004	0,003	99,9	140	91



Şekil 5.3.3.1 GA3 için KOI Gideriminin Ozonlama Süresi ile değişimi (1,4 gr/l-sa)

5.4 Toksisite Deney Sonuçları

RB5 reaktif boyasıyla hazırlanan 25, 50, 100 ve 200 mg/l konsantrasyonlarındaki çözeltilere *Daphnia magna* ile %50 seyreltide toksisite testi yapılmıştır. Bu testin sonuçları Tablo 5.4.1'de özetlenmiştir. Buna göre RB5'in 100 mg/l'ye yakın konsantrasyonlarından itibaren toksik etki göstermiştir.

Tablo 5.4.1. RB5 için *Daphnia magna* ile %50 seyreltiyle toksisite deney sonuçları (Deneyler 4 kez tekrarlanmıştır)

Boya konsantrasyonu	Toplam ölüm %si
Şahit	0 ± 0
25 mg/l	0 ± 0
50 mg/l	6 ± 0
100 mg/l	100 ± 0
200 mg/l	100 ± 0

RR reaktif boya çözeltisi *Daphnia magna* ile %50 seyreltide test edildiğinde bulunan sonuçlar Tablo 5.4.2'de özetlenmiştir. RB5'e benzer olarak RR'in 100 mg/l'ye yakın konsantrasyonundan itibaren toksik etkiyi başladığı görülmüştür.

Tablo 5.4.2 RR için *Daphnia magna* %50 seyrelti ile yapılan toksisite deney sonuçları (Deneyler 4 kez tekrarlanmıştır)

Boya konsantrasyonu	Toplam ölüm %si
Şahit	0 ± 0
25 mg/l	0 ± 0
50 mg/l	13 ± 0
100 mg/l	45 ± 5
200 mg/l	75 ± 10

Ham atıksuda (GA2) % 50 seyreltiyle yapılan toksisite deneyi %100 toksik sonuçlarıırken biyolojik olarak arıtılmış çıkış suyu % 50 seyreltide %20 oranında toksik bulunmuştur (Tablo 5.4.3). GA2 için belirlenen optimum fenton proses koşullarında (pH=3, T= 40 °C, Y.K. süresi=20 dak, FeSO₄/ H₂O₂ oranı 300 mg/l:800mg/l) arıtılan çıkış suyunda % 50 seyreltide tamamen giderildiği Tablo 5.4.3'te görülmektedir.

Tablo 5.4.3. GA2 için uygulanan fenton prosesi sonrası *Daphnia magna* ile %50 seyreltide yapılan toksisite sonuçları (Deneyler 4 kez tekrarlanmıştır)

Nüme	Toplam ölüm %si
Şahit	0 ± 0
Ham atıksu	100 ± 0
Biyolojik arıtılmış çıkış	20 ± 5
Fenton çıkışı (300/800)	0 ± 0
Fenton çıkışı (250/800)	5 ± 0

Tekstil endüstrisinden alınan 3. atıksu numunesinde (GA3) *Daphnia magna* ile yapılan toksisite testlerinde giriş ham atıksuyu %50 seyreltisi ile ve arıtma tesisi çıkış suyu %100 seyreltisi ile %100 toksik bulunmuştur (Tablo 5.4.4).

Tablo 5.4.4 GA3 numunesinde giriş ve çıkış sonrası
Daphnia magna ile %50 seyreltmede yapılan toksisite sonuçları (Deneyler 4 kez
tekrarlanmıştır)

GA3 numunesi	Toplam ölüm %si
Şahit	0 ± 0
Hamatıksu (%50 seyreltilmiş)	100 ± 0
Biyolojik Arıtılmış Çıkış Suyu (seyreltilmemiş)	100 ± 0
Biyolojik Arıtılmış Çıkış Suyu (%50 seyreltme)	0 ± 0
Biyolojik Arıtılmış Çıkış Suyu (%20 seyreltme)	0 ± 0

GA3'te pH=3, T= 40 ° C , YK süresi 20 dakika ve FeSO₄/ H₂ O₂ oranı olarak 250/ 800 optimum değerleri uygulanarak yapılan fenton prosesiyle atıksuyun toksisitesi %50 seyrelti de %20 giderilirken pH sıcaklık ve yavaş karıştırma süresi aynı tutularak FeSO₄/ H₂ O₂ oranı 300/ 800'e getirildiğinde giriş atıksuyunun toksisitesi %50 seyrelti de %100 giderilmiştir. (Tablo 5.4.5)

Tablo 5.4.5 GA3. numunesine uygulanan fenton prosesi sonrası
Daphnia magna ile %50 seyreltmede yapılan toksisite sonuçları
(Deneyler 4 kez tekrarlanmıştır)

Fenton çıkışı	Toplam ölüm %si
Şahit	0 ± 0
250/ 800	80 ± 5
300/ 800	0 ± 0
300/ 800*	0 ± 0
400/ 800	6 ± 0
300/ 900	6 ± 0
300/ 1000	0 ± 0
300/ 1200	0 ± 0

*Deney tekrar edilmiştir.

GA3'te pH=3, T= 40 °C ve FeSO₄/ H₂O₂ oranı olarak 300/800 opti mum değ erleri uygulanarak yavaş karıştırma süresi 5-25 dak. arasında değ iş tiril miş ve 5 dakikada bir alınan numunelerde toksisite testi yapılmıştır. Bu testin sonuçları Tablo 5.4.6'da özetlenmiştir. 10. dakikada KQI gi deri ni maksimu ma ulaşırken (%62) toksisiteni n hala gi derilemedi ğ i, %40 toksik oldu ğ u gör ü l mektedir.

