

**ENDÜSTRİYEL ATIKSULARDAN
KİMYASAL KOAGÜLASYON YÖNTEMİ İLE
BOR GİDERİMİ**

Zeynep KARCIOĞLU

**Y.Lisans Tezi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı
Yrd. Doç. Dr. M. Tolga YILMAZ
2009**

Her hakkı saklıdır

ATATÜRK ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Y.LİSANS TEZİ

**ENDÜSTRİYEL ATIKSULARDAN KİMYASAL
KOAGÜLASYON YÖNTEMİ İLE BOR GİDERİMİ**

Zeynep KARCIOĞLU

ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANABİLİM DALI

ERZURUM

2009

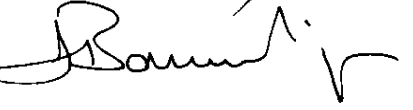
Her hakkı saklıdır

Yrd. Doç. Dr. M. Tolga YILMAZ danışmanlığında, Zeynep KARCIOĞLU tarafından hazırlanan bu çalışma ~~25.../08/2009~~ tarihinde aşağıdaki jüri tarafından. Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda Yüksek Lisans tezi olarak kabul edilmiştir.


Başkan : Prof. Dr. M. Muhtar KOCAKERİM

İmza : 

Üye : Prof. Dr.Recep BONCUKÇUOĞLU

İmza : 

Üye : Yrd. Doç. Dr. M. Tolga YILMAZ

İmza : 

Yukarıdaki sonucu onaylarım

Enstitü Müdürü

Prof.Dr. Ömer AKBULUT

ÖZET

Y.Lisans Tezi

ENDÜSTRİYEL ATIKSULARDAN KİMYASAL KOAGÜLASYON YÖNTEMİ İLE BOR GİDERİMİ

Zeynep KARCIOĞLU

Atatürk Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı

Danışman: Yrd. Doç. Dr. M. Tolga YILMAZ

Bor elementi ve bileşikleri, sularda ve toprakta yüksek konsantrasyonlarda bulduklarında insan ve çevreye zararlı etkilere neden olmaktadır. Bu nedenden dolayı bor ve bileşiklerinin çevrede müsaade edilen konsantrasyonlarda olması gerekmektedir. Bu çalışmada borun endüstriyel atık sulardan kimyasal koagülasyon yöntemi ile giderimi ve bu prosese etki eden çeşitli parametreler incelenmiştir. Çalışmalarda koagülant olarak alüminyum tuzlarından alüminyum sülfat, alüminyum nitrat, alüminyum klorür ve polialüminyum klorür (PACl) kullanılmıştır. Borun uzaklaştırılmasına başlangıç bor konsantrasyonunun, karıştırma hızının, çözeltinin başlangıç pH'sının ve koagülant maddenin cinsi ve dozajının etkileri incelenmiştir. Karıştırma hızının bor giderim verimini ekilemediği görülmüştür. Hızlı karıştırma hızı 120 dev.dak⁻¹ ve yavaş karıştırma hızı 30 dev.dak⁻¹ karıştırma hızları olarak denemelerde kullanılmıştır. Yukarıda bahsedilen parametreler arasında, kimyasal koagülasyon prosesine etki eden en önemli parametrenin pH olduğu görülmüştür. Proses süresince farklı koagülant maddeleri ve dozajları uygulanarak çözeltilerin çıkış pH'ları 7-9 arasındaki değerlerde olduğunda bor giderim veriminin en yüksek olduğu görülmüştür. Bunun nedeni Al(OH)₃ oluşumunun pH'nın 6,0-8,5 arasındaki değerlerde yüksek olmasıdır. Başlangıç bor konsantrasyonunun artması bor giderim verimini artırmaktadır. Koagülant maddenin cinsi ve dozajının yukarıda bahsedilen pH temelli olduğu farklı alüminyum tuzlarının giderim veriminde değişiklik olmadığı ve %35'lere kadar bor giderilebileceği görülmüştür. Polialüminyum klorürde ise incelenen bütün parametrelerin belirlediği optimum şartlarda, sentetik olarak hazırlanmış atık sulardan %78'in üzerinde bor giderilebileceği görülmüştür.

2009, 122 Sayfa

Anahtar Kelimeler: Bor, kimyasal koagülasyon, alüminyum tuzları, polialüminyum klorür ve giderim

ABSTRACT

MS Thesis

THE BORON REMOVAL FROM INDUSTRIAL WASTEWATER BY CHEMICAL COAGULATION METHOD

Zeynep KARCIOĞLU

Atatürk University
Graduate School of Natural and Applied Sciences
Department of Environmental Engineering

Supervisor: Asst. Prof. Dr. M. Tolga YILMAZ

Boron elements and compounds cause harmful effects to human being and environment when they exist at high concentration in water and soil. For this reason, it is necessary to have boron and its compounds within the allowed amount of concentrations for the environment. This study investigates boron removal from wastewater by chemical coagulation method and parameters which affect this process. Aluminium sulfate, aluminium nitrate and aluminium chloride which is from aluminium salts as the coagulant and polyaluminium chloride were used in the studies. The effects of solution of the initial pH, initial boron concentration, stir velocity, type and dosage of the coagulant substance were investigated for boron removal. It is observed that stir velocity isn't affected in the boron removal efficiency. The rapid mixing velocity of 120 dev.dak⁻¹ and the low mixing velocity of 30 dev.dak⁻¹ were used in experiments as a mixing velocity. It is observed that pH is the most important one amount the above mentioned parameters for chemical coagulation process. It is observed that the boron removal efficiency is the highest when the different coagulant substance and dosage were applied and the last pH's of solution were values between 7-9. The reason of this, the pH of Al(OH)₃ formation is high in values between 6,0-8,5. Increasing in the initial boron concentration increase the boron removal efficiency. That the type and dosage of the coagulant substance is based on pH in the above mentioned, in the removal efficiency of the different aluminium salts is not change, and the boron can be removal by 35's% has been observed. Under the optimum conditions defined by the above investigated parameters, polyaluminium chloride has been observed that more than 78% boron removal can be achieved from the synthetically prepared wastewater.

2009, 122 pages

Keywords: Boron, chemical coagulation, aluminium salts, polyaluminium chloride and removal

TEŞEKKÜR

Bu çalışma, Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümünde yüksek lisans tezi olarak yapılmıştır.

Söz konusu bu çalışmanın gerçekleşmesinde maddi ve manevi her türlü desteğini esirgemeyen, karşılaştığım problemlerin çözümünde yardımcı olan ve bilimsel alanda yol gösteren Sayın hocam Prof. Dr. Recep BONCUKCUOĞLU'na sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Çalışma konusunun seçiminden bitimine kadar yol gösteren ve fikir alışverişinde bulunduğum danışmanım Sayın Yrd. Doç. Dr. M. Tolga YILMAZ'a çok teşekkür ederim. Ayrıca, çalışmamın başından sonuna kadar bilimsel katkıda bulunan ve maddi manevi desteğini her zaman arkamda hissettiğim değerli hocam Sayın Yrd. Doç. Dr. A. Erdem YILMAZ'a da çok teşekkür ederim.

Çalışmamın ortaya çıkmasında ilgi ve desteklerini gördüğüm tüm bölümdeki hocalarıma, mesai ve laboratuvar arkadaşlarıma da teşekkürü bir borç bilirim.

Hayatımın her devresinde ilgi ve sabırlarını benden esirgemeyen, hep özveride bulunan, sürekli en iyiyi yapmam konusunda teşvik eden ve bana her konuda maddi manevi destek olan aileme sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Zeynep KARCIOĞLU

Ağustos, 2009

İÇİNDEKİLER

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xiv
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELER.....	3
2.1. Borun Tarihçesi.....	5
2.2. Türkiye’deki Bor Yatakları.....	6
2.2.1. Kırka borat yatakları.....	6
2.2.2. Emet borat yatakları.....	7
2.2.3. Bigadiç borat yatakları.....	7
2.2.4. Kestelek kolemanit yatakları.....	8
2.3. Borun Kullanım Alanları.....	8
2.4. Bor Bileşikleri.....	13
2.5. Borun Çevreye Olan Etkisi.....	15
2.5.1. İçme ve kullanma sularındaki bor.....	16
2.5.2. Hayvan sulaması için kullanılan sulardaki bor.....	17
2.5.3. Su ürünleri için kullanılan sulardaki bor.....	18
2.5.4. Sulama sularındaki bor ile bitki ilişkileri.....	19
2.6. Endüstriyel Atık Sularda Bor Giderim Yöntemleri.....	22
2.7. Kimyasal Koagülasyon Prosesi.....	22
2.7.1. Su ortamlarındaki kolloid parçacıklar.....	23
2.7.2. Kolloidlerin özellikleri.....	24
2.7.3. Yüzey yükünün düşürülmesi.....	26
2.7.4. Elektriksel çift tabaka.....	27
2.7.5. Kolloidal tanelere etkiyen kuvvetler.....	28
2.7.6. Kolloidin stabilitesinin bozulması (Destabilizasyon).....	29

2.7.7. Koagülasyon çeşitleri.....	31
2.7.8. Koagülantların özellikleri.....	31
2.7.9. Koagülant yardımcıları.....	33
2.8. Flokülasyon.....	34
2.9. Konu İle İlgili Yapılmış Çalışmalar.....	35
3. MATERYAL ve METOD.....	41
3.1. Materyallerin Temini ve Hazırlanması.....	41
3.2. Deneysel Ekipman.....	41
3.3. Metod.....	43
3.3.1. Bor Analizi.....	43
4. ARAŞTIRMA BULGULARI.....	44
4.1. Alüminyum Sülfat ile Yapılan Denemeler.....	44
4.1.1. Karıştırma hızının giderim verimi üzerine etkisi.....	44
4.1.2. pH optimizasyonu.....	46
4.1.3. Koagülant dozajı optimizasyonu.....	52
4.2. Alüminyum Nitrat ile Yapılan Denemeler.....	63
4.2.1. Karıştırma hızının giderim verimi üzerine etkisi.....	63
4.2.2. pH optimizasyonu.....	64
4.2.3. Koagülant dozajı optimizasyonu.....	69
4.3. Alüminyum Klorür ile Yapılan Denemeler.....	81
4.3.1. Karıştırma hızının giderim verimi üzerine etkisi.....	81
4.3.2. pH optimizasyonu.....	82
4.3.3. Koagülant dozajı optimizasyonu.....	88
4.4. Polialüminyum Klorür ile Yapılan Denemeler.....	99
4.4.1. pH optimizasyonu.....	99
4.4.2. Koagülant dozajı optimizasyonu.....	103
5. TARTIŞMA ve SONUÇ.....	116
KAYNAKLAR.....	120
ÖZGEÇMİŞ.....	123

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1.	Su ortamlarında görülen kolloid parçacıkların boyutları.....	24
Şekil 2.2.	Yüklü partiküller.....	26
Şekil 2.3.	Yüksüz partiküller.....	26
Şekil 2.4.	Negatif ana yüklü kolloidal bir tane etrafındaki çeşitli tabakalar ve yük diyagramı.....	27
Şekil 2.5.	Alüminyumun ortam pH'sına bağlı olarak çözünme diyagramı (Jiang <i>et al.</i> 2002).....	33
Şekil 3.1.	Kimyasal koagülasyon prosesinin deneysel sisteminin şematik görünüşü.....	42
Şekil 4.1.	Farklı karıştırma hızı parametresinin sistem değişkenleri üzerine etkisi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	45
Şekil 4.2.	Farklı karıştırma hızı parametresinin çözeltilerin başlangıç pH'ları üzerine etkisinin incelenmesi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	46
Şekil 4.3.	Farklı başlangıç pH'larda farklı alüminyum sülfat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	47
Şekil 4.4.	Farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	48
Şekil 4.5.	Farklı başlangıç pH'larda farklı alüminyum sülfat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	48
Şekil 4.6.	Farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	49
Şekil 4.7.	Farklı başlangıç pH'larda farklı alüminyum sülfat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	50

Şekil 4.8.	Farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	51
Şekil 4.9.	Farklı bor konsantrasyonlarında başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	52
Şekil 4.10.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	53
Şekil 4.11.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)	54
Şekil 4.12.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	55
Şekil 4.13.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	56
Şekil 4.14.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	57
Şekil 4.15.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	58
Şekil 4.16.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	59
Şekil 4.17.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	60
Şekil 4.18.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi	

	ile değişimin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	60
Şekil 4.19.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	61
Şekil 4.20.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	62
Şekil 4.21.	Farklı karıştırma hızı parametresinin sistem değişkenleri üzerine etkisi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	63
Şekil 4.22.	Farklı karıştırma hızı parametresinin çözeltilerin başlangıç pH'ları üzerine etkisinin incelenmesi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	64
Şekil 4.23.	Farklı başlangıç pH'larda farklı alüminyum nitrat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	65
Şekil 4.24.	Farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	66
Şekil 4.25.	Farklı başlangıç pH'larda farklı alüminyum nitrat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	66
Şekil 4.26.	Farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	67
Şekil 4.27.	Farklı başlangıç pH'larda farklı alüminyum nitrat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	68
Şekil 4.28.	Farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	69
Şekil 4.29.	Farklı bor konsantrasyonlarında başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat	

	koagülant dozajı).....	70
Şekil 4.30.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	71
Şekil 4.31.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	72
Şekil 4.32.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	73
Şekil 4.33.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	74
Şekil 4.34.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	75
Şekil 4.35.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	76
Şekil 4.36.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	77
Şekil 4.37.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	78
Şekil 4.38.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	78
Şekil 4.39.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	79

Şekil 4.40.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	80
Şekil 4.41.	Farklı karıştırma hızı parametresinin sistem değişkenleri üzerine etkisi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	81
Şekil 4.42.	Farklı karıştırma hızı parametresinin çözeltilerin başlangıç pH'ları üzerine etkisinin incelenmesi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	82
Şekil 4.43.	Farklı başlangıç pH'larda farklı alüminyum klorür dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	83
Şekil 4.44.	Farklı alüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	84
Şekil 4.45.	Farklı başlangıç pH'larda farklı alüminyum klorür dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	85
Şekil 4.46.	Farklı alüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	86
Şekil 4.47.	Farklı başlangıç pH'larda farklı alüminyum klorür dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu)....	87
Şekil 4.48.	Farklı alüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	87
Şekil 4.49.	Farklı bor konsantrasyonlarında başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	88
Şekil 4.50.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	89
Şekil 4.51.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının	

	bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	90
Şekil 4.52.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	91
Şekil 4.53.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	92
Şekil 4.54.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	93
Şekil 4.55.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	94
Şekil 4.56.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	95
Şekil 4.57.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	96
Şekil 4.58.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	96
Şekil 4.59.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	97
Şekil 4.60.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	98
Şekil 4.61.	Farklı başlangıç pH'larda farklı polialüminyum klorür dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	99

Şekil 4.62.	Farklı polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	100
Şekil 4.63.	Farklı başlangıç pH'larda farklı polialüminyum klorür dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	100
Şekil 4.64.	Farklı polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	101
Şekil 4.65.	Farklı başlangıç pH'larda farklı polialüminyum klorür dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu)....	102
Şekil 4.66.	Farklı polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu).....	103
Şekil 4.67.	Farklı bor konsantrasyonlarında başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	104
Şekil 4.68.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	105
Şekil 4.69.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	106
Şekil 4.70.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	107
Şekil 4.71.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	108
Şekil 4.72.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	109

Şekil 4.73.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	110
Şekil 4.74.	Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	111
Şekil 4.75.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	112
Şekil 4.76.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,25 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	112
Şekil 4.77.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	113
Şekil 4.78.	Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (1 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı).....	114
Şekil 5.1.	Sulu ortamda pH'ya bağlı olarak borat iyonlarının değişimi (Yılmaz 2009).....	118

ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 2.1.	Bor elementinin fiziksel ve kimyasal özellikleri.....	4
Çizelge 2.2.	Borun kullanım alanları ve yerleri.....	11
Çizelge 2.3.	Ticari öneme sahip başlıca bor mineralleri.....	13
Çizelge 2.4.	Büyük ölçüde tüketilen bor bileşikleri.....	15
Çizelge 2.5.	Borlu bileşiklerin balıklara etkisi.....	18
Çizelge 2.6.	Çeşitli bitkilerin sulama suyundaki bora karşı dayanıklılıkları....	20
Çizelge 2.7.	Sulama sularının bor konsantrasyonuna göre sınıflandırılması.....	21
Çizelge 2.8.	Sulama suyu standartlarında bor değerleri.....	22
Çizelge 2.9.	Çökeltme Hızları, 20 ⁰ C için	25
Çizelge 3.1.	Koagülasyon ve flokülasyon deneylerinde kullanılan parametreler	42
Çizelge 4.1.	Farklı hızlı karıştırma parametresinde çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı).....	45
Çizelge 4.2.	250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	47
Çizelge 4.3.	500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi	49
Çizelge 4.4.	1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi	50
Çizelge 4.5.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,1 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi	55
Çizelge 4.6.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,25 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç	

	pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	56
Çizelge 4.7.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi	57
Çizelge 4.8.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 1 g.L ⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	58
Çizelge 4.9.	Farklı hızlı karıştırma parametresinde çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı).....	63
Çizelge 4.10.	250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	65
Çizelge 4.11.	500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi	67
Çizelge 4.12.	1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi	68
Çizelge 4.13.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,1 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	73
Çizelge 4.14.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,25 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi	74
Çizelge 4.15.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi	75
Çizelge 4.16.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 1 g.L ⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	76

Çizelge 4.17.	Farklı hızlı karıştırma parametresinde çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimi (500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı).....	81
Çizelge 4.18.	250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	83
Çizelge 4.19.	500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	85
Çizelge 4.20.	1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	87
Çizelge 4.21.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,1 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	91
Çizelge 4.22.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,25 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	92
Çizelge 4.23.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,5 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	93
Çizelge 4.24.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 1 g.L ⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	94
Çizelge 4.25.	250 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	99
Çizelge 4.26.	500 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	101
Çizelge 4.27.	1000 mg.L ⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı	

	polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	102
Çizelge 4.28.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,1 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	107
Çizelge 4.29.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,25 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	108
Çizelge 4.30.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,5 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	109
Çizelge 4.31.	Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 1 g.L ⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi.....	110

1. GİRİŞ

Endüstriyel gelişim sürecine bağlı olarak mevcut sanayi tesislerine hergün birçok yeni sanayi tesisleri eklenmektedir. Gelişen sanayi dallarına bağlı olarak da çeşitli kirleticiler yaşamımız için vazgeçilmez olan hava, su ve toprak ekosistemleri üzerine etkisini artırmaktadır. Bu açıdan çevrede kirliliğe sebep olan sanayi kirleticilerin türünün, konsantrasyonunun, kirleticilerin kendi arasında etkileşiminin sonucu olarak ortaya çıkan problemlerin çözümünün zorluğunu doğurmaktadır. Bundan dolayıdır ki, her sanayi kirliliğinin çevreye hiç veya en az zarar verecek şekilde kaynağında etkili ve yeni teknolojiler kullanılarak artırılması gerekmektedir. Çevre kirliliğine neden olan endüstri dalları arasında büyük stratejik öneme sahip olan bor endüstrisi ve bor bileşiklerine dayalı endüstriyel kuruluşlarda yer almaktadır.