Tablo 5.4.6 GA3 için fenton prosesi nde YK süresi ni n değ iş i ni sonrasında *Daphnia magna* ile %50 seyreltilde yapılan toksisite sonuçları (Deneyler 4 kez tekrarlanmıştır)

Fenton çıkışı	Toplam ölüm %si
Şahit	0 ± 0
5 dak	60 ± 10
10 dak	40 ± 5
15 dak	40 ± 5
20 dak	0 ± 0
25 dak	0 ± 0

GA3'te yapılan FeSO₄ çöktürmesi sonucunda %50 seyreltille yapılan *Daphnia magna* toksisitesinde uygulanan tüm FeSO₄ konsantrasyonlarında toksisitenin gi derildi ğ i gör ü l müştür.(Tablo 5.4.7). FeSO₄ çöktürmesi nde kullanılan anyonik poli mer ile %50 seyretmeli yapılan toksisite testinde ise 5 mg/l anyonik poli merin % 100 toksik oldu ğ u, 2,5 mg/l anyonik polimerin ise toksisitesinin ol ma dı ğ i gör ü l müştür(Tablo 5.4.7). Kı myasal çöktürme iş lemi sonrası poli merin ta na mını n tükendi ğ i göz alındı ğ ında herhangi bir toksik etki ol uşt ur mayaca ğ ı düş ünül mektedir.

Tablo 5.4.7. GA3 ki myasal çöktürme çıkışı ve ki myasal çöktürmede kullanılan polielektrodit için *Daphnia magna* %50 seyrelti de ile yapılan toksisite sonuçları (Deneyler 4 kez tekrarlanmıştır.)

Koagülasyon çıkışı	Toplam ölüm %si
Şahit	0 ± 0
Polielektrodit 2,5 mg/l	0 ± 0
Polielektrodit 5 mg/l	100 ± 0
FeSO ₄ =750 mg/l pH=9	0 ± 0
FeSO ₄ =1000 mg/l pH=9	0 ± 0
FeSO ₄ =1250 mg/l pH=9	0 ± 0
FeSO ₄ =750 mg/l pH=9,5	0 ± 0
FeSO ₄ =1000 mg/l pH=9,5	0 ± 0
FeSO ₄ =1250 mg/l pH=9,5	0 ± 0

GA3 numunesinde yapılan ozonlama sonrasında *Daphnia magna* ile %50 seyrelti de konulan toksisite testleri sonucunda 5. dakikadan itibaren toksisitenin azaldığı 10. dakikadan itibaren ise tamamen giderildiği görülmektedir. (Tablo 5.4.8)

Tablo 5.4.8 GA3'te uygulanan ozonlama sonrası *Daphnia magna* % 50 seyrelti ile yapılan toksisite sonuçları (Deneyler 4 kez tekrarlanmıştır)

Ozonlama sonrası	Toplam ölüm %si
Şahit	0 ± 0
2,5 dak	10 ± 3
5 dak	45 ± 5
7,5 dak	20 ± 5
10 dak	20 ± 5
12,5 dak	6 ± 3
15 dak	0 ± 0
20 dak	0 ± 0

5.5 Deneysel Verilerin Yorumlanması

Bu çalışmada tekstil endüstrisi atıksularının alıcı ortama deşarjı sonrasında alıcı ortamdaki toksik etkileri *Daphnia magna* yöntemiyle araştırılmıştır. Tekstil atıksularının alıcı ortamda oluşturduğu toksisitenin giderilmesinde Fenton prosesi, kimyasal çöktürme ve ozonlamanın katkısı incelenmiştir. Deney sonuçlarının özet ve yorumu aşağıda sunulmuştur.

-RB5'in fenton prosesiyle arıtımında RB5'in artan konsantrasyonuyla optimum koşullarda özellikle de $\text{FeSO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ molar oranında etkin bir değişme olmadığı gözlenmiştir (Tablo 5.5.1).

Tablo 5.5.1. RB5 için Fenton prosesi uygulanan RB5 için optimum giderim koşulları

RB5 (mg/l)	100	200
KCl Giderimi (%)	86,4	84
Renk Giderimi (%)	>99	>99
T (°C)	40	40
pH	3,5	3
FeSO_4 (mg/l)	100	225
H_2O_2 (mg/l)	400	1000
$\text{FeSO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ molar oranı	0,055	0,0503

- RB5'in artan konsantrasyonlarında pH ve sıcaklık optimumları değişmeye p 3, 5 ve 50 °C olarak gözlenmiştir (Tablo 5.5.2).

Tablo 5.5.2 Fenton prosesi uygulanan RR için optimum gi deri mkoşulları

RR (mg/l)	100	200
KCl Gi deri ni(%)	95	94
Renk Gi deri ni(%)	>99	>99
T(° C)	50	50
pH	3,5	3,5
FeSO ₄ (mg/l)	150	250
H ₂ O ₂ (mg/l)	300	1000
FeSO ₄ / H ₂ O ₂ molar oranı	0,11	0,055

- KSÇ (100 mg/l RB5 + 100 mg/l RR)'nin optimum FeSO₄/ H₂ O₂ molar konsantrasyonu RB5 ve RR reaktif boyalarının 200 mg/l konsantrasyonları için seçilen optimum FeSO₄/H₂ O₂ molar konsantrasyona göre aynı kal mıştır(Tablo 5.5.3).

Tablo 5.5.3 Fenton prosesi uygulanan KSÇ için optimum gi deri mkoşulları

KSÇ için optimum koşullar	
KCl Gi deri ni(%)	>96
Renk Gi deri ni(%)	>99
T(° C)	30
pH	2,5
FeSO ₄ (mg/l)	400
H ₂ O ₂ (mg/l)	800
FeSO ₄ / H ₂ O ₂ molar oranı	0,11

- Tekstil endüstrisinden 3 farklı zamanda alınan atıksular üzerinde yapılan fenton prosesi çalış masında her bir atıksu numunesi için farklı sonuçlara varıl mıştır. 3 ayrı atıksu için optimumların farklı ol masının sebebi endüstrinin birden fazla proses

kullanması ve ve kumaş türüne göre kullanılan boyaların ve yardımcıların kompozisyonunun değişmesi dir (Tablo 5.5.4).

Tablo 5.5.4 GA numuneleri için optimum Fenton proses optimum giderim koşulları

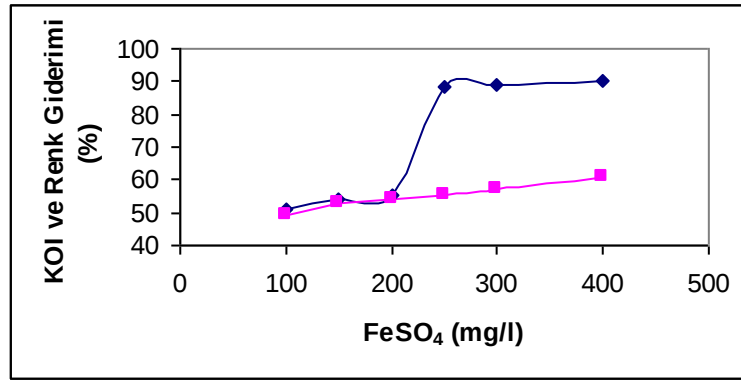
Gerçek Atıksu	GA1	GA2	GA3
KOI Giderimi(%)	82,4	75	57
Renk Giderimi(%)	94	92	87,2
T(°C)	50	30	-
PH	3	4	-
FeSO ₄ (mg/l)	200	300	300
H ₂ O ₂ (mg/l)	400	800	800
FeSO ₄ / H ₂ O ₂ molar oranı	0,11	0,0825	0,0825

GA1 için optimum pH sıcaklık ve YK süresi sırasıyla 3, 50 °C ve 20 dakika olarak gözlemlenmiş ve bu optimum şartlarda 200 mg/l FeSO₄ ve 400 mg/l H₂ O₂ kullanıldığında %82 KOI giderimi ve %94 renk giderimi elde edilmiştir.

GA2 için optimum koşullar GA1’den farklı olup pH sıcaklık ve YK süresinin optimumları 4, 30 °C ve 20 dakika olarak elde edilmiştir. Bu optimum şartlarda GA2’ nin arıtımı için 300 mg/l FeSO₄ ve 800 mg/l H₂ O₂ kullanıldığında %92 renk giderimi %75 KOI giderimi elde edilmiştir.

GA3 üzerinde sadece FeSO₄/ H₂ O₂ molar oranı ve YK süresi araştırılmış ve FeSO₄/ H₂ O₂ molar oranı olarak 0,0825.yavaş karıştırma süresi için de 10 dakika optimum şartlar olarak belirlenmiştir. GA3’ ün pH=3 ve 40 °C sıcaklıkta fenton prosesiyle arıtımı için 300 mg/l FeSO₄ ve 800 mg/l H₂ O₂ kullanıldığında %87,2 renk giderimi %57 KOI giderimi elde edilmiştir (Tablo 5.5.4).

Ayrıca GA3 numunesinde Şekil 5.5.1’de görüldüğü gibi renk KOI’ye göre daha hızlı gitmektedir.



Şekil 5.5.1. GA3 için Renk- KOI giderimi Hızı İlişkisi

[FeSO₄ = 300 mg/l, T = 50 °C, pH = 3, Yavaş karışır = 30 dev/dak (20 dak), Hızlı karışır = 100 dev/dak (2 dak)]

GA3 numunesinde yavaş karıştırma süresinin değiştirilmesiyle toksisite izlenmiş ve aşağıda Tablo 5.5.5'te görüldüğü gibi ilk 15 dakikada toksisite gözlenirken 20. dakikadan itibaren toksisitenin gittiği görülmüştür. İlk 15 dakikada gözlenen toksisitenin sebebi fentonun oksidasyon kademesinde oluşan ara ürünlerdir. Oluşan bu toksik ara ürünler 20. dakikadan itibaren toksik olmayan son ürünlere dönüşüğünden toksisite 20. dakikada %100 giderilmiştir.

Tablo 5.5.5. GA3 için Fenton prosesinde YK süresi KOI, renk ve toksisite ilişkisi

[FeSO₄ = 300 mg/l, H₂O₂ = 800 mg/l, pH = 3, T = 40 °C, HK = 30 dev/dak (20 dak)]

YK (dak)	Renk Giderimi (%)	KOI giderimi (%)	Toplam ölüm %si
5	78	56	60 ± 10
10	85	62	40 ± 5
15	85	60	40 ± 5
20	87	60	0 ± 0
25	87	59	0 ± 0

- Çerçek atıksu numunesi üzerinde FeSO₄, alümin ve FeCl₃ ile kimyasal çöktürme denenmiş FeSO₄ dışındaki diğer iki koagülantla yapılan kimyasal sonuçlarda istenilen arıtma sonuçlarına ulaşılamamıştır.

FeSO₄ çöktürmesi pH 9 ve 9,5'te yapılmış ve her iki pH'da da artan FeSO₄ konsantrasyonları için KOI ve renk giderimlerinin arttığı sonucu elde edilmiştir.

Alum ve FeCl_3 çöktürmelerinde sadece KOI bazında bir giderim elde edilirken renk giderimi gözlenmemiştir.