Bor elementi, seramikten deterjan üretimine, kâğıt ve plastik üretiminden kozmetik ürünlerine kadar hemen hemen 250'den fazla endüstri dalında kullanılmaktadır. Çok geniş bir kullanım alanına sahip olması ve bu alanlarda tüketiminin giderek artması bor ve bor endüstrisinin önemini artırmıştır. Bor, toprağın yapısında ve bitkilerde eser miktarda bulunmasına rağmen yoğun olarak dünyada yalnızca birkaç coğrafi bölgede bulunmaktadır. Bu coğrafi bölge dağılımında en önemli payı, dünya bor mineralleri rezervlerinin yaklaşık %72'sine sahip olan ülkemiz almaktadır.

Ülkemizde bor bileşiklerinin üretimi Eti Maden A.Ş.'nin Bandırma ve Kırka müesseselerinde yapılmaktadır. Bu fabrikalarda yıllık üretilen bor bileşikleri yaklaşık 1.320.000 ton civarındadır. Bu tesislerde bor cevherlerinden borik asit, rafine boraks dekahidrat, rafine boraks pentahidrat, ham susuz boraks, rafine susuz boraks ve sodyumperborat monohidrat ve sodyumperborat tetrahidrat gibi mamuller elde edilmektedir. Boraks üretimi sırasında atılan ve boraks şlamı olarak bilinen katı-sıvı karışım, borik asit üretimi sırasında oluşan sıvı atık ve sodyumperborat üretimi esnasında oluşan sıvı atıklar bu endüstriden kaynaklanan sıvı atıklardır. Bu atıklarda oldukça yüksek oranlarda bor bulunmaktadır. Bu tesislerde oluşan atıklar bir kanalda

birleştirilerek tesis yakınındaki, suni olarak inşa edilmiş bir gölete verilmektedir. Bu gölette toplanan borlu atık sular, yeraltına sızarak ve yağmur suları ile yüzey sularına karışarak hem yeraltı sularının hem de yüzey sularının kirlenmesi riskini artırmaktadır.

Bor ve bileşiklerinin sularda ve toprakta belirli bir konsantrasyonda bulunmasının canlılara olan faydalarının yanında, bu konsantrasyonun üzerinde bulunmasının insan, hayvan ve bitkilere zararlı etkileri olduğu tespit edilmiştir. Bu da yüksek konsantrasyonlarda bor içeren sularda ve bor endüstrisi atık sularında bulunan borun giderimini gündeme getirmektedir.

Çeşitli endüstri dallarından kaynaklanan atık sularda bulunan borun gerek ekonomik değerinden dolayı geri kazanım şeklinde; gerekse çevreye vereceği zararlardan dolayı giderimi şeklinde alıcı ortama deşarj edilmesinden önce atık sulardan uzaklaştırılması gerekir. Fakat günümüzde atık sulardan borun uzaklaştırılması için kullanılan basit bir yöntem yoktur. Borlu sular antiseptik özelliklerinden dolayı, konvansiyonel biyolojik arıtım yöntemlerinin bor gideriminde etkisiz olduğu tespit edilmiştir. Atık sulardan borun uzaklaştırılması için ileri arıtım yöntemlerinin kullanılması gerekmektedir. Kil, toprak ve diğer materyallerle borun adsorpsiyonu üzerine pek çok çalışma yapılmıştır. Bununla birlikte iyon değişimi yöntemi ve filtrasyon tekniklerinin kullanımı ile bor giderimi üzerine etkili sonuçlar alınan birçok çalışma yapılmıştır. Elektrokimyasal arıtım yöntemleri ile yüksek verimlilikte bor gideriminin gerçekteştirildiği yapılan çalışmalar neticesinde bilinmektedir.

Bu çalışmanın amacı, yüksek konsantrasyonlarda bor içeren atık sulardan kimyasal koagölasyon yöntemi ile bor giderimi verimine etki eden parametrelerin belirlenmesidir. Çalışmalarda endüstriyel atık sularda bulunan bor miktarına eşdeğer miktarlarda bor ihtiva eden suni olarak hazırlanmış atık sular kullanılmıştır. Bu atık sular boraks dekahidrat bileşiğinden hazırlanmıştır. Kimyasal koagölasyon yöntemi ile optimum bor giderimine başlangıç bor konsantrasyonu, çözeltilinin başlangıç pH'sı, karıştırma hızı ve çeşitli koagölant türleri ve konsantrasyonlarının etkileri incelenmiştir.

2. KURAMSAL TEMELLER

Bor, periyodik cetvelin ikinci periyodunun 3A grubundadır ve atom numarası 5'dir. Borun B¹⁰ ve B¹¹ olmak üzere iki kararlı izotopunun var olduğu bilinmektedir. Tabii karışım, %18.83 oranında kütle numarası 10 olan bor ve %81.17 oranında kütle numarası 11 olan bor içerir. Yerkabuğunun yapısında %0.001 oranında bulunan borun atom ağırlığı 10.82, özgül ağırlığı 2.84, ergime noktası ise 2300⁰C'dir. Bor tabiatta serbest olarak bulunmaz. Bileşiklerden elde edilen bor ise iki farklı şekilde olabilir; birincisi kristal halde parlak siyah renkli ve sert olan, ikincisi amorf halde yeşilimsi sarı renkli, tatsız ve kokusuz toz haldeki bordur. Tabiatta en fazla rastlanan bor bileşikleri borun sodyum ve kalsiyumla teşkil ettiği tuzlar ve borik asittir (Alkan 1985).

Borun, çeşitli metal veya ametal elementlerle yaptığı bileşiklerin gösterdiği farklı özellikler, endüstride birçok bor bileşiğinin kullanılmasına olanak sağlamaktadır. Bor, bileşiklerinde ametal gibi davranır, ancak, farklı olarak saf bor, karbon gibi elektrik iletkenidir. Kristalize bor görünüm ve optik özellikleri açısından elmasa benzer ve neredeyse elmas kadar serttir.

Borun ayrı bir element olarak keşfi 1808 de Fransa'da Gay-Lussac, İngiltere'de Sir Humprey Davy tarafından aynı zamanda olmuştur. Bu bilim adamları elementel saf boru da elde etmişlerdir.

Bor birçok toprak ve bitkide eser miktarda geniş şekilde dağılmış ise de yoğun bir şekilde sadece bir kaç coğrafi bölgede bulunur. Bor mineralleri bileşimlerinde bulunan magnezyum, sodyum ve kalsiyum gibi metallerin oranlarına, içerdikleri su miktarına ve kristal yapılarına göre değişik isimler alırlar. 200'den fazla bilinen bor minerali olmasına rağmen, ekonomik değeri olan ve geniş şekilde yararlanılan bor mineralleri birkaç tanedir (Şahin 1996). Çizelge 2.1'de bor elementinin fiziksel ve kimyasal özellikleri de verilmektedir (Yılmaz 2009).

Çizelge 2.1. Bor elementinin fiziksel ve kimyasal özellikleri

Atomik Yapısı:	Kimyasal Özellikler:
<ul style="list-style-type: none"> + Atomik Çapı: 1.17Å + Atomik Hacmi: 4.6cm³/mol + Kristal yapısı: Rhombohedral + Elektron Konfigürasyonu: 1s² 2s²p¹ + İyonik Çapı: 0.23Å + Elektron Sayısı (yüksüz): 5 + Nötron Sayısı: 6 + Proton sayısı: 5 + Valans Elektronları: 2s²p¹ 	<ul style="list-style-type: none"> + Elektrokimyasal Eşdeğer: 0.1344g/amp-hr + Elektronegativite (Pauling): 2.04 + Füzyon Isısı: 50.2kJ/mol +İyonizasyon potansiyeli: <ul style="list-style-type: none"> - Birinci: 8.298 - İkinci: 25.154 - Üçüncü: 37.93 + Valans elektron potansiyeli (-eV): 190
Fiziksel özellikler:	
<ul style="list-style-type: none"> + Atomik Kütlesi: 10.811 + Kaynama Noktası: 4275K-4002⁰C + Termal Genleşme Katsayısı: 0.0000083cm/cm/⁰C (0⁰C) + Kondüktivite: <ul style="list-style-type: none"> - Elektriksel: 1.0E⁻¹² 10⁶/cm Ω - Termal: 0.274 W/cmK + Yoğunluk: 2.34g/cc @ 300K + Görünüş: Sarı-Kahverengi ametallik kristal + Elastik Modülü: - Bulk: 320/GPa + Atomizasyon Entalpisi: 573.2 kJ/mole + Füzyon Entalpisi: 22.18 kJ/mole 	<ul style="list-style-type: none"> + Buharlaşma Entalpisi: 480 kJ/mole + Sertlik: <ul style="list-style-type: none"> - Mohs: 9.3 - Vickers: 49000 MN m⁻² + Buharlaşma Isısı: 489.7kJ/mol + Ergime Noktası: 2573K 2300⁰C 4172⁰F + Molar Hacmi: 4.68 cm³/mole + Fiziksel Durumu: (20⁰C & 1atm): Katı + Spesifik Isısı: 1.02J/gK + Buhar Basıncı: 0.348Pa@2300⁰C

2.1. Borun Tarihçesi

Bor bileşikleri çok eski zamanlardan beri bilinmekte ve kullanılmaktadır. Mısır ve Mezopotamya uygarlıklarının bazı hastalıkların tedavisinde ve ölümlerin mumyalanmasında boraks kullandıkları bilinmektedir (Alkan 1985). M.Ö. 800 yıllarında Çinliler boru porselen cilası olarak kullanmışlardır. Babilliler Himalyalardan getirip altın işlemede kullandıkları kristallerin boraks olduğu tahmin edilmektedir. M.Ö. I. yüzyılda Roma imparatorlarından Caligula ve Neron'un gladyatör savaşlarında arena tabanına antiseptik etkisinden dolayı boraks serptirdikleri söylenir (Boncukcuoğlu 1993). Modern boraks endüstrisi 13. yüzyılda Marko Polo tarafından, boraksın Tibet'ten Avrupa'ya getirilmesiyle başlar. On sekizinci yüzyıl ortalarında İtalya'nın Toskana bölgesinde sıcak suların borik asit elde edilmiştir. Daha sonra 1852'de endüstriyel anlamda ilk boraks madenciliği başlamıştır. 1864'de Kaliforniya'daki tuzlu göllerde borun varlığı tespit edilmiş ve üretime geçilmiştir (Alkan 1985). Uzun süreler böcek, mikrop öldürücü ve yara kurutucu nitelikleri yüzünden insanlara da uygulanmış olup, sonraları yerini yeni ilaçlara bırakmıştır. Günümüzde pudraya %5, ağız ve diş temizleyicilerine %0,5 kadar ve bazı merhemlerle, koku gidericilerine belli oranlarda katılmaktadır.

Türkiye'de borun tarihi Romalılara kadar uzanır. İlk madencilik 1861 yılında Fransız Compaine Industrielle des Mazures tarafından yapılmaya başlanmıştır. Bu şirketin işletme hakkı 1883 yılında Osmanlı devletince kaldırılmıştır. İngiliz ve İtalyan ortak şirketi Cove-Hanson 1887 yılında işletmeye başlamış, bu şirket daha sonra Borax Consolidated Ltd. Şirketine dönüştürülmüştür. Bütün yabancı şirketler 1941'de devletleştirilmiş, ancak Borax Consolidated Ltd. Şirketi varlığını sürdürmüştür. 1935 yılında kurulan M.T.A. ve Etibank tarafından yapılan aramalar neticesinde 1951 yılında Bigadiç'te , 1956 yılında Emet'te yeni bor yatakları bulunmuştur. 1958 yılında Emet, 1968 yılında Kırka bor yatakları, 1979 yılında da Bigadiç bor madenleri Etibank'a devredilmiştir (Göncü 1982).

2.2. Türkiye'deki Bor Yatakları

Türkiye'deki bor yataklarından kısaca söz etmek gerekirse; bilinen borat yatakları Batı Anadolu'da bulunmaktadır. Bu geniş coğrafya biraz daraltılırsa, yatakların Marmara Denizi güneyinden doğu-batı doğrultusunda yaklaşık 300 km'lik, kuzey-güney yönünde de 150 km'lik bir alanın içinde bulunan Bigadiç, Sultançayırı, Kestelek, Emet ve Kırka bölgelerinde yoğunlaştığını görülür (Yalçın 1991). Bu yataklardan Sultançayırı Türkiye'nin en eski borat yatağıdır. Neojen dönemden kalma istif yüksekliği 750 m. bulan tortullar içeren yatak, 1954'te rezervin bittiği gerekçesiyle kapatılmıştı. Ancak bunun yabancı şirketlerin yaydığı bir yalan olduğu ortaya çıkarılmıştı. Borat yataklarındaki tortullar genellikle devingen bir dönemsellik gösteren kurak ve yarı kurak iklim koşullarında, yer yer bağımsız, ama birbirleriyle çeşitli bağlantıları da olan havzalarda depolanmıştır. Borat yataklarının kayaç yapısı ise, yatağa göre çeşitli farklılıklar sergilemesine karşın, genellikle çakıltaşı, kumtaşı, kiltası, tuf, tüfit, marn ve kireçtaşı ara katmanlarıyla şekillenir.

2.2.1. Kırka borat yatakları

Ankara'nın 240 km batısında Eskişehir ili sınırları içerisindedir. Yataklar Neojen tortuları arasında yer almaktadır. Miosen'de mevcut göl ortamlarına volkanik faaliyetler neticesinde fay zonalarından gelen hidrotermal çözeltilerin; ortamın fizikokimyasal koşulları altında çökerek boratları oluşturduğu sanılmaktadır. Boratlar kil, tuf ve marn ile ara katlı olup, kireçtaşı borat merceklerinin altında ve üstünde bulunur. Yatağın sondajlarla kesilen kalınlıkları 2-150 m arasında değişmekte olup, ortalama 70 metredir.

Yataktaki başlıca bor mineralleri tinkal, kolemanit ve üleksittir. Bu minerallere ilaveten yatakta tinkalkonit, tünelit, kurnakovit, inyoit, meyerhofferit ve hidroborasit mineralleri de oluşmuştur. Boraks konsantrasyonunun en yüksek olduğu yer, yatağın merkezi olan Sarıkaya'dır. Boraks, 1mm - 1cm iriliğinde sübhedral ve anhedral kristaller halindedir.

Yatağın kenar kesimlerinde ana mineraller üleksittir ve genellikle lifli, masif yapıdadır. Kolemanit, yatağın alt ve üst kısımlarında yumrular ve "geod"lar halinde bulunur.

Yatakta birbirine tedricen geçim gösteren ve boraks kristalleri ile killerin yer değiştirmesine göre sınıflandırılan 3 tip cevhere rastlanmaktadır; bantlı cevher, bileşik cevher yeşilimsi, sarımsı ve kahverenginin değişik tonlarında, camsı cevher saydam, beyaz renkte olup tuz görünümündedir. Kırka boraks yatağı dünyanın en büyük rezervine sahip olup, toplam rezerv 520 milyon ton dolayındadır. Yatağın ortalama B_2O_3 tenörü %24.7'dir (Yılmaz 2004).

2.2.2. Emet borat yatakları

Kütahya ili sınırları içinde, Kırka ve Bigadiç cevherleşme zonları arasında yer almaktadır. Cevher yatakları, orta Oligosen'de playa göllerinin çamurları içinde oluştuğu belirtilmektedir. Bor mineralleri; marn, volkanik tuf ve killerle ara katlı olarak iki sedimanter havzadan oluşmuşlardır. Bölgedeki başlıca borat zonaları; Hisarcık, Espey, Killik ve Hamamköy yörelerindedir. Yataklarda en çok bulunan bor minerali kolemanit olduğundan, ticari açıdan kolemanit yatakları olarak adlandırılırlar. Kolemanit çoğunlukla yumrular halinde cevherleşmiştir. Küçük yumrular küresel, iri yumrular ise ovoiddir. Yataklarda yan bor mineralleri olarak meyerhofferit, üleksit, tunelit, terugit, hidroborasit ve veatcit görülür. Emet borat yataklarının toplam rezervi 345 milyon ton dolayındadır. Ortalama B_2O_3 tenörü %40'dır (Yılmaz 2004).

2.2.3 Bigadiç borat yatakları

Yataklar, Balıkesir ili Bigadiç ilçesinin kuzey doğusunda yer almaktadır. Bigadiç borat havzası yaşlı neojen tektonik bir gölün kapladığı alandır. Yataklarda; marn, borat, kil ve tuf ardışık dizilmişlerdir. Boratlar 1-3 m kalınlıkta tabakalar halinde killer arasında yer alır. Başlıca mineraller kolemanit ve üleksittir. Kolemanit yataklarındaki arsenik oranı çok düşüktür ki bu özellik cevherin önemini artırmaktadır. Bu yatakların rezerv

durumu; Kolemanit için toplam 58 milyon ton (ortalama tenörü %30 B₂O₃) ve üleksit için 11 milyon ton (ortalama tenörü %30 B₂O₃) olarak bilinmektedir (Yılmaz 2004).

2.2.4. Kestelek kolemanit yatakları

Bursa ili'nin Mustafa Kemal Pasa ilçesinin güney doğusunda yer almaktadır. Yatak, klasik Neojen sedimantasyonunda oluşmuştur. Neojen tortuların kalınlığı yer yer volkanitlerle ve genç alüvyonlarla örtülmüştür. Boratlı katmanlar, kil-marn tuf serisi içinde oluşmuştur. Killerle ayrılmış üç boratlı katman vardır. Bu katmanlarda boratlar kolemanit yumruları biçimindedir. Yumruların büyüklükleri bir kaç cm.den 80-100 cm.ye kadar değişir. Başlıca bor minerali kolemanit olup, hidroborasit, probertit, meyerhafferit ve üleksit yan mineraller olarak görülür. Yatak ortalama %29,4 B₂O₃ tenörlü olup toplam 7 milyon ton rezervi vardır (Yılmaz 2004).

2.3. Borun Kullanım Alanları

Bor elementi, seramikten deterjan üretimine, kâğıt ve plastik üretiminden kozmetik ürünlerine kadar hemen hemen 250'den fazla endüstri dalında kullanılmaktadır. Çok geniş bir kullanım alanına sahip olması ve bu alanlarda tüketiminin giderek artması bor ve bor endüstrisinin önemini artırmıştır. Bor ve bor bileşiklerinin son zamanlarda ileri teknolojik gelişmelerde ki; bunların arasında otomobil endüstrisinde yakıt olarak ve nükleer güç tesislerinde moderator ve soğutucu olarak kullanılması bu elemente ve bileşiklerine stratejik değerler kazandırmıştır.

Hafifliği, gerilmeye olan direnci ve kimyasal etkilere dayanıklılığı sebebiyle; plastiklerde, sanayi elyafı üretiminde, lastik ve kâğıt endüstrisinde kullanılmaktadır. Camın ısıyla genleşmesini önemli ölçüde indirgediği, camı aside ve çizilmeye karşı koruduğu, titreşim, yüksek ısıya ve ısı şoklarına karşı dayanıklılığı sağladığı için ısıya dayanıklı cam gereçleri ve elektronik ve uzay araştırmalarında kullanılacak üstün nitelikli camların üretiminde de önemli yeri vardır. Bazı bor bileşikleri yüksek sertlik

derecesine sahiptir. (Mohr skalasına göre sertlik derecesi 9-elmasınki 10). Bu sebeple, aşındırıcı ve ışık kıran olarak, metalleri ve süper alaşımları kesme, bileme ve cilalamada kullanılmaktadır. Bor bileşikleri tungsten karbürü göre daha yüksek kesme oranına, sürekli-ağır-iş görme kabiliyetine sahiptir ve soğutuculara ihtiyaç göstermez (Garrett 1998).

Dizüstü bilgisayarlar, cep telefonları, avuç içi bilgisayarları ve diğer mobil iletişim araçlarında kullanılan akım levhalarının vazgeçilmez hammaddelerinden biri de bordur. Bor bileşikleri ve bor lifleri (fiber) plastiklerde veya metallerde yüksek dayanıklılığa ve esnekliğe sahiptir. Bu gelişmiş bileşikler askeri alanda, özellikle hava ve uzay araçlarında kullanılmaktadır. Plastiklerde borlu lifler, alüminyum ve titanyumun 6 katı kadar sertlik/yoğunluk oranına sahiptir. Yüksek ısıya dayanıklılığı, esnekliği, hafifliği nedeniyle jet motorlarının kompresör bıçaklarında, kanatçıklarında, dümenlerinde kullanılmaktadır (Garrett 1998).

Piyade tüfeği, tabanca, top, tank üretiminde, zırhlı personel taşıyıcıların zırhlarını güçlendirici seramik plaklarda da bor kullanılmaktadır. Borla güçlendirilmiş cam malzemelerin iletken olmaması ve düşük dielektrik özelliği onları radara karşı görünmez kıldığı için askeri teçhizat yapımında önemlidir. ABD ordusu tarafından kullanılan gizli teknoloji ürünü Stealth Fighter (hayalet uçaklar) ve donanımlarının imalinde de bor ve rafine bor ürünlerinin kullanıldığı düşünülmektedir. Bor karbür ve fiber camın bir kompoziti 30 kalibre kurşunu durduracak şekilde geliştirilmiş olup, AH-10 Kobra helikopterlerinin koltuklarında kullanılmaktadır (Garrett 1998).

Bor, bitki gelişimi için önemli 16 temel bitki besininden biridir. Toprağın üst tabakalarındaki borun çoğunluğu çürümüş bitki dokularından kaynaklanmaktadır. Bor, bitkilerde şekerin hormon faaliyeti üzerindeki etkisini, fotosentez miktarını, köklerin büyümesini ve havadan emilen karbon dioksit miktarını artırır. Borun bir diğer işlevi hücre büyümesi ve yapısı olup, bor eksikliği hücre duvarlarını inceltici etki yapmaktadır. Ancak, borun çok yüksek konsantrasyonda bulunması toksik etki de yapabilmektedir (Garrett 1998). Bor eksikliği görülen bitkilerde susuz boraks ve boraks

pentahidrattan mamül bir gübre kullanılmaktadır. Ayrıca suda eriyebilen sodyum pentaborat veya disodyum oktaborattan mahsulün üzerine püskürtülmek suretiyle faydalanılmaktadır. Bor, sodyum klorat ve bromosol gibi bileşiklerle birlikte yabancı otların yok edilmesi veya toprağın sterilleştirilmesi gereken durumlarda da kullanılmaktadır (DPT 1999).

Atom reaktörlerinde borlu çelikler, bor karbürler ve titanbor alaşımları kullanılır. Paslanmaz borlu çelik, nötron absorbanı olarak tercih edilmektedir. Yaklaşık her bir bor atomu bir nötron absorbe etmektedir. Atom reaktörlerinin kontrol sistemleri ile soğutma havuzlarında ve reaktörün alarm ile kapatılmasında (B_{10}) bor kullanılır. Ayrıca, nükleer atıkların depolanması için kolemanit kullanılmaktadır. Nükleer reaktörlerde radyoaktif malzemenin fisyonu sonucunda ısı, alfa ve beta parçacıkları, gama ışınları ve nötronlar açığa çıkar. Nötronlara kalkan olarak kullanılan en önemli malzemeler, hidrojen, lityum, polietilen ve su olup, kalkan olarak kullanılan malzemelerin çoğu ikincil gama ışını yaymakta, bu da ısı düşürme ve tekrar kalkan uygulamayı gerektirmektedir. Bor, termal nötronları emme kabiliyeti açısından tektir (Garrett 1998).

Ahşap malzemenin emprenye edilmesi ile hem böceklenme v.b. önlenmek suretiyle ömrü uzamakta, hem de alevlenme geciktirilebilmektedir. Suda çözünen ve çözünmeyen çeşitli bor bileşikleri ve karışımlarını bu amaçla kullanmak mümkündür.

Seramik Sanayi'nde bor mineral ve ürünleri çoğunlukla seramik sıırı ve porselen emaye yapımında frit üretimi aşamasında kullanılmaktadır. Dünya seramik sektöründeki gelişme ve yeniliklere bağlı olarak bu alanda, çeşitli üretim aşamalarında bor ve bor ürünleri tüketimine yönelik Ar-Ge çalışmaları da devam etmektedir.

Bor mineralleri aşağıda Çizelge 2.2'de belirtildiği gibi borsilikat camı, seramik yapımı, lehim, kaynak işlerinde, temizlik tozu, deterjan, sabun yapımında ve mikrop öldürücü olarak kullanılır. Bitki örtüsünün gelişmesini teşvik etmek veya önlemek, yavaş eriyen

gübre üretiminde, fotoğrafçılıkta, tekstil boyamasında, yangın söndürmede, küflenmeyi önlemede, alçının donma süresini uzatmada, kâğıt ve plastik imalinde, pirinç kaplamada, deri işlemede kullanılır (Karakaş 2008).

Çizelge 2.2. Borun kullanım alanları ve yerleri

KULLANIM ALANI	KULLANIM YERLERİ
Askeri & Zırhlı Araçlar	Zırh plakalar, seramik plakalar, ateşli silah namluları vb.
Cam Sanayi	Borosilikat camlar, laboratuvar camları, uçak camları, borcam, pyrex, izole cam elyafı, tekstil cam elyafı, optik lifler, cam seramikleri, şişe, diğer düz camlar, otomotiv camları vb
Elektronik ve Bilgisayar Sanayi	Mikro çipler, lcd ekranları, cd-sürücüler, akım levhaları, bilgisayar ağlarında; ısıya-aşınmaya dayanıklı fiber optik kablolar, yarı iletkenler, vakum tüpler, dielektrik malzemeler, elektrik kondansatörleri, kapasitörler, gecikmeli sigortalar, bataryalar, lazer yazıcı tonerleri vb.
Enerji Sektörü	Güneş enerjisinin depolanması, güneş pillerinde koruyucu olarak, hücre yakıtları vb.
Fotoğrafçılık ve Görüş Sistemleri	Kamera ve mercek camları, fotoğraf makineleri, dürbünler, banyo ve film imalatları
İlaç ve Kozmetik Sanayi	Dezenfekte ediciler, antiseptikler, diş macunları, lens solüsyonları, kolonya, parfüm, şampuan vb.
İletişim Araçlarında	Cep telefonları, modemler, televizyonlar vb.
İnşaat Sektöründe	Çimentoya mukavemet artırıcı ve yalıtım amaçlı olarak
Kağıt Sanayi	Beyazlatıcı olarak
Kauçuk ve Plastik Sanayi	Naylon vb plastik malzemeler vb.
Kimya Sanayi	Bazı kimyasalların indirgenmesi, elektrolitik işlemler, flotasyon ilaçları, banyo çözeltileri, katalistler, atık temizleme amaçlı olarak, petrol boyaları, yanmayan ve erimeyen boyalar, tekstil boyaları, yapıştırıcılar, soğutucu kimyasallar, korozyon önleyiciler, mürekkep, sabun, pasta ve cilalar, kibrit, kireçlenme önleyicileri, dezenfektan sıvılar, toz deterjanlar.) Toz beyazlatıcılar, parlaticılar, mumyalama vb

Çizelge 2.2.(devam)

Koruyucu	Ahşap malzemeler ve ağaçlarda koruyucu olarak, boya ve vernik kurutucularında vb.
Makine Sanayii	Manyetik cihazlar, zımpara ve aşındırıcılar kompozit malzemeler, vb.
Metalürji	Kaplama sanayisinde elektrolit olarak, paslanmaz ve alaşımlı çelik, sürtünmeye-aşınmaya karşı dayanıklı malzemeler, kaynak elektrotları, metalürjik flaks, refraktörler, briket malzemeleri, lehimleme, döküm malzemelerinde katkı maddesi, kesiciler kompozit malzemeler vb.
Nükleer Sanayi	Reaktör aksamaları, nötron emiciler, reaktör kontrol çubukları, nükleer kazalarda güvenlik amaçlı ve nükleer atık depolayıcı olarak,
Otomobil Sanayi	Hava yastıklarında, hidroliklerde, plastik aksamda, yağlarda ve metal aksamalarda, ısı ve ses yalıtımı sağlamak amacıyla, antifrizler vb.
Seramik Sanayi	Emaye, sır, fayans, porselen boyaları vb.
Spor Malzemeleri	Kayak aksamaları, tenis raketleri, balık oltaları, golf sopaları, darbe koruyucular vb.
Tarım Sektörü	Biyolojik gelişim ve kontrol kimyasalları, gübreler, böcek-bitki öldürücüler, yabancı otlar vb.
Tekstil Sektörü	Isıya dayanıklı kumaşlar, yanmayı geciktirici ve önleyici selülozik malzemeler, yalıtım malzemeleri, tekstil boyaları deri renklendiricileri, suni ipek parlatma malzemeleri, vb.
Tıp	Ostreopoz tedavilerinde, alerjik hastalıklarda, psikiyatride, kemik gelişiminde ve artiritte, menopoz tedavisinde BNTC terapi yöntemiyle beyin kanserlerinin tedavisinde, manyetik rezonans görüntüleme cihazlarında vb.
Uzay ve Havacılık Sanayi	Sürtünmeye-aşınmaya ve ısıya dayanıklı malzemeler, roket yakıtı, uydular, uçaklar, helikopterler, zeplinler, balonlar vb.

2.4. Bor Bileşikleri

Bor minerallerinin işlenmesiyle ana maddeler olan boraks ve borik asit elde edilir. Bu ana maddelerden çıkılarak, organik ve anorganik çok sayıda bor bileşiği elde edilmiştir (Aytekin 1987). Bor ürünleri birçok endüstri dalının ana hammaddesidir. Üstün özellikleri nedeniyle dünyada en çok kullanılan elementlerden olmakla birlikte elementer olarak kullanım alanı oldukça sınırlıdır. Bazı hallerde doğrudan cevher olarak kullanılır. Borlu ürünlerin üretimi için kullanılan başlıca ticari öneme sahip bor minerallerinin isimleri Çizelge 2.3’de, en çok tüketilen bor bileşikleri B_2O_3 içeriği ve kimyasal formülleriyle birlikte Çizelge 2.4’de verilmiştir (Alkan 1985).

Çizelge 2.3. Ticari öneme sahip başlıca bor mineralleri

Kernit	$Na_2B_4O_7 \cdot 4H_2O$
Tinkalkonit	$Na_2B_4O_7 \cdot 5H_2O$
Tinkal	$Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$
Probertit	$NaCaB_5O_9 \cdot 5H_2O$
Üleksit	$NaCaB_5O_9 \cdot 8H_2O$
Kolemanit	$Ca_2B_6O_{11} \cdot 5H_2O$
Meyerhofferit	$Ca_2B_6O_{11} \cdot 7H_2O$
İnyoit	$Ca_2B_6O_{11} \cdot 13H_2O$
Pandermit	$Ca_4B_{10}O_{19} \cdot 7H_2O$
İnderit	$Mg_2B_6O_{11} \cdot 15H_2O$
Hidroborasit	$CaMgB_6O_{11} \cdot 6H_2O$
Borasit	$Mg_3B_7O_{13}Cl$
Aşarit	$Mg_2B_2O_5 \cdot H_2O$
Datolit	$Ca_2B_2Si_2O_9 \cdot H_2O$
Sassolit (doğal borik asit)	$B(OH)_3$

Çeşitli doğal bor mineralleri arasında ticari önemi olanlar;

Tinkal ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$): Dünyada en yaygın bulunan bor mineralidir. Dünyanın en büyük tinkal rezervi ise Türkiye’de Kırka/Eskişehir’de bulunmaktadır. US Borax tarafından Boron/Kaliforniya ve Tincalayu/Arjantin’de işletilmekte olan yatakların temel minerali tinkaldır.

Kernit ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$): Boron/Kaliforniya’da bulunan önemli miktardaki Kernit US Borax tarafından burada bulunan rafinasyon tesislerinde işlenmektedir.

Kolemanit ($\text{Ca}_2\text{B}_6\text{O}_{11} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$): Çeşitli kalsiyum borat oluşumları arasında en önemlisi kolemanittir. Dünyanın en büyük kolemanit yatakları Türkiye’de bulunmaktadır. Death Valley/ABD’de de halen işletilmekte olan bir kolemanit oluşumu mevcuttur.

Üleksit ($\text{NaCaB}_5\text{O}_9 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$): Üleksit ve probertit oluşumları Kaliforniya ve Türkiye’deki borat yataklarında yer almaktadır. Geçmişte önemli bir hammadde kaynağı olarak kullanılan probertit uzun yıllardan beri işlenmemektedir. Türkiye’de büyük miktarda üleksit rezervleri bulunmaktadır. Güney Amerika And dağlarında ve Çin’de de üleksit yatakları vardır.

Datolit (CaBSiO_4OH): Datolit yatakları esas olarak Rusya’nın Doğu bölgelerinde bulunmakta olup Sovyetler Birliği’nin dağılmasından önce bu ülkenin temel bor ürünleri kaynağı olarak kullanılmıştır.

Hidroborasit ($\text{CaMgB}_6\text{O}_{11} \cdot 6\text{H}_2\text{O}$): Arjantin’de kolemanit ile birlikte hidroborasit oluşumu da bulunmakta ve ağırlıklı olarak seramik sanayinde kullanılmaktadır.

Szajbelite (Asharite) (MgBO_2OH) : Bu mineral oluşumu ağırlıklı olarak Kazakistan’da bulunmaktadır (Yılmaz 2009).

Çizelge 2.4. Büyük ölçüde tüketilen bor bileşikleri

Adı	B ₂ O ₃ ,%	Kimyasal formülleri
Borik asit	56,3	H ₃ BO ₃
Bor trioksit	100	B ₂ O ₃
Rafine boraks dekahidrat	36,5	Na ₂ B ₄ O ₇ .10H ₂ O
Ham boraks pentahidrat	46,0	Na ₂ B ₄ O ₇ .5H ₂ O
Rafine boraks Pentahidrat	47,8	Na ₂ B ₄ O ₇ .5H ₂ O
Ham susuz boraks	65,0	Na ₂ B ₄ O ₇
Rafine susuz boraks	69,2	Na ₂ B ₄ O ₇
Sodyum perborat tetrahidrat	22,0	NaBO ₂ .4H ₂ O

2.5. Borun Çevreye Olan Etkisi

Bor parametresi ile ilgili olarak standartlarda suyun çeşitli kullanımları için sınır değerler verilmektedir. Bor özellikle bitkiler için önemli bir parametredir. Çünkü çeşitli şekillerde çevreye yayılan bor ve bor bileşikleri yağmur sularının etkisiyle yeraltı sularına veya doğrudan akarsulara karışarak bu suların kalitesi üzerinde olumsuz etkiler yapabilmektedir.

Bor, doğal koşullarda serbest değil, oksijenle bağlanmış olarak doğada hemen hemen her yerde mevcuttur ve genel olarak ayrışmamış borik asit olarak neredeyse tüm sularda, bitkilerde ve hayvanlarda bulunmaktadır. Borat mineralleri endüstride, tüketici pazarlarında ve tarımda zaruri bitki mikro besini olarak (şeker pancarı, zeytin, yağ, tohum posaları, üzüm vs.), iki yüzün üzerindeki üründe önemli bir bileşen olarak yer almaktadır.

Bor yatakları üzeri veya yakınındaki yerlerin içme ve kullanma sularında bor konsantrasyonu yüksektir. Normal sularda 1 mg.L⁻¹ veya daha az bulunur. Ana maden suları 0.02-4.3 mg.L⁻¹ gibi borca zengindir. Yerkabuğunda %0.001 oranında, deniz

suyunda 0,5-9,6 mg.L⁻¹ düzeyinde bulunmaktadır. Akarsulardaki miktarı, buhar ve sıcak sularda 0.2-1000 mg.L⁻¹ 'e kadar ulaşan yüksek konsantrasyonlardadır (Woods 1994).

Bor çevremize denizler, yanardağlar ve kaplıcalar başta olmak üzere kayalardan, topraktan ve yeraltı sularıyla sonbaharda dökülen yapraklardan, sanayi ürünlerinin yapımı sırasındaki atıklardan (özellikle deterjan, sabun ve daha az olmak üzere gübre, böcek öldürücü, yapıştırıcı ve kozmetiklerden) ve kömürle işletilen güç kaynaklarının küllerinden gelmektedir.

Cam, porselen ve benzeri ürünlerin yapısındaki bor bileşikleri suda eriyip serbest hale geçemedikleri için çevre kirliliğinden söz edilmemektedir. Yapıştırıcı, yanmaz eşya ve mobilya koruyucusu gibi malzemeler içinde kullanıldığında kısmen çözülür, yani, suda az da olsa eriyip çevreye bulaşır. Çamaşır ve bulaşık deterjanlarıyla, yapay gübre, böcek öldürücü ve sağlık ve güzellik malzemelerindeki bor bileşikleri suda kolayca eriyip ortama yayılmaktadır. Ayrıca kömürlü elektrik santrali gibi tesislerin külleriyle de etrafa saçılmaktadır (Yılmaz 2004).