GA2 üzerinde yapılan kimyasal çöktürme sonuçları dikkate alındığında FeSO_4 çöktürmesinin bu atıksu üzerinde en uygun sonucu verdiği gözlemlenmiş ve GA3'te bu doğrultuda sadece FeSO_4 çöktürmesi uygulanmıştır.

GA3'te yapılan FeSO_4 çöktürmesi GA2 ile paralellikler göstermiş FeSO_4 konsantrasyonu artarken renk ve KOI giderimi de artmıştır (Tablo 5.5.6).

Tablo 5.5.6 GA2 ve GA3'te uygulanan FeSO_4 çöktürmesi sonuçlarının karşılaştırılması

	pH=9				pH=9,5			
	GA2		GA3		GA2		GA3	
	Renk g/d(%)	KOI g/d(%)	Renk g/d(%)	KOI g/d(%)	Renk g/d(%)	KOI g/d(%)	Renk g/d(%)	KOI g/d(%)
FeSO_4 (mg/l)								
500	18	60	66	47	18	58	67	51
750	46	62	77	53	75	62	76	54
100	73	64	83	54	79	66	85	57
1250	-	-	85	57	-	-	88	57
1500	86	71	90	59	86	68	90	58
2000	89	74			86	70		

- Ozonlama prosesi sadece GA3 üzerinde uygulanmıştır. Ozon dozajı olarak 1,4 g/l-saat seçilmiş ve bu seçilen dozajın literatürdeki değerlerin çok altında kaldığı gözlemlenmiştir (Kabdaşlı ve diğ., 1999, Sevinici ve Kınacı, 2001). Ozonlama süresi olarak 20 dakika belirlenmiş ve 2,5 dakikada bir alınan örneklerde renk ve KOI giderimine bakılmıştır. KOI giderimi olarak ozonlamanın iyi sonuçlar vermediği gözlemlenmiştir. 20 dakika sonunda KOI sadece % 41 oranında giderilmiştir. Ozonlama ile renk giderimi KOI giderimine göre daha hızlı olmuş ve 15 dakika sonunda renk % 89 oranında gitmiştir. 15 dakikadan sonra renk gideriminde bir değişiklik gözlenmemiş ve %89 değerinde sabit kalmıştır.

6. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada tekstil endüstrisi atıksularında toksisite izlenmesi *Daphnia magna* ile yapıldıktan sonra fenton prosesi, kimyasal çöktürme ve ozonlama proseslerinin toksisite giderme açısından ön arıtma verimlilikleri araştırılmıştır. Bu kapsamda reaktif boyaların kullanıldığı (azo boyalar) yünlü, pamuklu, polyester kumaş boyama yapan bir tekstil endüstrisinden 3 farklı zamanda proses atıksu numunesi alınmıştır. Ayrıca, tekstil endüstrisinde renk oluşumunun temel kaynağı olan boyalardan endüstride ağırlıklı olarak kullanılan iki tip azo boya seçilerek (RB5 ve RR) sentetik atıksuda kimyabilirlik çalışmaları tekrarlanmıştır.

Fenton prosesi ile arıtılabilirlik çalışmalarında 5 aşamalı bir yöntem izlenmiştir. Proses verimine etki eden FeSO_4 konsantrasyonu (50-400 mg/l), H_2O_2 konsantrasyonu (100-1200 mg/l), pH (2-5), sıcaklık (20-60 °C) ve yavaş karıştırma süresi (5-30 dak) etkenlerinden her aşamada birisi değiştirilmiş, diğer 4 etken sabit tutularak her bir etkeninin optimumu bulunmuştur.

Kimyasal çöktürme deneyleri için 3 farklı inorganik koagülant (FeSO_4 , alümin FeCl_3) seçilmiştir. 2. ve 3. atıksu numunelerinde FeSO_4 çöktürmesi için atıksuyun pH'sı 9 ve 9,5'a getirilmiş, 500-2000 mg/l aralığında seçilen FeSO_4 konsantrasyonlarının optimum renk ve KCl giderme verimleri test edilmiştir. Alümin çöktürmesi için 6 ve 6,5 pH değerlerinde çalışılmıştır. Alümin dozajı 500-2000 mg/l aralığında kullanılmıştır. FeCl_3 çöktürmesi için ise 6 ve 6,5 pH değerleri ve 500-2000 mg/l dozaj aralığı uygulanmıştır. Karıştırma süresi ve hızı olarak 20 dakika ve 30 dev/dak seçilmiş ve bütün kimyasal çöktürme deneylerinde bu süre ve hız kullanılmıştır.

Ozonlama prosesi ise sadece endüstri den alınan 3. numunede çalışılmış ve literatürde uygulanan bir ozon dozajı (1,4 gr/l-sa) ve süresi (20 dak) seçilmiştir.

Yukarıdaki kapsamda yapılan deneysel çalışmalarda aşağıdaki sonuçlara varılmıştır.