2.5.1. İçme ve kullanma sularındaki bor

İnsanlar tarafından başta meyve ve sebzeler olmak üzere, yiyecek ve içecekler yoluyla günde 10–20 mg bor vücuda alınabilmektedir. Su veya yiyecekler yoluyla alınan bor kısa sürede ve tamamen vücut tarafından soğurulmakta, ancak vücutta birikmeden hemen üre ile dışarı atılmaktadır.

Borun insanlar tarafından çok yüksek dozlarda alınması, bulantı, kramp, sara, koma ve benzeri belirti ve hastalıklara neden olmaktadır. Bazı kaynaklarda yetişkinler için öldürücü doz olarak literatürde farklı değerlere rastlanmaktadır. Yetişkinler için öldürücü doz 5–20 g verilirken, bir diğesinde 20–45 g verilmektedir. Ayrıca, sağlıklı bir insanın her hangi bir zehirlenme belirtisi görülmeden 11–16 gün süre ile günde 3 g borik asit alabileceği belirtilmektedir (Hawley 1981).

İçme suyunda borun bulunması genellikle canlılar için zararlı görülmektedir. Gondey'e göre içme suyunda 30 mg.L^{-1} 'ye kadar olan bor derişimi zararlı bulunmamaktadır. Buna karşın Haskins içme suyunda bor için sınır değeri olarak 20 mg.L^{-1} önermektedir (Hawley 1981).

2.5.2. Hayvan sulaması için kullanılan sulardaki bor

Borik asitin hayvanlar için öldürücü dozu, hayvanın türüne bağı olarak hayvanın her kilogramı için $1.2\text{--}3.45 \text{ g}$ arasında değışmektedir. Hayvanın içtiğı suda 2500 mg.L^{-1} borik asit bulunması büyümeyi engellediğı için zararlıdır. Süt veren bir inek 40 gün süre ile hastalık belirtisi göstermeden günde $16\text{--}20 \text{ g}$ boraks alabilir. Ancak bu durumda sütündeki bor derişimi $0.7\text{--}3.0 \text{ mg.L}^{-1}$ 'ye yükselir (Hawley 1981).

Borun, hayvanlara etkisini incelemek maksadıyla çok sayıda çalışma yapılmıştır. Yapılan çalışmalar borun hayvanlar üzerindeki etkisinin bor miktarı ve temas süresine bağı olduğunu göstermiştir.

Farelerin, tavşanların ve sıçanların borik asiti ağızdan alması durumunda düşük toksite gözlenmektedir. Göz ve deride tahriş çözeltinin alkaliliğine bağıdır. Ağız yoluyla kg vücut ağırlığına $3000\text{--}4000 \text{ mg}$ gibi çok yüksek dozlar sıçanlarda kısa sürede depresyon ve titremeler yaratmakta ve hayvanı ölüme götürmektedir. Ayrıca farelerde ishal, köpeklerde kusma gibi belirtilerde gözlenmektedir (Mastromattea 1994).

Kronik etkilerin incelenmesi ağızdan bor alımının sıçanlarda büyüme, ölüm oranı ve üremelerinde önemli bir etkisi olmadığını göstermiştir. Genç sıçanlarda içme suyundaki $\%0.25 \text{ B}$ ancak 30 günde büyümeyi durdurucu etki göstermiştir ve otopsilerinde patolojik lezyona rastlanmamıştır. Yine sıçanlarla yapılan çalışmalar, borun iki kuşak boyunca önemli bir etkisi olmadığını göstermiştir. Solunum yoluyla alınan boraks tozlarının deney domuzlarına etkisi incelenmiş ve bir anormalliğe neden olmadığı

bulunmuştur. Sıçanlarda havadaki $400-500 \text{ mg.m}^{-3}$ B ancak dört hafta sonra idrardaki keratinde bir miktar artışa neden olmuştur.

Balıklar üzerine etkisi, düşük toksite olarak vasıflandırılmaktadır. Bazı larva ve böceklerin imhasında bor uzun süreden beri kullanılmaktadır. Balıkların daha yüksek konsantrasyonları tolere edebileceği, örneğin 5000 mg.L^{-1} borun alabalıkta sadece derinin koyulaşmasına neden olduğu veya küçük tatlı su balıklarında hiçbir etki yapmadığı gözlenmiştir. Küçük deniz balıklarının, 20°C de 6 saat süreyle damıtık suda $18 \text{ g.L}^{-1}-19 \text{ g.L}^{-1}$ veya sert suda $19-19,5 \text{ g.L}^{-1}$ bor ile teması öldürücü doz olarak tespit edilmiştir (EPA 1986).

2.5.3. Su ürünleri için kullanılan sulardaki bor

LeClere ve Devlaminc tarafından galyon balıklarının, borik asit derişimi $18000-19000 \text{ mg.L}^{-1}$ olan saf suda veya borik asit derişimi $19000-19500 \text{ mg.L}^{-1}$ olan musluk suyunda 20°C sıcaklıkta 6 saat süre ile tutulması sonucu öldüklerini belirtmektedirler (Hawley 1981). Wollen ise bulanık sularda borik asit ve sodyumboratın *Gambusia* balıkları üzerine etkisini incelemiş ve Çizelge 2.5’de özetlenen sonuçları elde etmiştir.

Çizelge 2.5. Borlu bileşiklerin balıklara etkisi

Kimyasal madde	Sıcaklık $^{\circ}\text{C}$	pH	İzin verilebilir ortalama bor miktarı, mg.L^{-1}		
			24 saat	48 saat	96 saat
Borik asit	20-23	5,4-7,3	18000	10500	5600
Sodyum borat	22-26	8,6-9,1	12000	8200	3800

Wurtz alabalık üzerinde yaptığı bir araştırma sonucu, 2000 mg.L^{-1} borik asit derişiminin balığa herhangi bir zarar vermediğini, 5000 mg.L^{-1} ’nin ise balığın derisinde koyulaşmalara neden olduğunu ortaya koymuştur. Borik asit derişiminin 80.000 mg.L^{-1}

'ye çıkması durumunda ise balığın dengesini yitirdiği, ancak buradan temiz suya çıkarıldığında tekrar dengesini kazandığı gözlenmiştir (Hawley 1981).

2.5.4. Sulama sularındaki bor ile bitki ilişkileri

Bitkilerin gelişmesi için gerekli olan bor fazla miktarda bulunduğu zaman bitkiler için son derece zararlıdır. Borun eksik olması genel olarak bitkide çeşitli dokuların oluşumunu ve gelişimini yavaşlatır, bitkilerin su dzenini bozar. Ancak, sulama suyundaki bor derişiminin belirli sınırları aşması durumunda, bitki yaprağında sararma, yanma ve yarılmalar, olgunlaşmış yapraklarda dökölme ve büyüme hızının yavaşlaması ile üründe verimin azaldığı gözlenmektedir.

Bor bitkilerin normal gelişmesi ve optimal derecede ürün vermeleri için gereklidir. Ancak fazla miktarda olması durumunda da zehirli bir elementtir: Gerekli miktarı ile zararlı miktarı arasında ki fark çok azdır. Topraktaki bor konsantrasyonu; 10-300 mg.kg⁻¹(ortalama 30 mg.kg⁻¹) arasında bulunmaktadır (WHO 1998). Borun topraktan absorpsiyonu ise; toprağın pH' sına, yapısal karakterine vb. özelliklerine bağlıdır.

Borun bitkilerde eksik olması bağlayıcı dokuları etkilediğinden bitkilerde çeşitli dokuların meydana geliş ve gelişmelerinin normal olarak gerçekleşmesini engellemekte, ürün kalitesi ve verimini azaltmaktadır. Aynı zamanda bitkilerin su dzenini bozulmakta ve karbonhidrat iletimi zorlaşmaktadır. Köklerin normal gelişmesi için kalsiyum yanında fazla miktarda bora ihtiyaç vardır.

Bor iyonu bitkiler için bir mikronütrienttir. Mikrobeseleyici olarak sulama suyunda 0,5 mg.L⁻¹'ye kadar bulunması gerekirken bora karşı çok hassas bitkilerde 0,5-1,0 mg.L⁻¹ 'de zararlı olabilmektedir. En az etkilenen bitkiler içinse 4 mg.L⁻¹ 'nin üstü zararlıdır.

Köklerle topraktan alınan bor bitkilerin dokularına zarar verebilecek yüksek konsantrasyona ulaşınca borun fazlası yapraklara taşınır ve buharlaşma sonucu yaprak

kenarında birikir. Yapraklar kenardan ortaya doğru kıvrılır. Olgun yapraklarda yanmalar, olgunlaşmamış yapraklarda döküm, büyümenin azlığı ve üründe verimin azalması gibi belirtiler gösterir.

Bitkilere zararlı etkiyi verecek bor miktarı ayna zamanda toprak kalitesinden, drenaj kolaylığından ve iklimsel değişimlerden etkilenmektedir. Çok kuru iklimler ve hafif toprakta birikme olasılığı daha fazladır.

Borun bitkilere gerekli miktarları ile zehirli olan miktarları arasında çok dar bir sınır vardır. Bu sınır bitki türüne göre değişmektedir. Çeşitli bitkilerin bora karşı dayanıklılıkları Çizelge 2.6'da verilmektedir (Sitting 1981). Tabii olarak sulama sularının tümünde bor bulunur. Fakat konsantrasyonu çok düşüktür. Sulama sularını da bor miktarına göre sınıflandırmak mümkündür (Hawley 1981). Bor miktarına göre beş sınıfa ayrılan sulama sularının özellikleri Çizelge 2.7'de verilmiştir.

Çizelge 2.6. Çeşitli bitkilerin sulama suyundaki bora karşı dayanıklılıkları

Hassas Sulama suyunda 1 mg.L ⁻¹	Yarı dayanıklı Sulama suyunda 2 mg.L ⁻¹	Dayanıklı Sulama suyunda 4 mg.L ⁻¹
Ceviz	Ayçiçeği	Kuşkonmaz
Karaağaç	Patates	Palmiye
Erik	Pamuk	Hurma
Armut	Domates	Şekerpancarı
Elma	Bezelye	Hayvan pancarı
Üzüm	Turp	Yemeklik pancar
İncir	Zeytin	Yonca
Trabzon hurması	Arpa	Bakla
Kiraz	Buğday	Fasulye
Şeftali	Mısır	Soğan
Kayısı	Yulaf	Şalgam
Portakal	Biber	Lahana
Greyfurt	Tatlı patates	Marul
Limon		Havuç

Bor, bitkileri geliştirmede kullanıldığı gibi, yabancı ot kontrolünde ve toprak sterilizasyonunda, petrol rafinerileri ve kereste depoları gibi alanlarda bitkileri yok etmek içinde kullanılmaktadır. Aynı zamanda bakteri gelişmesini durdurucu bir etkiye sahip olan borun organik bileşikleri, akaryakıt depolarında ve boru hatlarında bakteri ve mantarların üremesine engel olmak içinde kullanılmaktadır.

Çizelge 2.7. Sulama sularının bor konsantrasyonuna göre sınıflandırılması

Suyun sınıfı	Bor miktarı, mg.L ⁻¹		
	Duyarlı bitkiler	Yarı duyarlı bitkiler	Dayanıklı bitkiler
Çok iyi	<0,33	<0,67	<1,00
İyi	0,33-0,67	0,67-1,33	1,00-2,00
Kullanılabilir	0,67-1,00	1,33-2,00	2,00-3,00
Şüpheli	1,00-1,25	2,00-2,50	3,00-3,75
Uygun değil	>1,25	>2,50	>3,75

Bor, gerek toprakta gerekse sulama sularında oldukça düşük konsantrasyonlarda bulunmasına karşın, toprakta tutulma ve yıkanmasının güçlüğü nedeniyle toprakta hızla birikebilmekte ve tarımsal ürünlerin yetişmesini engellemektedir. Bor, ince toprak tabakasında kalına oranla daha çok birikir. Bor derişimi 5 mg.L⁻¹ olan su ile sulanan toprakta bor derişimi 4 mg.L⁻¹ 'yi aşabilmektedir.

Sulama suyu niteliği üzerine birçok ülke ve kuruluş tarafından standartlar geliştirilmiş bulunmaktadır. Bu konudaki ABD'de Environmental Protection Agency (EPA), ülkemizde ise DSİ tarafından belirlenen standartlarda bor için verilen değerler Çizelge 2.8'de karşılaştırmalı olarak verilmiştir.

Çizelge 2.8. Sulama suyu standartlarında bor değerleri

Bitki türü	Kritik bor miktar, mg.L ⁻¹	
	EPA	DSİ
Duyarlı bitkiler	0,30-1,00	0,35-1,25
Yarı duyarlı bitkiler	1,00-2,00	1,25-2,50
Dayanıklı bitkiler	2,00-4,00	2,50-3,75

2.6. Endüstriyel Atık Sularda Bor Giderim Yöntemleri

Endüstriyel atık sularda bor giderim yöntemleri aşağıda sıralanmıştır:

1.İyon Değişimi Prosesi: Elektrolitik çözeltilerden gelen çözülme-yen negatif ve pozitif yüklü iyonların tutulduğu aynı anda eş yüklü iyonların salıverildiği bir prosestir.

2.Ters Osmoz: Bir membran üzerine suyun basınçla verilmesi neticesinde, sudaki mevcut iyonların ayrılmasını sağlayan bir prosestir.

3.Adsorpsiyon: Bir çözeltiden belirli maddeleri uzaklaştırmak amacıyla bu maddeleri tutabilecek adsorbent adı verilen maddelerin kullanıldığı bir prosestir.

4.1,3-Diollerle Sıvı-Sıvı Ekstraksiyon: Organik faz ile bor içeren sulu fazın temas yüzeylerinde diolün bor bileşiği ile kompleks oluşturarak, yalnızca borun organik faza çekilmesi esasına dayanan bir prosestir.

5.Kompleksasyon: Sıvı membranlarla, organik çözücü hacminin minimize edildiği çift sıvı-sıvı ekstraksiyon sistemleridir.

2.7. Kimyasal Koagülasyon Prosesi

Kimyasal koagülasyon, koloidal süspansiyon içindeki yüklü partiküllerin zıt yüklü iyonlarla karşılıklı etkileşmesi sonucu nötrale edilip bir araya toplanarak çökelmelerin sağlanması olayıdır. Flokülasyon ise oluşan bu yumakların daha büyük floklar oluşturulması için yapılan işlemdir. Bu amaçla, uygun kimyasal maddeler ilave edilir. Alüminyum ve demir tuzları gibi yumaklaştırıcı özelliğe sahip kimyasal maddeler

atıksuların arıtımı için uzun sürelerden beri geniş ölçüde kullanılmıştır. Koagülasyon, koloidal partiküllerin net yüzey yükünün azaltılması sonucu elektrostatik itme kuvvetiyle sıkışması ile bir araya gelip yeterli Van Der Waals kuvvetiyle tutunup birikmesi ile gerçekleştirilir (Çiftçi 2007). Yüzey yükünün indirgenmesi, zıt yüke sahip elektrolitin mevcut olması ile elektriksel çift tabakanın itme potansiyelinin azalmasının sonucudur (Mollah *et al.* 2001). Sular çeşitli maksatlar için koagülasyona tabi tutulur.

Bunlardan en önemli olanları şunlardır.

1. İnorganik ve organik kirleticilerin giderilmesi
2. Bulanıklığın giderilmesi.
3. Renk giderilmesi.
4. Zararlı bakterilerin ve patojenlerin yok edilmesi.
5. Alglerin ve plankton organizmanının giderilmesi.
6. Tat ve koku veren maddelerin yok edilmesi.

2.7.1. Su ortamlarındaki kolloid parçacıklar

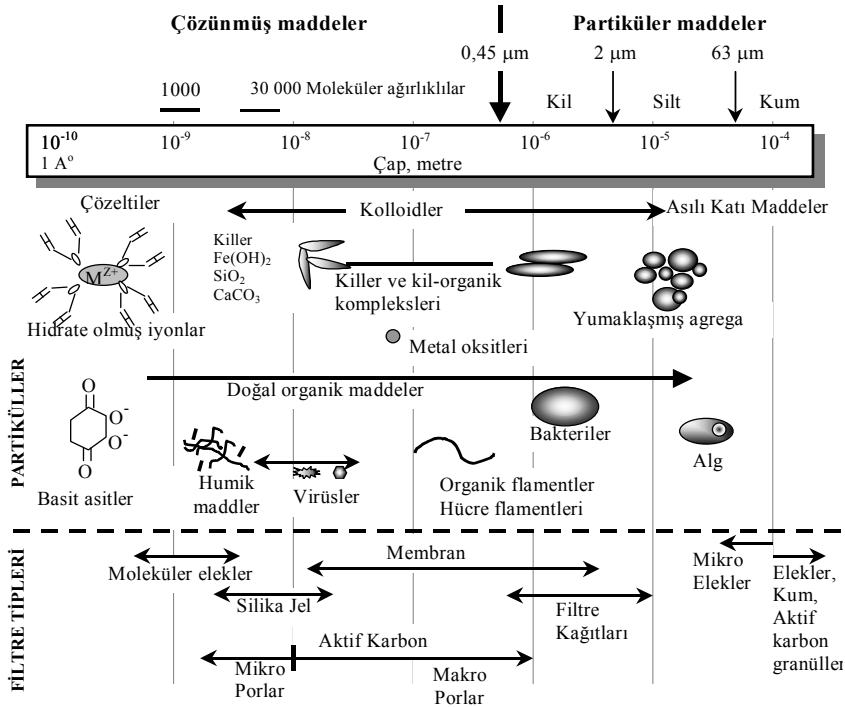
Su ortamlarında rastlanan kolloidler kökenleri, konsantrasyonları ve boyutları bakımından büyük farklılıklar gösterirler. Kolloidler suda bulanıklılık, renk ve tat gibi problemlere yol açabilir. Bu parçacıkların bir kısmı topraktan ve/veya havadan gelebilir. Buna örnek olarak kil, silt, karadan gelen toprak veya mil, patojen mikroorganizmalar ve ince fiberler gösterilebilir. Bazı parçacıklar ise su ortamındaki kimyasal ve/veya biyolojik işlemler sonucu oluşabilir. Deniz yosunları, kalsiyum karbonat (CaCO_3) ve mangan oksit (MnO_2) tortuları bu gruba örneklerdir.