Fenton proses sonuçları:

- GA1 için optimum pH sıcaklık ve yavaş karıştırma süresi sırasıyla 3, 50 °C ve 20 dakika olarak belirlenmiştir. Bu optimum şartlar ve 200 mg/l FeSO₄ ile 400 mg/l H₂O₂ kullanıldığında %82 KOI giderimi ve %94 renk giderimi elde edilmiştir.
- GA2 için optimum koşullar GA1'den farklı olup pH sıcaklık ve YK süresini optimumları 4, 30 °C ve 20 dakika olarak elde edilmiştir. Bu optimum şartlarda GA2'nin arıtım için 300 mg/l FeSO₄ ve 800 mg/l H₂O₂ kullanıldığında %92 renk giderimi %75 KOI giderimi elde edilmiştir.
- GA3 üzerinde sadece FeSO₄/H₂O₂ molar oranı ve yavaş karıştırma süresi araştırılmış ve FeSO₄/H₂O₂ molar oranı olarak 0,0825, YK süresi için de 10 dakika optimum şartlar olarak belirlenmiştir.
- 100 mg/l RB5'in arıtımında optimum koşullar olarak pH sıcaklık ve YK süresi sırasıyla 3, 5, 40 °C ve 20 dakika olarak gözlenmiş ve bu optimum koşullarda 100 mg/l FeSO₄ ve 400 mg/l H₂O₂ kullanıldığında %86,4 KOI giderimi ve Pt-Co cinsinden >%99 renk giderimi elde edilmiştir. 200 mg/l konsantrasyonundaki RB5 çözeltisini arıtımında pH sıcaklık ve yavaş karıştırma süresi 3, 40 °C ve 20 dakika olarak gözlenmiş bu optimum koşullarda 225 mg/l FeSO₄ ve 1000 mg/l H₂O₂ kullanıldığında %84 KOI ve >%99 renk giderimi elde edilmiştir.
- RR'in artan konsantrasyonlarında pH ve sıcaklık optimumları değişmiş ve 3, 5 ve 50 °C olarak gözlenmiştir. Yavaş karıştırma süresi 100 mg/l için 15 dakika olarak belirlenirken bu süre 200 mg/l RR için 25 dakikaya çıkmıştır. Bu belirtilen optimum koşullarda 100 mg/l RR'in fenton prosesiyle arıtımında 150 mg/l FeSO₄ ve 300 mg/l H₂O₂ kullanıldığında %95 KOI giderimi ve >%99 renk giderimi elde edilmiştir. 200 mg/l RR'in fentonla arıtımında optimum koşullarda 250 mg/l FeSO₄ ve 1000 mg/l H₂O₂ kullanılmış ve sonuç olarak %94 KOI giderimi ve >99 renk giderimi elde edilmiştir.
- KSCN'nin optimum FeSO₄/H₂O₂ molar konsantrasyonu RB5 ve RR reaktif boyalarının 200 mg/l konsantrasyonları için seçilen optimum FeSO₄/H₂O₂ molar konsantrasyona göre aynı kalmıştır (FeSO₄/H₂O₂=0,0503). Optimum

FeSO₄ ve H₂O₂ konsantrasyonlarında pH sıcaklık ve yavaş karıştırmanın optimum değerleri sırasıyla 2,5, 30 °C ve 15 dakika olarak belirlenmiş ve bu optimumlarla KSÇ için yapılan fenton prosesinde renk gideriminde > %99, KCl gideriminde > %96 başarı sağlanmıştır.

Ki myasal çöktürme sonuçları:

GA2 numunesinde FeSO₄, alum ve FeCl₃ ile ki myasal çöktürme denenmiş FeSO₄ dışındaki diğer iki koagülantla yapılan ki myasal sonuçlarda istenilen arıtma sonuçlarına ulaşılmamıştır.

- FeSO₄ çöktürmesi pH 9 ve 9,5'te yapılmış ve her iki pH'da da artan FeSO₄ konsantrasyonları için KCl ve renk giderimlerinin arttığı sonucu elde edilmiştir.
- Alum ve FeCl₃ çöktürmelerinde sadece KCl bazında bir giderim elde edilirken renk giderimi gözlenmemiştir.
- GA2 üzerinde yapılan ki myasal çöktürme sonuçları dikkate alındığında FeSO₄ çöktürmesinin en optimum sonucu verdiği gözlemlenmiş ve GA3 atıksu numunesinde bu doğrultuda sadece FeSO₄ çöktürmesi uygulanmıştır.

GA3'te yapılan FeSO₄ çöktürmesi GA2 ile paralellikler göstermiş FeSO₄ konsantrasyonu artarken renk ve KCl giderimi de artmıştır.

Ozonlama sonuçları

- Ozonlama prosesi sadece GA3 üzerinde uygulanabilmiştir. Ozon dozajı olarak 1,4 g/l-saat seçilmiş ve bu seçilen dozajın literatürdeki değerlerin çok altında kaldığı gözlemlenmiştir (Kabdaşlı ve diğ., 1999; Sevinli ve Kınacı, 2001). Ozonlama süresi olarak 20 dakika belirlenmiş ve 2,5 dakikada bir alınan örnekler 0,45µm'lik filtre kağıdından süzülükten sonra renk ve KCl giderimine bakılmıştır. KCl giderimi olarak ozonlamanın iyi sonuçlar vermediği gözlemlenmiştir 20 dakika sonunda KCl sadece %41 oranında giderilmiştir. Renk giderimi ise KCl giderimine göre daha hızlı olmuş ve 15 dakika sonunda renk %89 oranında gitmiştir. 15 dakikadan sonra renk gideriminde bir değişiklik gözlenmemiş, %89 değerinde sabit kalmıştır.