Kolloidlerin boyutları birkaç nanometreden birkaç yüz nanometreye kadar değişebilir. Sularda rastlanan en büyük organik katı parçacıklar hümik maddelerdir. Su bitkilerinin çürümesi sonucu oluşan organik parçacıklar bu türe örnektir. Hümik maddeler orta moleküler ağırlıkta ve negatif elektriksel yüke sahip polielektrolitlerdir (Duran 1997).

2.7.2. Kolloidlerin özellikleri

Koagülasyonun verimli ve tesirli bir şekilde yapılabilmesi için taneciklerin tabiat ve özelliklerinin bilinmesi gereklidir.

Kolloidal tanecikler atomlardan ve küçük moleküllerden büyüktür; fakat normal filtrelerin içinden geçebilirler. Yüzeysel suları 10^{-7} - 0.1 mm, büyüklükteki tanecikleri ihtiva eder. Bu tanecikler çözülmüş maddeler, kolloidler ve askıdaki katı maddeler olarak sınıflandırılabilir. Çözülmüş maddeler çapları $0,001$ μm 'den küçük olan maddelerdir. Kolloidlerin çapları 0.001 - 1 μm arasındadır. Askıdaki katı maddelerin çapları 1 μm den büyüktür (Eroğlu 1995).



Şekil.2.1. Su ortamlarında görülen kolloid parçacıkların boyutları

Bir taneciğin çökme hızı; tanenin yoğunluğu, tane çapı ve sıvının viskozitesine bağlıdır. Tane çapı küçüldükçe çökme hızı azalmaktadır. Çizelge 2.9'de çeşitli yoğunlukta ve çaptaki taneciklerin çökme hızları verilmiştir.

Çizelge 2.9. Çökeltme Hızları, 20⁰C için

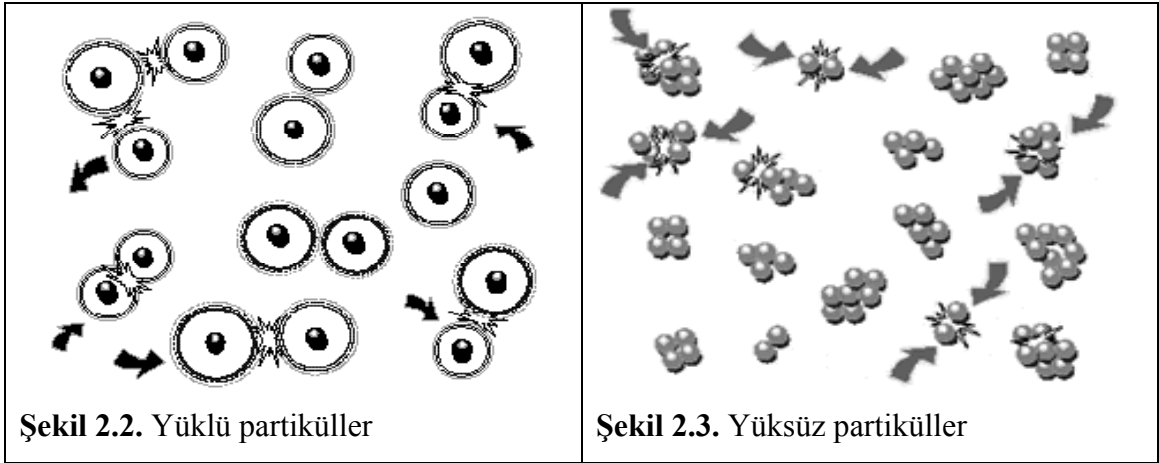
Tane çapları	Çökeltme Hızları , m.saatt ⁻¹	
	$p_s = 1002 \text{ kg.m}^{-1}$	$p_s = 2650 \text{ kg.m}^{-1}$
1 mm = 10 ⁻³ m	3.9	3200
1 µm = 10 ⁻⁶ m	3.9×10^{-6}	3.2×10^{-3}
1 nm = 10 ⁻⁹ m	3.9×10^{-12}	3.2×10^{-9}

Çizelgeden de görüldüğü gibi çöktürme havuzları ancak askıdaki katı maddelerin çökmesinde kullanılır. Kolloidlerin çöktürme havuzlarında çöktürmeleri mümkün değildir. Bu tür tanecikleri sudan ayırmak, bunların birbirleriyle birleştirilerek çökeltme hızlarını artırmak suretiyle olur. O halde yumaklaştırmadan maksat, askıdaki taneciklerin yumak haline getirilmesidir. Bu yumaklar, yumaklaştırmadan sonraki çöktürme veya filtrasyon işlemleriyle sudan ayrılabilirler (Eroğlu 1995).

Kolloidal dağılım, dağılım ortamı ve fazına göre sınıflandırılır. Atıksu ve su arıtımında göz önüne alınan temel sistemler çözeltideki dağılmış katılar ve sıvılardır. Suda dağılmış katı taneciklere örnek olarak; mikroplar, inorganik maddeler, temizleme maddeleri ve organik maddeler verilebilir. Suda dağılmış sıvılara ise yağlar, ve türevleri verilebilir. Suda dağılmış katılara ‘sol’ suda dağılmış sıvılara ‘emülsiyon’ adı verilir. Kolloidlerin tane boyutu küçük olmasına rağmen bir kolloidin birim hacimdeki yüzeyi çok fazladır. Bu maddelerin yüzey alanı geniş olduğu için su ve bazı iyonlara absorbe olmak için yönelirler.

Kolloid tanecikler yüzeyinde elektriksel yükler bulunur. Bunlar kolloidin davranışını etkiler. Bu yükler birincil yük olarak adlandırılır ve iki nedene bağlı olarak meydana gelir. Birinci neden kolloidin yapısında uç kısımlarda bulunan reaktif grupların ayrışması, ikinci neden ise su içinde bulunan iyonların absorpsiyon ile kolloidin yüzeyinde toplanmasıdır.

Kolloidal partiküller doğada genellikle negatif yüke sahiptir. Bu yükler birbirlerini geri püskürten, etkili birleşmeyi ve flokülasyonu engelleyen komşu partiküllere neden olmaktadır (Solak 2007). Partiküllerin etrafındaki yüklü tabakalar partiküller arasında enerji bariyeri oluşturur. Bu partiküllerin çöktürülerek giderilmesi için enerji bariyerinin, elektrik yüklerinin nötralizasyonu ve partiküllerin birbirleriyle çarpışarak indirgenmesini gerektirir (Pierce *et al.* 1997). Sonuç olarak, yüklü partiküller, sulu çözeltilerde ayrık ve disperse olmuş haldedirler. Diğer yandan da, eğer yük, önemli bir şekilde indirgenir veya elimine edilirse, kolloidler bir araya gelecektir (Solak 2007).

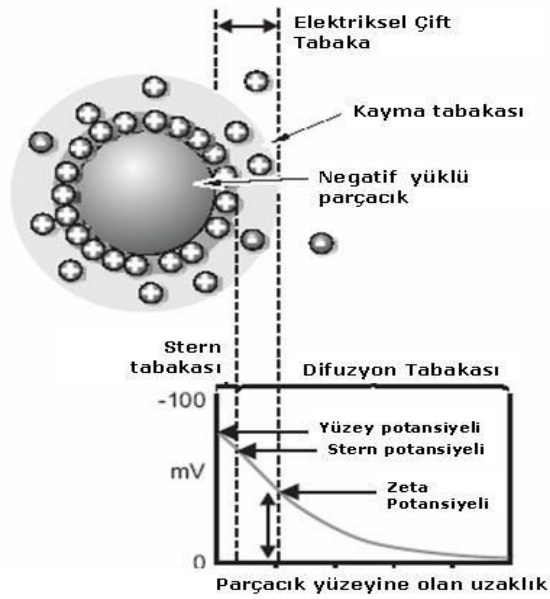


2.7.3. Yüzey yükünün düşürülmesi

Su arıtımında, yüzey yükünü ve dolayısıyla zeta potansiyelini düşürmek için enerji sınırı koagülant ilave edilerek azaltılır. Burada iki nokta oldukça önemlidir. Birincisi, tüm pratik amaçlar için yüzey yükünün doğrudan hesaplanmasında zeta potansiyeli ve zeta potansiyeli hesaplamalarını yük nötralizasyonunu kontrol etmek amacıyla kullanabilir. İkincisinde yükü sıfıra indirme gerekliliği yoktur. Burada amaç kolloidlerin bastırmasına izin verdiği karışımdan partikül hacminin olduğu noktadaki enerji sınırının düşürülmesidir.

2.7.4. Elektriksel çift tabaka

Sıvı ortamında bulunan katı kolloidler bir elektriksel alanda hareket ederler. Bu durum kolloidlerin elektrik yükü taşıdığını gösterir. Kolloidler (+) veya (-) yüklü olabilirler. Ancak birincil yükün işareti ve büyüklüğü ortamın pH'sı ve iyon miktarı ile ilgilidir. Kolloid sistemin tamamı göz önüne alındığında bu sistemin net bir elektrik yüküne sahip olmadığı görülür.



Şekil 2.4. Negatif ana yüklü kolloidal bir tane etrafındaki çeşitli tabakalar ve yük diyagramı

Kolloidal bir kil taneciğinin üzerinde bol miktarda negatif elektrik yükü vardır. Dolayısıyla civarındaki suda bulunan bütün pozitif iyonları kendi etrafına çekerek Şekil 2.4'deki hale gelir. Sudaki pozitif iyonlar hemen taneyi sarar ve ona yapışır ve adeta tanenin gömleği olur. Bu tabakaya "sabit tabaka" (stern tabakası) denir. Sabit tabaka üzerinde ise daha az yoğun pozitif iyonlardan (bir miktar negatif iyonda bulunabilir) oluşan ikinci bir tabaka daha bulunur; bu tabaka ya da "dağınık tabakası" "Gauy tabakası" denir. Sabit tabaka ile dağınık tabakanın ikisine birden de "Çift tabaka" denir. Ancak dağınık tabakanın bütünü tane ile birlikte hareket etmez; sadece bir kısmı tane ile yapışık gibi hareket eder. İşte ayrılmanın olduğu yüzeye "kesilme yüzeyi" denir. Bu yüzey adeta tanenin gömleği olduğundan ve beraber gezdiğinden çok

önemlidir. Bu yüzeydeki potansiyel elektrik yüküne ‘zeta potansiyeli’ denir Çift tabakada esas itibariyle koloidin yüküne zıt iyonlar bulunmakla birlikte, aynı işaretli iyonlarda bulunur. Ancak iyonların sayıları tanecik yüzeyinden uzaklaştıkça azalır. Belli bir mesafede (+) ve (-) yüklü iyonların sayıları eşit olup, bu noktaya izoelektrik nokta denilmektedir. Bu noktada potansiyel sıfırdır. Buradan tanecik yüzeyine girildikçe anyon ve katyonlar arasındaki konsantrasyon farkı arttığından elektrostatik potansiyel de artar. Çift tabakanın kalınlığı sulu çözeltideki iyon konsantrasyonuna bağlıdır (Eroğlu 1995).

2.7.5. Kolloidal tanelere etkiyen kuvvetler

1. İtme kuvveti olarak tane üzerindeki elektriksel potansiyel kuvveti
2. Çekme kuvveti olarak London-Van der Waals kuvvetleridir.

Kimyasal koagülasyon prosesinde amaç, tane yüzeyindeki itme kuvvetini düşürmektir; böylece ortada sadece çekme kuvvetleri kalacak ve dolayısıyla taneler birbirini çekip birleşecek ve büyüyerek çökelecektir. Bu itme kuvvetini, yani elektriksel potansiyeli düşürme iki türlü yapılır.

1. Suyun pH değerini ayarlamakla

Suyun pH değeri tane üzerindeki ana yük sıfır olacak şekilde ayarlanabilir. Ana yükün sıfır olması durumuna izoelektrik duruma gelmek denir.

2. Suyu zıt yüklü iyonlar veya zıt yüklü kolloidler vermekle

Suya ters yüklü iyonlar, örneğin şap vermekle tane etrafındaki çift tabakadaki iyonlar birden bire artar ve bunun sonucu kesilme yüzeyi üzerindeki yük olan zeta potansiyeli düşürür. Böylece taneleri birbirinden uzaklaştıran itici kuvvet ortadan kalkmış olur.

Bundan sonra yavaş karıştırma ile birbirine değme, yaklaşma şansı verilen taneler, itici güç kalktığında, birbirlerine yapışık kalır ve böylece yumaklaşma meydana gelmiş olur.

2.7.6. Kolloidin stabilitesinin bozulması (Destabilizasyon)

Bir atıksuya bir koagülant ilave edilmesi kolloidin stabilitesini bozar. Bu oldukça karmaşık bir kimyasal olaydır. Koagülantlar kolloidlerin stabilitesini farklı şekillerde bozarlar. Kolloidal maddelerin taşıdıkları elektriksel yükün ortadan kaldırılarak kolloidin kararlılığının bozulmasına destabilizasyon denir. Dört farklı destabilizasyon yöntemi vardır.

1. Çift tabakanın sıkıştırılması
2. Adsorbsiyon ve yük nötralizasyonu
3. Kolloid parçacıkların tortu içerisinde tutulması
4. Adsorbsiyon yoluyla kolloid parçacıklar arasında köprü kurma

1-) Çift tabakanın sıkıştırılması: Bu işlemde kullanılacak olan koagülantın kolloidin yükü ile ters yüklü olması gerekmektedir. Bu ters yükler yardımıyla kolloidin etrafındaki difüze tabakanın sıkıştırılması sonucu destabilizasyon sağlanır. Negatif yüklü kolloidlerin destabilizasyonu için Na^+ , Ca^{+2} ve Al^{+3} gibi iyonlar kullanılır. Kullanılacak miktarlar iyonun elektriksel yüküne göre değişir. Örneğin Al^{+3} değerlikli olduğu için daha az kullanılmaktadır. Sistemde çözeltideki yüksek elektrolit derişimleri, difüze tabakada ters yüklü iyonların yüksek derişimine yol açar. Bu durum difüze tabakanın kalınlığı azaltılır. Böylece benzer kolloid tanecikler arasındaki itme kuvveti azalır ve aktivasyon enerji engeli ortadan kalkar.

2-) Adsorbsiyon ve yük nötralizasyonu: Koagülant olarak su ortamına eklenen bazı kimyasallar kolloid parçacıklar yüzeyine adsorb olabilirler. Parçacık üzerine adsorb olan kimyasal eğer kolloid parçacığın elektriksel yüküne zıt yük taşıyorsa parçacığın yükünü

nötrleştirir ve durağan halini bozar. Al(III) ve Fe(III) bileşikleri absorpsiyon yöntemiyle koagülasyonda yaygın olarak kullanılır.

3-) Kolloid parçacıkların tortu içerisinde tutulması: Belirli bir metal tuzu suya eklendiğinde, metal hidroksit formunda hızlı bir tortu oluşumu gözlenir. Kolloid parçacıklar ya bu tortuların çekirdeğini oluşturarak ya da tortu yığınları içerisinde kalarak durağan halden çıkarlar ve bir sonraki aşama olan çöktürme sırasında sudan uzaklaştırılırlar. $Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, $MgCO_3$ ve $Ca(OH)_2$ gibi koagülantların hidrolize olmaları sonucu oluşan ve suda çözünmeyen $Al(OH)_3$, $Fe(OH)_3$, $Mg(OH)_2$ ve $CaCO_3$ gibi bileşikler bu tür bir koagülasyonu gerçekleştirir. Bu tür koagülasyon süpürme koagülasyon olarak adlandırılır. Durağanlığın bozulması için elektriksel yüklerinin nötrleştirilmesine gerek yoktur. Tortu içerisinde tutma yönteminin önemli bir dezavantajı düşük kolloid konsantrasyonlarında bu yöntemin optimum olmayışıdır. Düşük konsantrasyondaki kolloid parçacıkları tortu içerisinde tutmak için fazla miktarda koagülanta gereksinim vardır. Yüksek konsantrasyonda parçacıklar tortu çekirdeği işlevi göreceğinden az miktarda bir tortu oluşumu dahi yeterli oranda koagülasyonu gerçekleştirecektir.

4-) Absorpsiyon yoluyla kolloid parçacıklar arasında köprü kurma: Nişasta, selüloz, polisakkaritler ve protein içeren birçok doğal bileşikler ve sentetik polimerler oldukça işlevsel koagülantlardır. Büyük boyutlu moleküllerden oluşan bu tür bileşikler hem(-) hem de(+) yüklü taşıyan karbon gruplar içerirler. Bu tür bileşiklerin moleküler olarak dallanmış yapıları vardır ve dallanma yoluyla bir ya da birkaç uçlarından kolloid parçacığına yapışabilirler. Bu yapışma zıt yüklerin birbirini çekmesinden dolayı ortaya çıkar. Öte yandan bileşiğin başta kalan ucu veya uçları su ortamında boşta kalır ve uygun koşullarda bir başka kolloid parçacığa yapışır. İki parçacık arasındaki böylesi bir köprüleme parçacıkların daha büyük kümelere dönüşmesini sağlar.

Bu yöntem kullanıldığında fazla miktarda polimer eklemesinden ya da uzun süreli ve aşırı hızlı karışırtımalardan kaçınılmalıdır. Fazla miktarda polimer eklemesi sonucu polimerler kolloid parçacığın yüzeyini tamamen sararak diğer parçacıklarla köprü

oluşturmasını engelleyebilir. Uzun süreli ve çok hızlı karışırmalar ise parçacıklar arasında oluşan köprülerin bozulmasına yol açabilir (Eroğlu 1995).

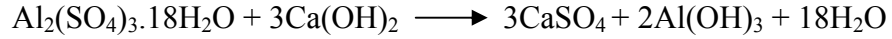
2.7.7. Koagülasyon çeşitleri

Pıhtılaştırma çeşitleri 5 şekilde görülmektedir.

1. **Elektrostatik koagülasyon:** Elektrolitlerin ilavesi ile kolloidlerin arasındaki elektrostatik itmelerin azaltılarak kolloidlerin destabilize edilmeleri işlemidir.
2. **Adsorptif koagülasyon:** Taneciklerin elektriksel yükünün yüzeyde adsorblanabilen bazı bileşikler ilavesi ile destabilize edilmeleri işlemidir.
3. **Köprülü koagülasyon:** Uygun bazı makromolekül veya polielektrolit ilavesi sonucu kolloidler ile polielektrolitler arasında köprü oluşumu yoluyla bağlanma olması ve kolloidlerin bu şekilde destabilize edilmeleri işlemidir.
4. **Ortak koagülasyon:** Zıt yüklü taneciklerin birleştirilmesi ile kolloidlerin pıhtılaştırmasıdır.
5. **Sürüklemeli koagülasyon:** Kolloid veya iyon halindeki kirliliklerin metal hidroksitler (Al ve Fe hidroksitler) oluşumu sonucu yumak alınması ve kirliliğin uzaklaştırılmasıdır (Eroğlu 1995).

2.7.8. Koagülantların özellikleri

Atık arıtma işlemlerinde en çok kullanılan koagülant hem sıvı hem de katı olarak kullanılabilen alüminyum sülfattır. Alkalinite mevcut olduğu durumlarda suya alum eklendiğinde oluşan reaksiyon,



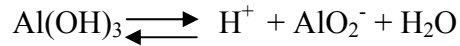
şeklinde olur. Alüminyum hidroksit kimyasal formu $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ şeklinde ve amfoteriktir. Hem baz hem de asit şeklinde davranabilmektedir. Asidik şartlarda;



şeklinde olur ve bu reaksiyon için denge sabiti

$$(\text{Al}^{+3})(\text{OH}^{-})^3 = 1,9 \cdot 10^{-33}$$

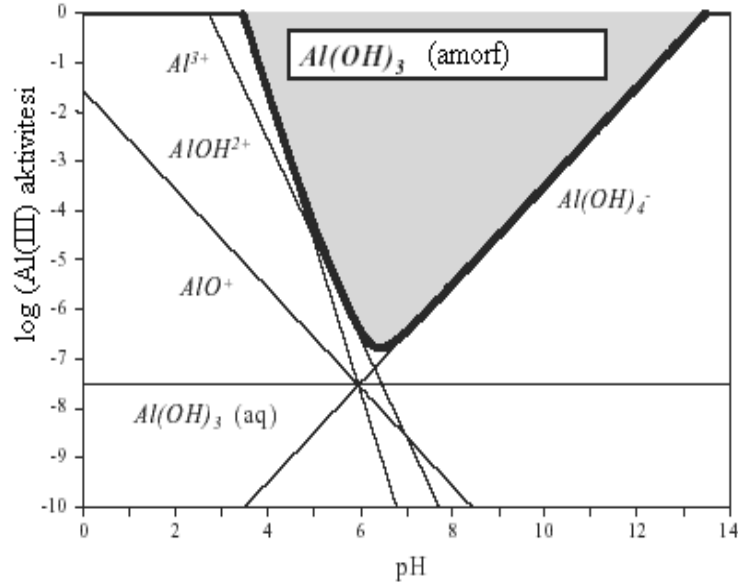
olarak bulunmuştur. pH= 4 olduğunda çözelti içerisinde $51,3 \text{ mg.L}^{-1} \text{ Al}^{+3}$ vardır. Alkali koşullarda sulu alüminyum hidroksit;



reaksiyonunu verir ve bu reaksiyon için denge sabiti ifadesi,

$$(\text{AlO}_2^{-})(\text{H}^{+}) = 4 \cdot 10^{-13}$$

şeklinde yazılır. pH 9 olduğu zaman ise çözültideki alüminyum miktarı $10,8 \text{ mg.L}^{-1}$ olur. pH'ın yaklaşık 7 olması alum floklarının en az çözünür olduğu durumdur. pH 7.6'dan daha düşükse flok yükü pozitif ve 8.2'den yüksek olduğu durumda ise flok yükü negatiftir. Bazı endüstri atıklarının arıtılmasında kullanılan yüksek alum dozajı, flokülasyon pH'sına bağlı olarak, önceden çökmeye sebep olabilir.



Şekil 2.5. Alüminyumun ortam pH'sına bağlı olarak çözünme diyagramı (Jiang *et al.* 2002).

Anyonların varlığı flokülasyon verimliliğini etkilemektedir. Örneğin sülfat iyonları asit oranını artırırken alkali oranını azaltmaktadır. Klorür iyonları ise her ikisini de az miktarda artırmaktadır.

Kireç gerçek bir koagülant olmamasına rağmen bikarbonat alkalinitesiyle reaksiyona girerek kalsiyum karbonat şeklinde çökmeye sebep olur ve orto-fosfatlarla kalsiyum hidroksiapatit çökmesine sebep olur. Magnezyum hidroksit yüksek pH seviyelerinde çöker. İyi bir berraklaştırma için bazı $Mg(OH)_2$ jellerin mevcudiyetine ihtiyaç vardır. Fakat bu da çamurun çok zor susuzlaştırılmasına sebep olmaktadır. Kireç çamuru kalınlaştırabilir, susuzlaştırılabilir ve yeniden kullanım amacıyla kalsiyum karbonat kirece dönüştürülmesi için kalsine edilebilir (Yılmaz 2004).

2.7.9. Koagülant yardımcıları

Bazı kimyasalların katılması flok büyümesini ve çökelmeyi hızlandırmaktadır. Aktifleştirilmiş silika, alüminyum hidratin çok mikro seviyesindeki parçalarıyla birlikte birleşen bir kısa zincirli polimerdir. Yüksek dozajlarda, silika elektronegatif

özelliğinden dolayı flok oluşumuna engel olmaktadır. Genellikle kullanılan dozaj 5-10 mg.L⁻¹ arasındadır. Polielektrolitler yüklü floklarla, partiküller arasında köprü kuran ve adsorplayan gruplar içeren yüksek molekül ağırlıklı polimerlerdir. Büyük floklar (0,3-1 mm) alum ve demir klorürle bağ kuran polielektrolitlerin az miktarları (1-1,5 mg.L⁻¹) katıldığı zaman oluşur. Polielektrolitler aslında pH ile alakalı değildirler ve kolloid üzerindeki yükün etkisini azaltan bir koagülant gibi davranırlar. Üç tip polielektrolit vardır. Bunlar;

- Flok partikülleri veya negatif kolloidleri üzerine adsorplayan katyonik polimerler,
- Kolloid ve polimer arasında hidrojen bağına izin veren ve bir kolloid parçasının anyonik gruplarla yer değiştirmesini sağlayan anyonik polimerler,
- Polimer içerisindeki polar gruplar ve katı yüzeyi arasında hidrojen bağları ile floküle olan ve adsorplanan non iyonik polimerlerdir (Yılmaz 2004).

2.8. Flokülasyon

Arıtılacak suya eklenen koagülantlar yardımıyla durağan halden çıkarılan kolloid parçacıkların birbirleriyle temas ederek çökebilir kümeler haline getirilmesi, yavaş karıştırma ile flokülasyon işlemi sırasında gerçekleştirilir. Parçacıkların birleşerek çökebilir kümeler haline gelmesi için öncelikle temas halinde olmaları gerekir. Su ortamlarında üç fiziksel mekanizma kolloid parçacıkların hareket etmesine yol açar.

1. Brownion hareketi
2. Akışkan makaslama
3. Parçalı çökme

1-) Brownion hareketi (Perikinetik flokülasyon): Bu mekanizma kolloid parçacıkların etraflarındaki su molekülleriyle çarpışmaları sonucu hareket etmelerine yol açar. Su ortamındaki termal enerjinin neden olduğu bu taşınım mekanizması termal

hareket olarak ta adlandırılır. Zamanla tanecik sayısındaki azalmanın, tanecik sayının karesi ile orantılı olduğu ifade edilmektedir.

2-) Akışkan makaslama (Ortokinetik flokülasyon): Akışkan makaslama, suyun kütleli olarak hareket ettirilmesi (genelde bir karıştırma mekanizması ile) sonucu kolloid parçacıkları hareket haline getirir ve birbirleriyle temasını sağlar. Flokülasyon tanklarında yavaş karıştırma aracılığıyla oluşturulan bu mekanizma flokülasyonu gerçekleştiren ana unsurdur. Tanecik sayısında azalma hızı; hız gradyanı, tanecik çapı ve tanecik sayısına bağlıdır.

3-) Parçalı çökme: Yer çekiminin ortaya çıkardığı ve su ortamlarında dikey olarak etkili olan bir hareket mekanizmasıdır. Yer çekimi nedeni ile çökelen kolloid parçacıklar farklı çökme hızlarına sahiptirler ve hızlı çökelen parçacıklar göreceli olarak daha yavaş çökmekte olan parçacıklarla temas haline gelirler (Eroğlu 1995).

2.9. Konu İle İlgili Yapılmış Çalışmalar

Jar testi çözünmüş, süspanse, kolloidal ve çökemeyen maddeleri kimyasal koagülasyon-flokülasyon ve bunları takiben çöktürme işlemi ile arıtmaya izin veren sistemdir (Gregor *et al.* 1997). Bu test atıksu arıtımı için çok değerli bir araçtır (Kirsten *et al.* 2003). Bu proses sayesinde birçok atıksu problemi kolay bir yöntemle giderilmiştir

Sonuç olarak yumaklaştırma aşağıda belirtilen beş amacı yerine getirebilmelidir.

- 1.Katı-sıvı ayırım işleminde, partikül ve bulanıklık giderimini en üst seviyeye çıkarabilmelidir.
- 2.Toplam organik karbon (TOK) ve dezenfeksiyon yan ürünlerinin giderimini maksimum yapmalıdır.
- 3.Bakiye yumaklaştırıcı konsantrasyonu minimum olmalıdır
- 4.Çamur üretimi minimum olmalıdır.

5. İşletme maliyeti minimum olmalıdır.

Bu şartlar dikkate alındığında “Optimum Yumaklaştırma” terimi, en yüksek partikül madde ve bulanıklığın, toplam organik karbonun ve dezenfeksiyon yan ürünlerinin giderilebildiği yumaklaştırıcı doz ve pH’sını ifade eder (Edzwald 1978).

Tekstil atık sularının arıtılması için yapılan bir çalışmada aktif çamurla KOİ gideriminin gayet yüksek olmasına karşın çamur şişmesi sonucunda meydana gelen işletme problemleri ve rengin tamamen giderilmemesi bir problemdir. Koagülasyon haricinde yapılan diğer giderim yöntemleri pahalı olduğundan kullanımları uygun değildir (Amirtarajah 1986; Bes-Pia 2002).

Kimyasal koagülasyon prosesleri, tekstil atıksularının arıtımında, kağıt endüstrisi atıksularının arıtımında, ağır metallerin sudan uzaklaştırılmasında, fosforun ve katı maddelerin giderilmesinde, magnezyumun giderilmesinde kullanılmış ve iyi sonuçlar alınmıştır. Kimyasal koagülasyon ile renk giderimi araştırılmış ve alümin ve demir sülfat koagülant maddesi kullanılarak renk giderimi yapılmıştır. Sonuç olarak %98’lik bir renk giderimi ile demir sülfat en iyi renk giderimini gerçekleştirmiştir (Acar ve Tekin 2002).

Sızıntı sularının kimyasal koagülasyon ile arıtılması ile ilgili yapılan bir çalışmada (Kestioğlu *et al.* 2004), kireç ile ön arıtmanın gerçekleştirildiği ve koagülant madde olarak demir III ve alüminyum sülfatın kullanıldığı proseste, ön arıtma ile %27 KOİ, demir klorür ve alüminyum sülfat ile sırasıyla %70-55 arasında KOİ giderimi sağlanmıştır.

Süt endüstrisi atık sularından biri olan ve peynir yapımı sırasında ortaya çıkan peyniraltı suyunun kimyasal koagülasyonla arıtılabilirliğinin incelendiği diğer bir çalışmada ise karboksil metil selüloz, FeCl₃ ve çitosan gibi bir biyolojik polimer kullanılmıştır. Çalışma sonunda en yüksek KOİ giderme verimi %21 ile karboksil metil selüloz koagülantı ile gerçekleşmiştir (Oktav *et al.* 2004).

Mezbahane endüstrisi atıksularının kimyasal koagülasyon işlemi ile arıtılmasıyla ilgili yapılan çalışmada ise alüm, koagülant maddesi ve yardımcı koagülant madde olarak da polielektrolit kullanılmış ve %3-20 KOI, askıda katı madde %98-99 ve %76-93 türbidite giderimi sağlanmıştır (Al-Mutairi *et al.* 2004). Yine mezbahane endüstrisi atıksularının arıtımı amacıyla yapılan bir çalışmada ise, FeSO_4 ve Alüm, koagülant madde olarak kullanılarak KOI, BOI ve Askıda katı madde giderme verimleri incelenmiştir. Sonuç olarak Alüm koagülantı ile optimum şartlarda %88 KOI, %91 BOI ve %96 askıda katı madde giderimi, FeSO_4 koagülantı ile, %90 KOI, %92 BOI ve %96 askıda katı madde giderimi gerçekleştirilmiştir (Agulair *et al.* 2005).

Özbelge ve arkadaşları (2002), lastik-tekstil atıksularından fenolün uzaklaştırılmasında değişik koagülantlar ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, $\text{Fe}_2(\text{SO})_3$, FeSO_4 , FeCl_3) kullanarak koagülasyon metodunu denemiş, sonuç olarak 23⁰C'de ve pH 12 de %50'lik FeCl_3 çözeltisi ile sönmüş kireç ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) kullanarak %94'luk bir arıtma verimi sağlamışlardır (Özbelge *et al.* 2002).

Fahim ve arkadaşları (2001), bir konserve balık tesisinin atıksularının arıtılmasında koagülasyon-flokülasyon metodunu denemişler ve FeCl_3 ve $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ koagülantlarını kullanarak, kireçli ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) ve kireç kullanmadan denemeler yapmışlardır. En iyi sonuçları, FeCl_3 (0,4 g.L⁻¹) ve $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (0,2 g.L⁻¹) kullanarak elde etmişler ve sırasıyla 989 ve 1324 mg.L⁻¹ olan BOI₅ ve KOI değerlerini, sırasıyla 204 ve 320 mg.L⁻¹'ye düşürmüşlerdir (Fahim *et al.* 2001).

Al-Malack ve arkadaşlarının yaptıkları ve 1999 yayınlanan bir çalışmada, bir kimya fabrikasının atıksularının arıtılmasında koagülasyon ve çöktürme yöntemini uygulamışlardır. Koagülant olarak FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ve FeSO_4 kullanmışlardır. Fabrikanın iki ayrı deşarj akımından alınan örneklere göre, ilk akımda en iyi sonuçları pH 9 iken ve 200 mg.L⁻¹ FeCl_3 kullanarak, KOI ve atıksu arıtımındaki verimi sırasıyla %99,6 ve %99,3, ikinci akımda ise yine pH 9 iken KOI ve atıksu arıtımındaki verimi sırasıyla %96,3 ve %95,9 olarak elde etmişlerdir (Al-Malack *et al.* 1999).

Song ve arkadaşları (2003), değişik pH ve koagülant miktarlarında, bir tabakhanenin atıksularındaki kirleticilerin, kabul edilen limitlerin altına indirebilmek için koagülasyon yöntemini uygulamışlardır. Koagülasyon verimliliğini, KOI, krom, renk ve askıdaki katıların giderilmesi cinsinden incelemiştirlerdir. Koagülant olarak alüminyum sülfat ve ferrik klorür kullandıkları koagülasyon deneylerinin, tabakhane atıksularının arıtımı için etkili bir metod olduğunu belirtmişlerdir. Çalıştıkları deneylerde optimum pH'ı 7,5, optimum koagülant miktarını 800 mg.L^{-1} olarak bulmuşlardır. Buna göre, KOI, askıdaki katı madde ve krom uzaklaştırma verimleri sırasıyla, %30–37, %38–46, %74–99 olarak bulunmuş ve yaklaşık %85–86 arasında renk giderimi sağlamışlardır (Song *et al.* 2003).

Yu Gao ve arkadaşları tarafından yapılan ve 2004 yılında yayınlanan bir çalışmada, yüksek Al_{13} içeren polialüminyum klorür (PACl) ile koagülasyon ve karakterizasyonu incelenmiştir. Bu çalışmada sentetik ve gerçek su örneklerinin arıtımında AlCl_3 , PACl ve PACl- Al_{13} 'ün koagülasyon verimliliğini test etmek için yapılmıştır. Bulanıklık, hümik asit ve renk giderimi ve en yüksek yük nötrale etme kapasitesi incelenmiştir. Çalışma şartları altında PACl- Al_{13} sırasıyla Al olarak 4 ile 15 mg.L^{-1} dozajlarında hümik asit arıtımı %90 ve mavi boya arıtımı %100 gerçekleşmiştir. Al_{13} türlerinin en yüksek pozitif yüke sahip olduğu ve su ve atıksu arıtımında polimerik Al türlerinin en etkili olduğu bulunmuştur (Yu Gao *et al.* 2004).

Kang ve arkadaşları 2003 yılında yayınlanan yapıları çalışmada antimon(Sb) arıtımı için polialüminyum klorür ve demir klorürün karşılaştırılması yapılmıştır. Jar testi denemelerde çeşitli antimon türlerinin arıtımı üzerinde ön klorlama, koagülant dozajı, çözeltinin pH etkisini belirlemek için kullanılmıştır. Klorlamanın antimon arıtımında Fc' nin kabiliyetini azaltmaktadır. Anoksit şartlar altında Sb(III) içeren doğal sular ön klorlama olmaksızın koagülasyon yapılabilir. Bu araştırmada deneysel şartlar altında PACl ile Sb(V) arıtımı NOM(doğal organik madde)'nin varlığıyla yeterli olmamasına rağmen, PACl' ün Sb(III) ve Sb(V) arıtımı için FC' ün yaptığından çok daha iyi değildir (Kang 2003).

Türkiyede her yıl bor endüstrilerinde büyük miktarlarda endüstriyel atık oluşur. Bu atıklar değişik problemlere neden olur (Boncukçuoğlu *et al.* 2001). Avrupa Birliği (EU) sulardaki maksimum bor konsantrasyonunu 1 ppm ve Dünya Sağlık Organizasyonu (WHO) içme sularında maksimum 0,3 ppm olarak kabul etmişlerdir (Fox *et al.* 2001). Bazı prosesler kullanılarak borun sulardan ayrıştırılması sağlanmaya çalışılmıştır. Bunlardan biri de ters osmoz yardımıyla arıtım yapan sistemlerdir. Ancak bu sistemde borun yalnızca %60 kadar arıtım sağlanmaktadır.

Normalde bor ters osmoz membranlarda %40 ile %60 oranında tutulmaktadır. Bu şartlarda basınçla borun süzülerek alınması işleminde sulara 2-3 ppm bir karışım meydana gelmektedir ki buda suların kalite sınıflandırılmasında önemli bir yer tutar.

Alüminyum elektrot kullanılarak elektrokoagülasyon prosesi ile bor giderim verimine etki eden parametrelerin tespiti için gerçekleştirilen denemeler neticesinde elde edilen veriler ışığında sisteme etki eden toplam parametreler tespit edilmiş ve deneysel veriler yardımıyla prosesi tanımlayan bir matematiksel bağıntı türetilmiştir. Elde edilen matematiksel bağıntı elektrokoagülasyon prosesini ve etki eden parametreleri gösteren bir model oluşturulmasını sağlamıştır (Yılmaz *et al.* 2008).