Toksosite sonuçları

- GA2 de *Daphnia magna* ile yapılan toksite testlerinde giriş ham atıksuyu % 50 seyreltiyle % 100 toksik bulunurken bu endüstrinin alıcı ortama verdiği arıtma tesisi çıkış suyu % 50 seyreltmeyle % 20 toksik bulunmuştur. pH=3, 40 °C, YK süresi olarak 20 dakika ve FeSO₄/ H₂ O₂ oranı olarak 300/800 optimum değerleri uygulanarak yapılan fenton prosesiyle atıksuyun toksisitesi %50 seyrelti de %100 giderilmiştir.
- GA3 üzerinde *Daphnia magna* ile yapılan toksite testlerinde giriş ham atıksuyu ve arıtma tesisi çıkış suyu % 50 seyreltmeyle % 100 toksik bulunmuştur. pH=3, T= 40 °C, YK olarak 20 dakika ve FeSO₄/ H₂ O₂ oranı olarak 250/800 optimum değerleri uygulanarak yapılan fenton prosesiyle atıksuyun toksisitesi % 50 seyrelti de % 20 giderilirken pH, sıcaklık ve YK süresi aynı tutularak FeSO₄/ H₂ O₂ oranı 300/800'e getirildiğinde giriş atıksuyunun toksisitesi %50 seyrelti de %100 giderilmiştir.
- RB5 ve RRreaktif boyaları için *Daphnia magna* ile %50 seyreltiyle toksite sonuçlarına göre 50-100 mg/l konsantrasyonundan arasından itibaren toksitenin başladığı gözlenmiştir.

Gerek sentetik numuneler gerekse tekstil endüstrisi atıksuları üzerinde yapılan çalışmalar son yıllarda özellikle renk giderimi üzerine yoğunlaşmıştır. Bu çalışmada özellikle fenton proses ile yapılan kimyasal arıtılabilirlik çalışmaları sonuçlarının gösterdiği gibi renk giderimi KCl giderimine göre daha hızlı gelişmektedir. Renk parametresinin sadece estetik olarak değil ekotoksikolojik açıdan da deşarj limitleri arasına alınması gerektiği bu çalışma sonuçları ile bir kez daha vurgulanmaktadır.

KAYNAKLAR

- Al-Degs, Y, Khraisheh, M A M, Allen, S J and Ahmad, MN**, 2000 Effect of carbon surface chemistry on the removal of reactive dyes from textile effluent, *Wat. Res.*, **34** (3), 927-935
- APHA/ AWWA/ WPCF** 1998. Standart methods for the examination of water and wastewater, 20th edition, *American Public Health Association*, Washington DC
- Arambašić M B, Bjelić S and Gordona S**, 1999. Acute toxicity of heavy metal (copper, lead, zinc), phenol and sodium on *Alium cepa* L., *Lepidium sativum* L. and *Daphnia magna* St.: comparative investigations and the practical applications. *Wat. Res.*, **29** (2), 497-503.
- Arbuckle, WB and Aleman, J E**, 1992 Effluent toxicity testing using nitrifiers and mixtooxTM, *Wat Environ Res*, **64**(3), 263-267.
- Arıcı Y** 2000. Tekstil endüstrisinde reaktif boyar maddelerden kaynaklanan rengin fenton prosesi ile giderilmesi, *Yüksek Lisans Tezi*, İ. T. Ü Fen Bilimleri Enstitüsü, İstanbul
- Arslan, İ ve Balcıoğlu A I**, .2001 The effect of pre-ozonation on the H₂O₂/ UV- C treatment of raw and biologically pre-treated textile industry wastewater. *Fifth International Symposium on waste Management Problems in Agro Industries*, Shiga-Japan, 161-168.
- Arslan I., Bİ. Aknehmet, ve T. Tuhkanen**, 1999. Oxidative Treatment of Simulated Dyehouse Effluent UV And Near-UV Light- Assisted Fenton's Reagent , *Chemosphere*, **39** (15), 2767-2783.
- Arslan I., I. ve A Balcıoğlu**, 2001. Degradation of remazol black b dye and its simulated dyebath wastewater by advanced oxidation processes in heterogenous and homogeneous media, *Color. Tech.*, **117**, 38-42
- Balcıoğlu I. A, Arslan ve M.T. Sacan**, 2001. Homogeneous and heterogenous advance oxidation of two commercial reactive dyes, *Env. Tech.*, **22**, 813-822
- Behehti A, Schramm K W Attar A, Niederfellner J, and Kettrup A**, 1998 Acute aquatic toxicities of four musk xylene derivatives on *Daphnia magna*, *Wat Res.*, **32** (5), 1704-1707
- Benitez, E J, Beltran-Heredia, J, Gonzales, T and Pascual, A** 1993 Ozone treatment of methylene blue in aqueous solutions, *Chem Eng. Comm* **119**, 151-165
- Bennett, L E and Driks, M**, 1993. The evaluation of colour in natural waters, *Wat. Res.*, **27**(7), 1209-1218
- Beszedts S**, 1980. Ozonation to decolor textile effluents , *Am Dyestuff Rep.*, 69

- Chen, L C** 2000. Effect of factors and interacted factors on the optimal decolorization process of methyl orange by ozone, *Wat. Res.*, **34**(3), 974-982
- Choi, Y S and Cho, J. H,** 1996. Color removal from dye wastewater using vermiculite, *Env. Tech*, **17**, 1169-1180
- Churchley, J. H,** 1994. Removal of dye waste colour from sewage effluent – the use of a full scale ozone plant, *Wat. Sci. Tech.*, **30**, 3275-284
- Davis, R.J., Gainer, J. L., O'neal, G and Wu I.i.,** 1994. Photocatalytic decolorization of wastewater dyes, *Wat. Env. Res.*, **66**, 1
- Dulkadiroğlu, H, Doğruel S., Okutman, D, Kabadalı, I., Sözen, S ve Orhon, D,** 2001. Effect of chemical pre – and post- treatment on soluble residual cod in textile wastewater *Fifth International Symposium on waste Mangement Problems in Agro Industries*, Shiga-Japan, 81-88
- Duran, M, Demirer, N,** 1997. Suarıtımnda temel işlemler, TMMOB Çevre Mühendisleri Odası, Ankara
- El-Geundi, MS,** 1991. Colour removal from textile effluents by adsorption techniques, *Wat. Res.*, **25**, (3), 271-273
- Fort D.J and Stover.E L,** 1996 Long term whole effluent toxicity control interaction between industrial pretreatment and toxicity reduction evaluation program 51st *Purdue Industrial Waste Proceedings*, Ann Arbor Press, Inc., Chelsea, Michigan 48118
- Gaeher E ; Hermannutz E ; Oppermann W** 1994, Ozonation-an important technique to comply with new german laws for textile wastewater treatment, *Wat. Sci. Tech. Vol.*, **30**(3),. 255-263
- Gould J. P and Groff K A ,** 1987., Kinetics of ozonolysis of synthetic dyes , *Ozone Sci. Engineering* , **9**
- Göknil Hve Toröz İ.** 1984 Tekstil endüstrisi atıksularında kontrol ve kısıtlama esasları, *T.C Başbakanlık Çevre Misteşarlığı*
- Grau P ,**1991., Textile industry wastewaters treatment , *Wat. Sci. Tech.*, **24**, 97-103
- Green J. M and Sokol C,** 1985. Using ozone to decolor dyeing plant wastewater , *Am Dyestuff Rep*, **74**
- Guida M, Meric Pagano S, Fiorillo S, Iaccarino M, Melluso G, Goffi B and Pagano G** 2000. Tossicità dei reflui urbani sottoposti a chiariflocculazione o a trattamento biologico: determinazione mediante saggi suricci di mare e *Daphnia magna*. *Atti del Convegno Nazionale di Ecotossicologia*, Torino, 7luglio 45- 48
- Gulyas, H,** 1997. Processes for the removal of recalcitrant organics from industrial wastewaters, *Wat. Sci. Tech.*, **36**(2-3), 9-16
- Hao, Q.J., Shin, G.J., Lin, G.F., Jeng, F.T and Chen, Z.C,** 1996. Use of microtox tests for screening industrial wastewater toxicity. *18th Water Quality International '96 Biennial Conference and Exhibition* 23-28 June Singapore., 134-141.

- Hartman J. R., Weber A. S., Mitsuoto M. R. and Clifford R. L.**, 1987. Toxicity evaluation of persistent organic contaminant 42th. *Purdue University Industrial Waste Conference Proceedings*, Ann Arbor Press, Inc., Chelsea, Michigan 48118, 265-273.
- Huang Y. H., Chou S., Perng M. G., Huang G. H. and Cheng S. S.**, 1999. Case study on the bioeffluent of petrochemical wastewater by electro-fenton method, *Wat. Sci. Tech.*, **39**(10-11), 145-149
- IRSA CNR** 1977. Metodi analitici per le acque
- İnsel G., Demiray D., Doğruel S., Okutan D., Karahan Ö., Dulakdiroğlu H., Sözen S., Babuna F. B., Kabdaşlı I.**, 2000. Karbon gideren sistemlerin tasarına yönelik modellenmesi- Tekstil endüstrisi örneği. *İ. T. Ü. 7. Endüstriyel kirlenme sempozyumu*, İstanbul
- Jedele K.**, 1982. Entfaerbung von textilabwaessern *Deutsch-Türkisches Umweltschutz-Seminar*, 1982
- Kabdaşlı, I., Ömez, T. ve Tünay, O.**, 2001. The factors affecting colour removal from reactive dye bath by ozonation *Fifth International Symposium on waste Management Problems in Agro Industries*, Shiga-Japan, 89-96
- Kabdaşlı, I., Tünay, O., Artan, R. ve Orhon, D.**, 1995. Aclryc dyeing wastewater characterization and treatabilty, *3rd Intl. Conf. Appropriate Waste Mgm.*, Feb 25-26
- Kang S. H. and Chang H. M.**, 1997. Coagulation of textile secondary effluents with fenton's reagent, wastewater, *Wat. Sci. Tech.*, **36**(12), 215-222
- Kang Y. W. and Hwang K. Y.**, 2000. Effect of reaction conditions on the oxidation efficiency in the fenton process, *Wat. Res.*, **34**(10), 2786-2790
- Kitano, M.**, 1992. Updating of oecd guidelines for the testing of chemicals *Wat Sci Tech*, **25**(11), 465-472
- Kuo, W. G.**, 1992. Decolorizing dye wastewater with fenton's reagent, *Wat. Res.*, **26**(7), 881-886
- Li, X. Z. and Zhang, M.**, 1996. Decolorization and biodegradability of dyeing wastewater treated by a TiO₂-sensitized photo oxidation process, *Wat. Sci. Tech.*, **34**(9), 49-55
- Lim B. R., Hu, H. Y., Goto, N. and Fujie, K.**, 2001. Evaluation of oxidative treatment characteristics of chemical agents used in textile dyeing process, *Fifth International Symposium on waste Management Problems in Agro Industries*, Shiga-Japan, 147-152
- Lin, S. H. and Lin, C. M.**, 1992. Decolorization of textile waste effluents by ozonation, *J. Environmental Syst.*, 21
- Lin, S. H. and Lo, C. C.** 1997. Fenton process for treatment of desizing wastewater, *Wat. Res.*, **31**(8), 2050-2056
- Lin, S. H. and Lai, C. L.**, 2000. Kinetic characteristic of textile wastewater ozonation in fluidized and fixed activated carbon beds, *Wat. Res.*, **34**(3), 763-772