Türkiye’de birçok jeotermal su, sulama suyu standartlarını aşacak şekilde bor ihtiva etmektedir. Bu termal sular ile sulama yapıldığında hem bitki zarar görmekte hem de toprakta bor birikimi olarak toprak kirlenmektedir. Bu kirliliği önlemek için Yılmaz ve arkadaşları tarafından termal sulardaki borun elektrokoagülasyon yöntemi ile arıtılabilirliği araştırılmış ve bu amaç doğrultusunda Ilıca termal suları kullanılmıştır. Yapılan çalışma neticesinde su içerisinde yaklaşık 25 mg.L^{-1} bor bulunduğu tespit edilmiş ve giderim verimine etki eden parametreler incelenerek optimum şartlarda ortamdaki borun %99’a yakının uzaklaştırıldığı görülmüştür (Yılmaz *et al.* 2008).

Klasik metodlarda borun iyon değiştirme yoluyla elimine (azaltılmasını) sağlamak için iyon değiştirme metodu kullanılır, fakat bu uygulama oldukça pahalı bir proses

olduğundan genellikle tercih edilmez. Bir diğer metod ise koagülasyon ve flokülasyon ile borun ve diğer süspanse katıların çökeltilmesi veya filtrasyonla tutulmasıdır.

Yapılan bir çalışmada bor içeren çözeltilerden bor arıtımında kimyasal koagülasyon ve elektrokoagülasyon arasında niceliksel karşılaştırılması yapılmıştır. Kimyasal koagülasyonda alüminyum tuzlarından olan alüminyum klorür ($AlCl_3$) kullanılarak jar testi denemeleri yapılmıştır. Elektrokoagülasyonda ise alüminyum elektrotları kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Çalışmanın sonucunda elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyon arasındaki benzerlik koagülant miktarlarının aynı olmasıdır. Bor arıtımı elektrokoagülasyonda daha yüksek olduğu bulunmuştur. Ayrıca kimyasal koagülasyonda bor içeren çözeltilerden bor arıtımının hiç etkili olmadığı görülmüştür. Optimum şartlarda (pH'sı 8 ve alüminyum dozajı $7,45 \text{ g.L}^{-1}$) elektrokoagülasyon ve kimyasal koagülasyonun bor arıtım verimlilikleri sırasıyla %94 ve %24 olarak bulunmuştur (Yılmaz *et al.* 2007).

Bu çalışmanın amacı, yüksek konsantrasyonlarda bor içeren atık sulardan kimyasal koagülasyon yöntemi ile bor giderimi verimine etki eden parametrelerin belirlenmesidir. Çalışmalarda endüstriyel atık sularda bulunan bor miktarına eşdeğer miktarlarda bor ihtiva eden suni olarak hazırlanmış atık sular kullanılacaktır. Bu atık sular boraks dekahidrat bileşiğinden hazırlanacaktır. Kimyasal koagülasyon yöntemi ile optimum bor giderimine başlangıç bor konsantrasyonu, çözeltinin başlangıç pH'sı, karıştırma hızı ve çeşitli koagülant türleri ve konsantrasyonlarının etkileri incelenecektir.

3. MATERYAL ve METOD

3.1. Materyallerin Temini ve Hazırlanması

Bu çalışmanın amacı gerek bor endüstrisi atık sularında gerekse üretimleri esnasında bor kullanan diğer endüstrilerin atık sularında bulunan borun kimyasal koagülasyon yöntemiyle giderimi ve bu prosese etki eden çeşitli parametrelerin belirlenmesidir.

Araştırmalarda %99,9 saflıkta sodyum tetra boraks deka hidrat ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) bileşiğinden laboratuvar ortamında suni olarak hazırlanmış belirli bor konsantrasyonuna sahip stok çözeltiler ve bu çözeltilerin seyreltilmesi sonucu elde edilen çözeltiler kullanılmıştır.

Araştırmada koagülant maddesi olarak alüminyum tuzlarından $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, $\text{Al}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$, AlCl_3 kullanılıp, ayrıca polielektrolit olan polialüminyum klorür (PACl) denenmiştir.

3.2. Deneysel Ekipman

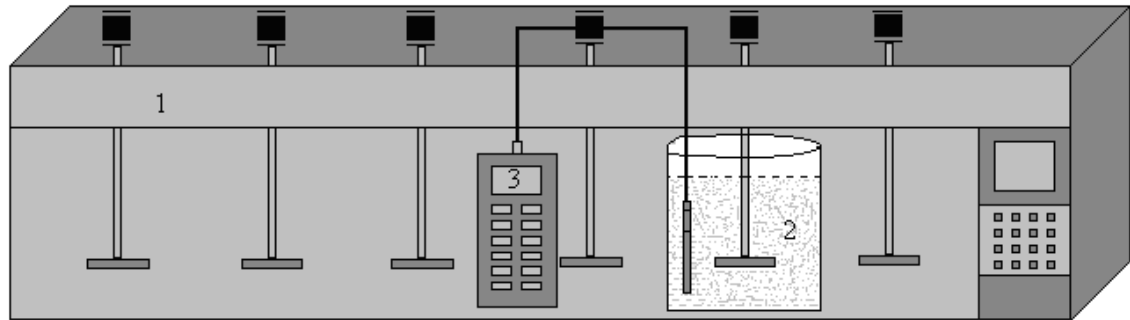
Koagülasyon ve flokülasyon deneyleri: Koagülasyon ve flokülasyon jar testi yardımı ile optimize edilmeye çalışılmıştır. Koagülasyon ve flokülasyon işlemleri için kullanılan yumaklaştırıcılar alüminyum tuzlarından $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, $\text{Al}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$, AlCl_3 Merck firmasından temin edilmiş olup saflık derecesi %99 dur. PACl, ticari olarak elde edilmiş ve içerisinde %10'luk Al_2O_3 içeren sıvı formdadır. Her bir yumaklaştırıcıdan $50 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 'lik konsantrasyonlarda distile su kullanılarak stok çözeltiler hazırlanmıştır. Tüm çözeltilerin hazırlanmasında distile su ve pH ayarlamalarında ise seyreltik (%35-37) HCl ve 5 N NaOH kullanılmıştır.

Koagülasyon ve flokülasyonun optimizasyonu için jar testi kullanılmış ve bu yöntemle bor gideriminde karıştırma hızı, pH, koagülant cinsi ve koagülant dozajı belirlenmeye çalışılmıştır. Deney düzeneğinde Phipps&Bird marka dijital kontrollü Jar testi cihazı kullanılmıştır. 6 adet 2 litrelik beher ve pedallı karıştırıcı ile gerçekleştirilen Jar testi denemelerinde yumaklaştırıcı ilavesinden önce istenen pH değerlerine ayarlanmıştır. pH ayarlamasından sonra örnekler Jar testi cihazına yerleştirilerek yumaklaştırıcı ilave edilip ve 3 dakika 120 dev.dak^{-1} hızlı, 12 dakikada 30 dev.dak^{-1} yavaş karıştırma uygulanmış ve 1 saat süre ile örneklerin çökmesi beklenmiştir. Çökelmeden sonra çözeltinin pH'ı WTW marka multimetre kullanılarak ölçülmüştür. Deneyin sonunda alınan numuneler de bor analizleri yapılmıştır.

Koagülasyon ve flokülasyon denemelerinde çalışma parametreleri Çizelge 3.1'de verilmiştir. Denemelerin gerçekleştirildiği düzenek Şekil 3.1'de gösterilmiştir.

Çizelge 3.1. Koagülasyon ve flokülasyon deneylerinde kullanılan parametreler

Parametreler	Parametre aralığı
pH	7-8-9-10-11-12
Koagülant dozu (g.L^{-1})	0,1-0,25-0,5-1
Bor Konsantrasyonu (mg.L^{-1})	250-500-1000
Hızlı Karıştırma Hızı (dev.dak^{-1})	60-90-120-150

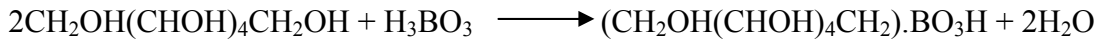


Şekil 3.1. Kimyasal koagülasyon prosesinin deneysel sisteminin şematik görünüşü (1-Jar testi, 2- Kimyasal koagülasyon hücresi, 3- pH metre)

3.3. Metod

3.3.1. Bor analizi

Kimyasal koagülasyon metodu ile gerçekleştirilecek denemelerde bor analiz metodu olarak potansiyometrik metod kullanılmıştır. Potansiyometrik yöntem, borik asit sulu çözeltilerinde çok zayıf asit özelliği gösterdiğinden baz çözeltisi ile doğrudan tayin edilememektedir. Borik asit çözeltilerine organik polialkoller ilave edildiğinde borik asit esterleri meydana gelmektedir. Borik asitin bu çeşit ester oluşturmasıyla serbest kalan hidroksil grubundaki hidrojenin ayrışma derecesi artırılmış olur; yani iki hidroksil grubu esterleşmiş olan borik asitin asitlik derecesi artmış olur. Bu şekilde bulunan borik asit bir indikatör varlığında, alkali bir hidroksit ile titre edilebilir. Bu deneyde polialkol olarak mannitol kullanılmıştır. Borik asit iki mannitol molekülü ile kompleks yapar ve reaksiyon,



şeklinde olur. Gliserol ve mannitol gibi polialkoller borik asit ile reaksiyona girerek proton oluştururlar ve böylece asitliğini artırırlar. Mannitollü ortamda K_1 yaklaşık 10^{-6} olduğu yani 25°C 'deki borik asitin K_1 değerine ($5.79 \cdot 10^{-10}$) göre 10.000 kat daha arttığı belirlenmiştir. Bu etki bor bileşiklerinin volumetrik analizlerinde önemli bir kolaylık sağlar. Bu reaksiyonlarla serbest hale gelen borik asit, pKa değeri yaklaşık 4 olan tek değerli bir asit gibi davranır ve ayarlı KOH çözeltisi ile titre edilir. Böylece 1 eşdeğer gram KOH, bir mol borik asite karşılık gelir. Çözeltide bor tayini yapılmadan önce ortamın pH'sı pH-metre yardımı ile 7,60'a ayarlandıktan sonra ortama 5 g. mannitol ilave edilir ve ortamın pH'sı tekrar 7,60'a ulaşıncaya kadar 0,5 N KOH çözeltisi ile titre edilir. 1 mL. 0,5 N KOH 17,41 mg. B_2O_3 'e karşılık gelir. Buradan numune içerisindeki bor miktarı hesaplanmış olur (Demircioğlu 1972).

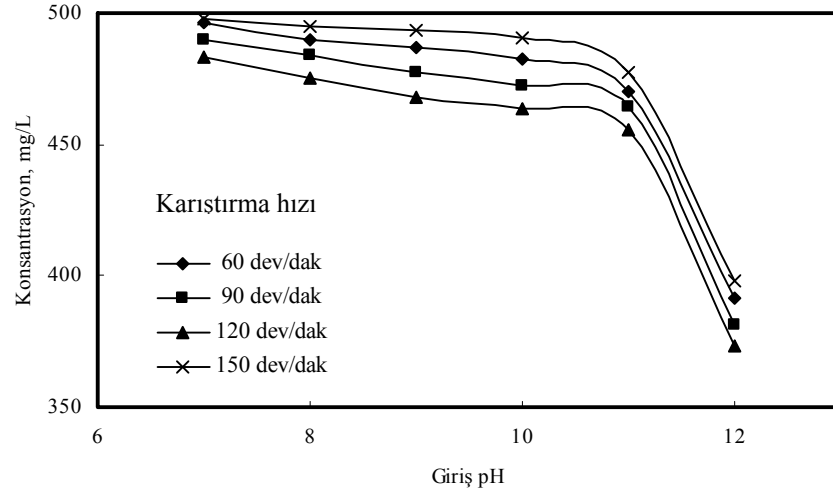
4. ARAŞTIRMA BULGULARI

Bu çalışmada bor endüstrisi atıksularının kimyasal koagölasyon yöntemiyle arıtılabilirliği incelenmiştir. Koagölasyon-flokölasyon için jar testi yöntemi kullanılmış olup optimum karıştırma hızı ve pH bulunduktan sonra optimum koagölant dozajı ve cinsi belirlenmeye çalışılmıştır. Çalışmada yapılan denemeler sonucunda elde edilen veriler aşağıda sırasıyla belirtilmiŐtir.

4.1. Alüminyum Sülfat ile Yapılan Denemeler

4.1.1. Karıştırma hızının giderim verimi üzerine etkisi

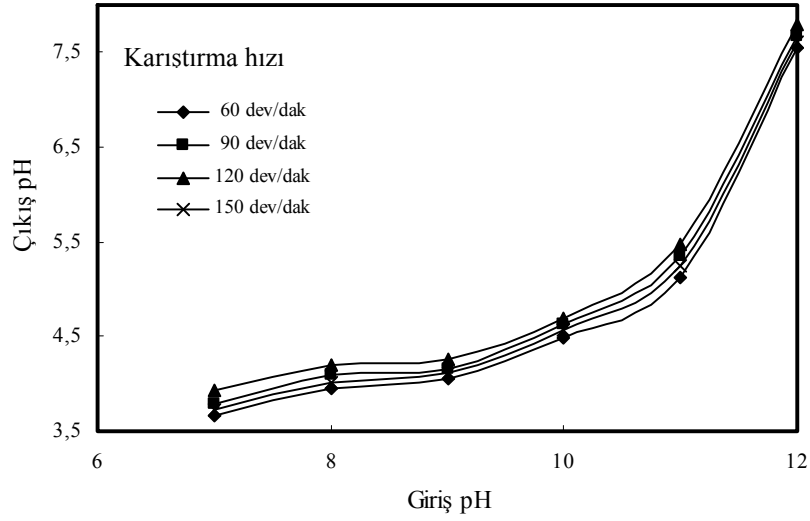
Karıştırma hızının arıtma verimi üzerine etkisini incelemek için sabit bor konsantrasyonu ve sabit koagölant dozajı denenmiştir. Başlangıçta 500 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulardan 1000 ml'lik örnekler alınarak başlangıç pH'ları 7-8-9-10-11-12 olacak Şekilde ayarlanmıştır. pH'sı ayarlanan örneklere 0,5 g.L⁻¹ dozaja sahip alüminyum sülfat koagölantı ilave edilerek jar testinde farklı karıştırma hızları uygulanmıştır. 1 saat süre ile örneklerin ökilmesi beklenilmiŐ ve çökelmeden sonra çözeltilerin pH değerleri ölçölmüŐtür. Ölçülen pH değerleri izelge 4.1'de verilmiştir. Deneyin sonunda alınan numuneler de bor analizleri yapılarak elde edilen sonuçlar Şekil 4.1 ve 4.2'de grafiksel olarak gösterilmiştir.



Şekil 4.1. Farklı karıştırma hızı parametresinin sistem değişkenleri üzerine etkisi (500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu, $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Çizelge 4.1. Farklı hızlı karıştırma parametresinde çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimi (500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu, $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Giriş pH	Çıkış pH			
	60 dev.dak ⁻¹	90 dev.dak ⁻¹	120 dev.dak ⁻¹	150 dev.dak ⁻¹
7	3,66	3,79	3,94	3,72
8	3,95	4,09	4,19	4,02
9	4,06	4,16	4,27	4,12
10	4,48	4,62	4,69	4,56
11	5,13	5,34	5,48	5,25
12	7,54	7,67	7,79	7,6



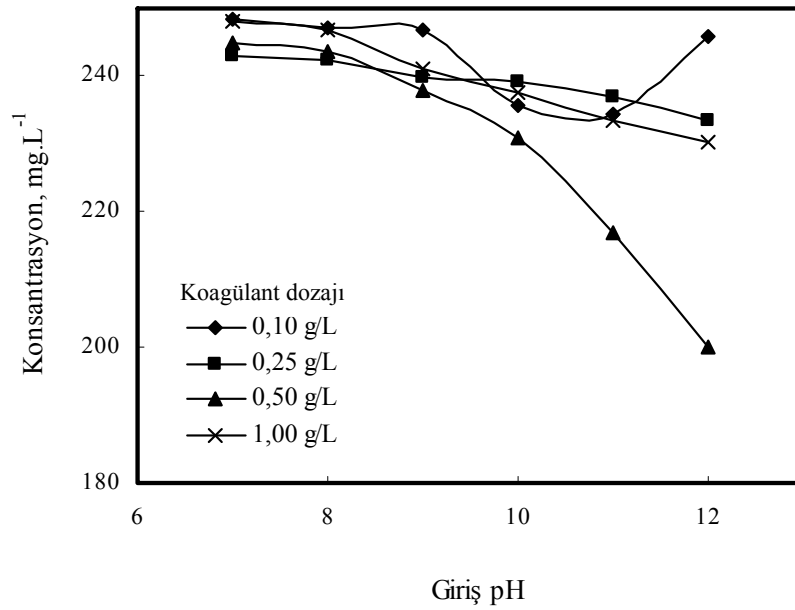
Şekil 4.2. Farklı karıştırma hızı parametresinin çözeltilerin başlangıç pH'ları üzerine etkisinin incelenmesi (500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Şekil 4.1 incelendiğinde tüm şartların sabit tutularak gerçekleştirildiği denemelerde farklı karıştırma hızı parametresinin bor giderim verimini etkilemediği görülmektedir. Çizelge 4.1 ve Şekil 4.2'de gösterildiği gibi başlangıç pH'ları 7-8-9-10-11-12 olan sentetik bor çözeltileri üzerine sabit koagülant dozajı verilerek farklı karıştırma hızlarında çıkış pH'ları ölçülmüştür. Farklı karıştırma hızlarında çıkış pH'larında kayda değer bir değişim gözlenmemiştir. Yapılan literatür taramasında bulunan standart Jar testi hızlı karıştırma hızı olan 120 dev.dak⁻¹ karıştırma hızı kabul edilerek denemelerde kullanılmıştır (Eckenfelder 2000).