- Lin, S H and Peng, C H**, 1994. Treatment of textile wastewater by electrochemical method, *Wat. Res.*, **8**(2), 277-282
- Logue C, Koopman B, Brown G K and Hutton G**, 1989 Toxicity screening in a large, municipal wastewater system *Journal WPCF*, **61**(5), 632-640.
- Maggiolis, B D, Adams, V D and Middlebrooks, E J**, 2000. Degradation of ethylene glycol in photofenton systems, *Wat. Res.*, **34**(8), 2346-2354
- Mehrotra, R, Prasad, S and Srivastava, B K** 1995. Removal of colour from dye-house effluents by physico-chemical processes *3rd Intl. Conf. Appropriate Waste Management Tech. For Developing Countries*, Nagpur, Feb 25-26,
- Meriç Pagano, S**, 2002. Eysel atıksularda *Daphnia magna* (su pireleri) ile toksisite izleme, *Su Kirlenmesi Kontrolü Dergisi*, **12**, **1**, (baskıda)
- Meyer, V, Carlsson, F. H H and Oellermann, R A**, 1992. Decolourization of textile effluent using a low cost natural adsorbent material, *Wat. Sci. Tech.*, **26**(5-6), 1205-1211
- Morais, L C, Freitas, O M, Gonçalves, E P, Vasconcelos, L, T and Beça, C G G**, 1999. Reactive dyes removal from waste waters by adsorption on eucalyptus bark variables that define the process, *Wat. Res.*, (4), 979-988
- Nicolau, M and Hadjivassilis, I.**, 1992. Treatment Of Wastewater From The Textile Industry *Wat. Sci. Tech.*, **25**(1), 31-35
- O'Neill, C, Hawkes, F. R, Hawkes, D L, Esteves S And Wilcox S. J**, 2000. Anaerobic-aerobic biotreatment of simulated textile effluent containing varied ratios of starch and azo dyes, *Wat. Res.*, **34**(8), 2355-2361
- Orhon, D, Dulakıroğlu, H, Doğruel, S, Kabdaşlı, I, Sözen, S ve Germirli, Babuna, E**, 2001. Pre- and post- ozonation application in activated sludge systems for a textile mill effluent *Fifth International Symposium on Waste Management Problems in Agro Industries*, Shiga-Japan 169-176
- Panswad, T and Luangdilok, W**, 2000. Decolorization of reactive dyes with different molecular structures under different environmental conditions, *Wat. Res.*, **34**(17), 4177-4184
- Park, T J, Lee, K H, Jung, E J and Kim, C W**, 1999. Removal of refractory organics and color in pigment wastewater with fenton oxidation, *Wat. Sci. Tech.*, **39**(10-11), 189-192
- Rababah A A and Ashbolt N J**, 2000. Innovative production treatment hydroponic farm for primary municipal sewage utilisation, *Wat. Res.*, **34**(3), 825-834
- Rand, G M** 1995., Fundamentals of aquatic toxicology, effects, environmental fate, and risk assessment, second edition, Taylor & Francis.
- Sevinli, M E ve Kınacı, C**, 2001. Decolourization of textile wastewater by ozonation and fenton's reagent, *Fifth International Symposium On Waste Management Problems in Agro Industries*, Shiga-Japan, 105-112

- Schönberger, H**, 1994. Oxi dative behandlung von textilabwasser, in reduktion der abwasserbelastung in der textilindustrie, Umweltbundesamt, Berlin
- Sm der E H and Porter J. J** ,1974. Ozone treat ment of textile wastes,. *J. Wat. Pollut. Control Fed*, 46
- Solozenko, E G, Soboleva, N M and Goncharuk, V V**, 1995. Decolourization of azodye solutions by fenton's oxidation, *Wat. Res.*, **29**(9) ,2206-2210
- Tilche, A and Orhon, D**, 2000. Scientific basis of appropriate effluent standasrs for industrial wastewaters *Fifth international symposium on waste mangement problems in agro industries*, Shi ga-Japan, 113-122
- Tisler, T and Kondon, J. Z**, 1999. Toxicity evaluation of wastewater from phar maceutical industry to aquatic organism *Wat. Sci. Tech.*, **39**(10-11), 71-76
- Tonkes, M, Graaf, P J.F and Graans ma, J.**, 1999. Assessment of complex industrial effluents in the Net herlands using a whole effluent toxicity (or wet) approach *Wat. Sci. Tech.*, **39**(10-11), 55-61.
- Trevizo, C and N rmalakhandan, N** 1999 Prediction of microbial toxicity of industrial organic chemicals. *Wat. Sci. Tech.*, **39**(10-11), 63-69.
- Tünay O** 1984. 1984 Tekstil endüstrisi atıksularında kontrol ve kısıtlama esasları, *T. C Başbakanlık Çevre Müste şarlığı*
- Tünay, O, Kabdaşlı, I., Orhon D ve Ere mektar, G**, 1996. Colour removal from textile wastewater *Wat. Sci. Tech.*, **34**(11), 9-16
- Tzitz M; Vayenas D V. and Lyberatos G**, 1993, Pretreat ment of textile industry wastewaters with ozone , *Athen Proceedi ngs*,. 228-237, 1993
- Wangeng, Z, Zhihua Y and Li W**, 1996. Application of ferrous-hydrogen peroxide for the treat ment of h-acid manufaturing process wastewater, *Wat. Res.*, **30**(12) ,2949-2954
- Water Environment Federation**, 1981. Pretreatment of industrial wastes ,

ÖZGEÇMİŞ

Deniz Kaptan 1978 yılında Ankara’da doğdu. 1994 yılında İstanbul Vefa Poyraz Lisesi’nden mezun olduktan sonra 1995 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi Çevre Mühendisliği bölümünde lisans öğrenimine başladı. 2000 yılında buradaki lisans eğitimi 5.’likle tamamladıktan sonra İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı’nda yüksek lisans programına başladı ve halen Fen Bilimleri Enstitüsünde yüksek lisans eğitimi sürdürmektedir.