4.1.2. pH optimizasyonu

Çözeltinin başlangıç pH'sının arıtma verimi üzerine etkisini incelemek için 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik başlangıç bor konsantrasyonlarına sahip sentetik atıksu çözeltileri kullanılmıştır. Başlangıçta 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip çözeltilerden 1000 ml'lik örnekler alınarak, başlangıç pH'ları 7-8-9-10-11-12 olacak şekilde ayarlanmıştır. pH'sı ayarlanan örneklere 0,1, 0,25, 0,5 ve 1 g.L⁻¹ dozaja sahip alüminyum sülfat koagülantı ilave edilerek jar testinde 3 dakika optimum karıştırma hızı

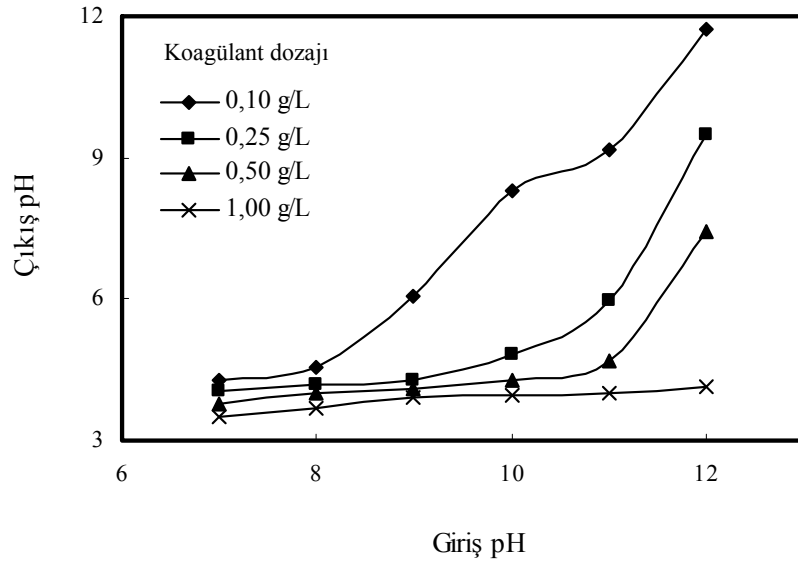
olarak bulunan 120 dev.dak⁻¹'lık hızlı karıştırma ve 12 dakika 30.dev dak⁻¹ ile yavaş karıştırma uygulanmıştır. 1 saat süre ile örneklerin çökmesi beklenmiş ve çökmeden sonra çözeltinin pH değerleri ölçülmüştür. Deneyin sonunda alınan numunelerde bor analizleri yapılarak optimum pH belirlenmeye çalışılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.3-4.8'de grafiksel olarak gösterilmiş ve farklı koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişim verileri Çizelge 4.2-4.4'de verilmiştir.



Şekil 4.3. Farklı başlangıç pH'larında farklı alüminyum sülfat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu)

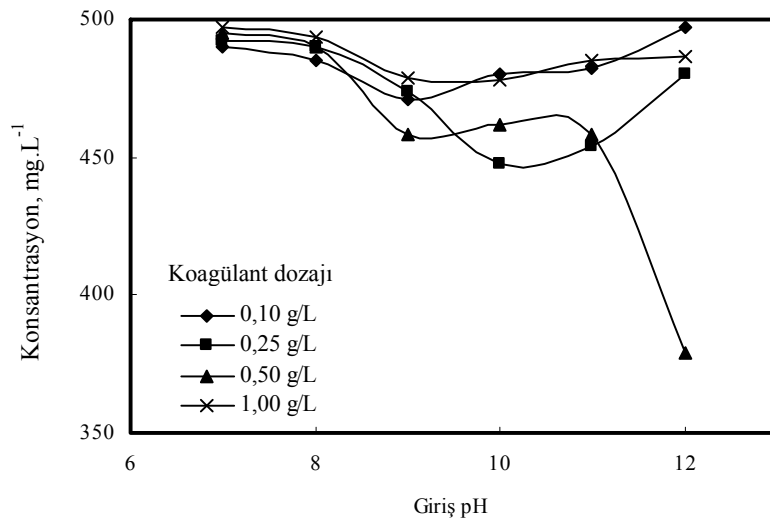
Çizelge 4.2. 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,28	4,06	3,78	3,52
8	4,54	4,18	3,99	3,69
9	6,07	4,28	4,09	3,91
10	8,3	4,84	4,3	3,98
11	9,19	5,96	4,7	4,01
12	11,74	9,51	7,42	4,16



Şekil 4.4. Farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

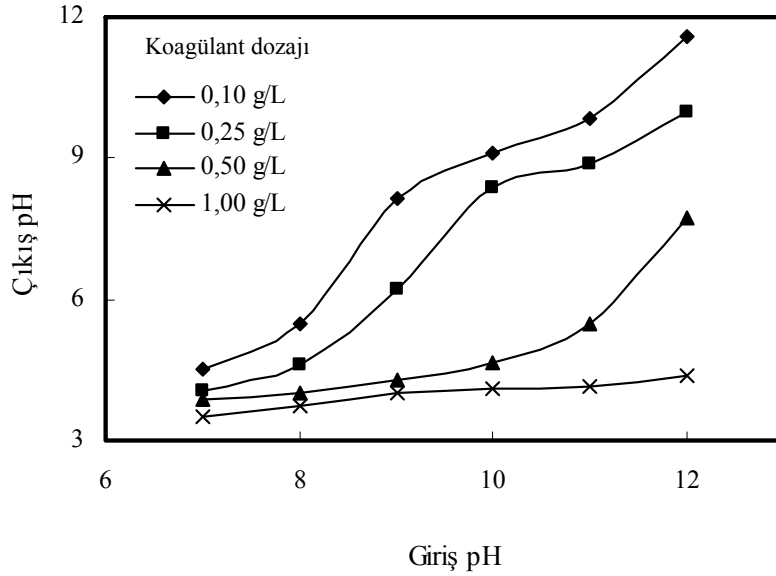
Şekil 4.3 incelendiğinde 250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuyun başlangıç pH'sı 12 ve koagülant dozajı $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşün en yüksek olduğu görülmüştür. Çizelge 4.2 ve Şekil 4.4'de pH'sının 12'den 7,42'ye düştüğü gözlemlenmiştir.



Şekil 4.5. Farklı başlangıç pH'larında farklı alüminyum sülfat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

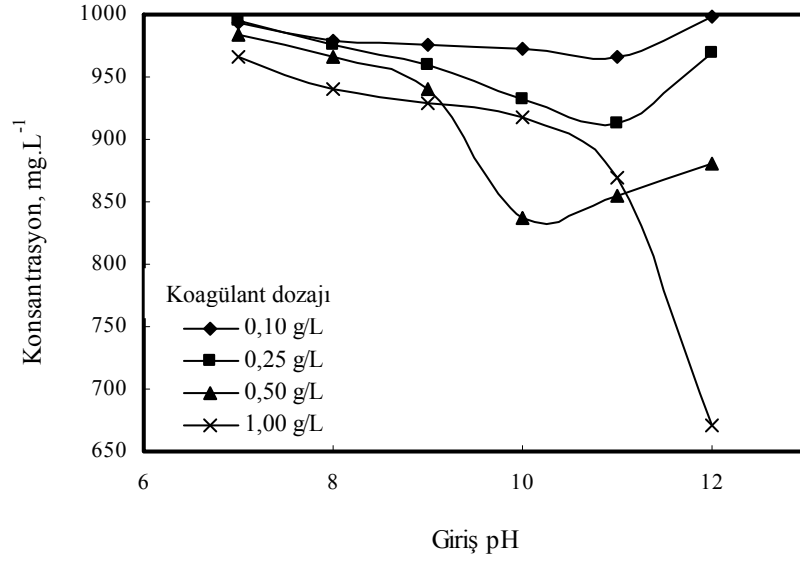
Çizelge 4.3. 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,5	4,05	3,85	3,51
8	5,47	4,6	3,99	3,75
9	8,13	6,21	4,27	4
10	9,11	8,37	4,67	4,11
11	9,82	8,86	5,48	4,14
12	11,59	9,99	7,74	4,4



Şekil 4.6. Farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu)

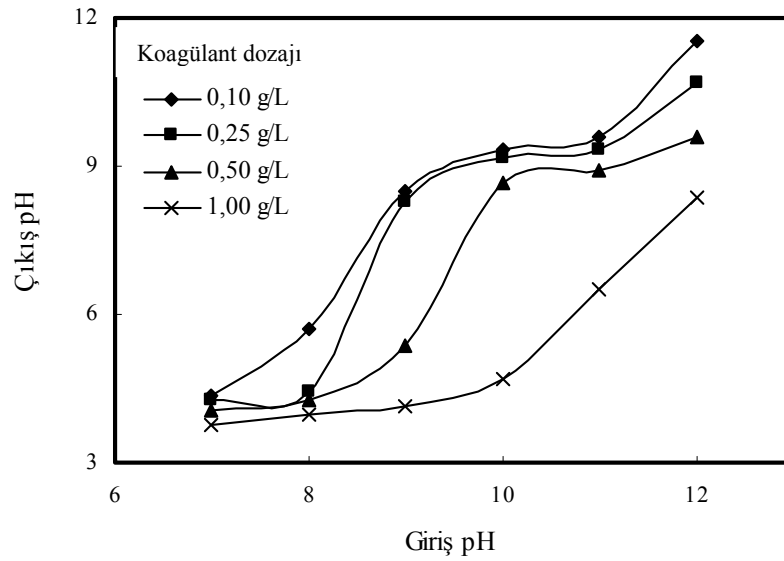
Şekil 4.5 incelendiğinde 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuyun başlangıç pH'sı 12 ve koagülant dozajı 0,5 g.L⁻¹ olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşün en yüksek olduğu görülmüştür. Çizelge 4.3 ve Şekil 4.6'da pH'sının 12'den 7,74'e düştüğü gözlemlenmiştir.



Şekil 4.7. Farklı başlangıç pH'larında farklı alüminyum sülfat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (1000 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

Çizelge 4.4. 1000 mg.L^{-1} bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,34	4,28	4,06	3,75
8	5,69	4,42	4,26	3,96
9	8,48	8,27	5,37	4,12
10	9,35	9,17	8,65	4,7
11	9,58	9,35	8,9	6,51
12	11,53	10,7	9,59	8,35



Şekil 4.8. Farklı alüminyum sülfat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu)

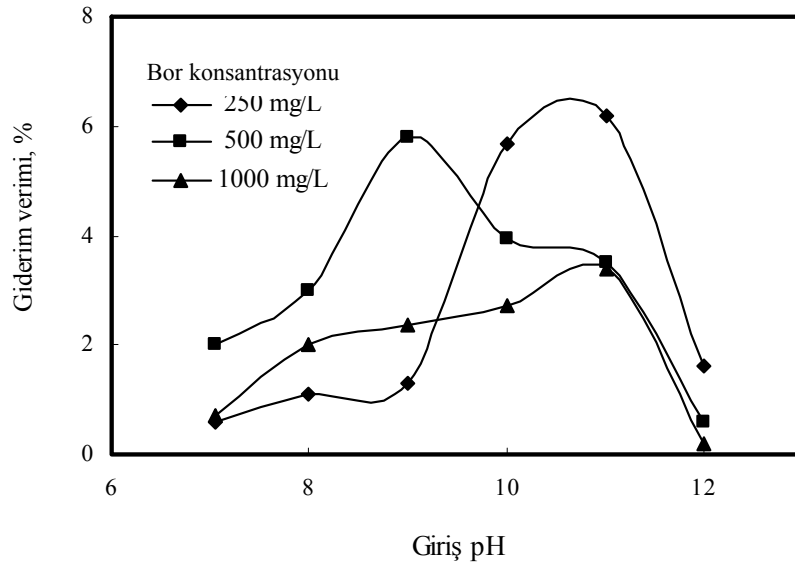
Şekil 4.7 incelendiğinde 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuyun başlangıç pH'sı 12 ve koagülant dozajı 1 g.L⁻¹ olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşün en yüksek olduğu görülmüştür. Çizelge 4.4 ve Şekil 4.8'de pH'sının 12'den 8,35'e düştüğü gözlemlenmiştir.

Tüm veriler göz önüne alındığında farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara farklı koagülant dozajları uygulandığında çözeltilerin çıkış pH'ları 7,5-8,5 arasında olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşlerin en yüksek olduğu görülmektedir.

Yüksek bor konsantrasyonuna sahip çözeltilere ilave edilen koagülant dozajı ne olursa olsun çözeltinin başlangıç pH değerindeki düşüşü, düşük bor konsantrasyonuna sahip çözeltilerin bor konsantrasyonundaki düşüşünden daha azdır. Bunun nedeni ortamdaki kirletici miktarı arttığının ve ilave edilen koagülant maddenin bu kirleticilerle reaksiyona girerek flok oluşumunu sağlaması ve ortamın pH'sını düşürmeye engel olduğu düşünülmektedir.

4.1.3.Koagülant dozajı optimizasyonu

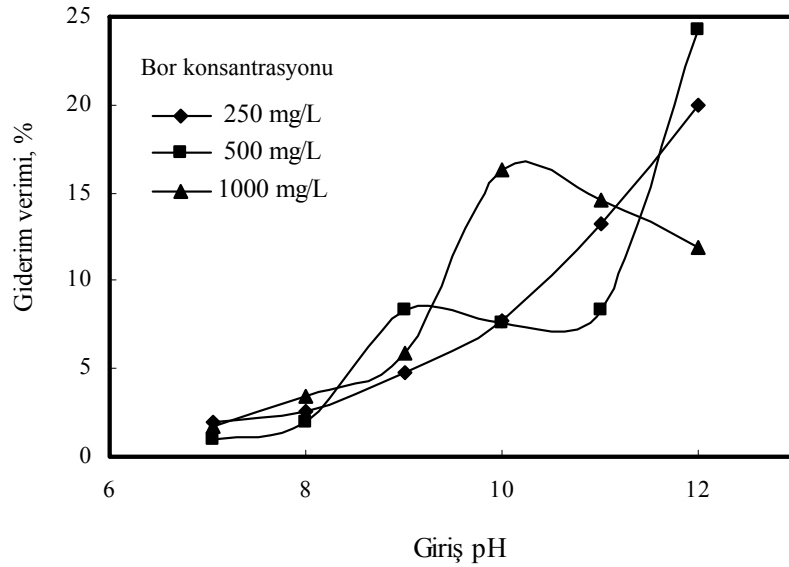
Koagülant dozajının arıtma verimi üzerine etkisini incelemek için 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik başlangıç bor konsantrasyonlarına sahip sentetik atıksu çözeltileri kullanılmıştır. Başlangıçta 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip çözeltilerden 1000 ml'lik örnekler alınarak, başlangıç pH'ları 7-8-9-10-11-12 olacak şekilde ayarlanmıştır. pH'sı ayarlanan örneklere 0,1, 0,25, 0,5 ve 1 g.L⁻¹ dozaja sahip alüminyum sülfat koagülantı ilave edilerek jar testinde 3 dakika optimum karıştırma hızı olarak bulunan 120 dev.dak⁻¹'lık hızlı karıştırma ve 12 dakika 30 dev.dak⁻¹ ile yavaş karıştırma uygulanmıştır. 1 saat süre ile örneklerin çökmesi beklenmiş ve çökmeden sonra çözeltilerin pH değerleri ölçülmüştür. Deneyin sonunda alınan numunelerde bor analizleri yapılarak optimum koagülant dozajı belirlenmeye çalışılmıştır. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.9-4.20'de grafiksel olarak gösterilmiş ve farklı koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişim verileri Çizelge 4.5-4.8'de verilmiştir.



Şekil 4.9. Farklı bor konsantrasyonlarında başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

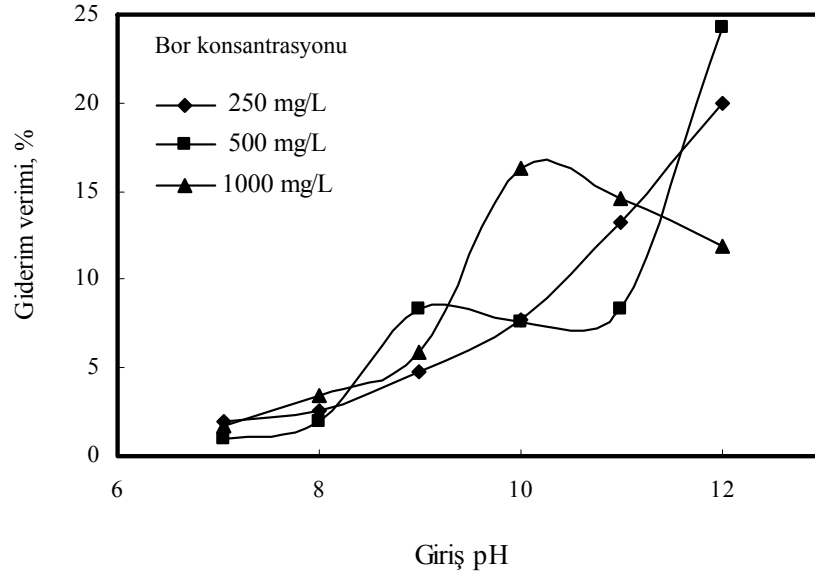
Şekil 4.9'da 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 11 olduğunda en iyi giderim verimi %6,18, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun

başlangıç pH'sı 10 olduğunda en iyi giderim verimi %4, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 11 olduğunda en iyi giderim verimi %3,38 olduğu görülmektedir. 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 11 olduğunda gerçekleşmiştir.



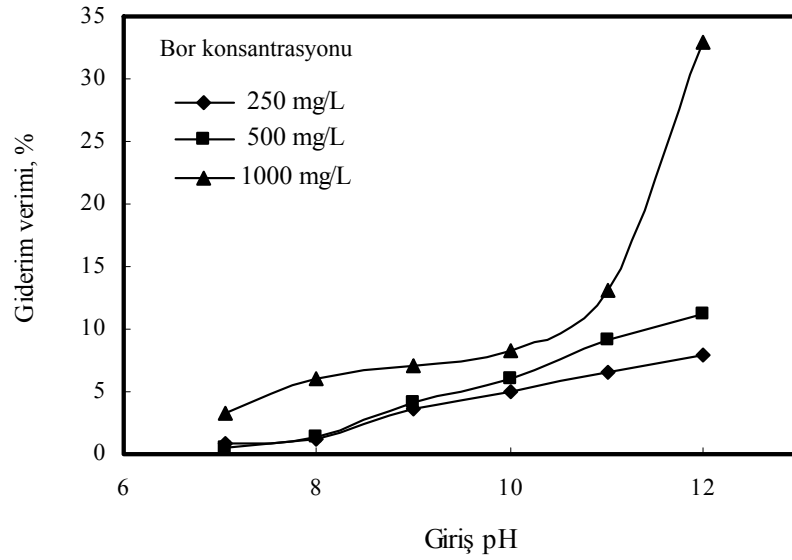
Şekil 4.10. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,25 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Şekil 4.10'da 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %6,58, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 10 olduğunda en iyi giderim verimi %10,5, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 11 olduğunda en iyi giderim verimi %8,73 olduğu görülmektedir. 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 10 olduğunda gerçekleşmiştir.



Şekil 4.11. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi ($0,5 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Şekil 4.11'de $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ koagülant dozajında 250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %20, 500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %24,20, 1000 mg.L^{-1} bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 10 olduğunda en iyi giderim verimi %16,3 olduğu görülmektedir. $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ koagülant dozajında en yüksek verim 500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 12 olduğunda gerçekleşmiştir.

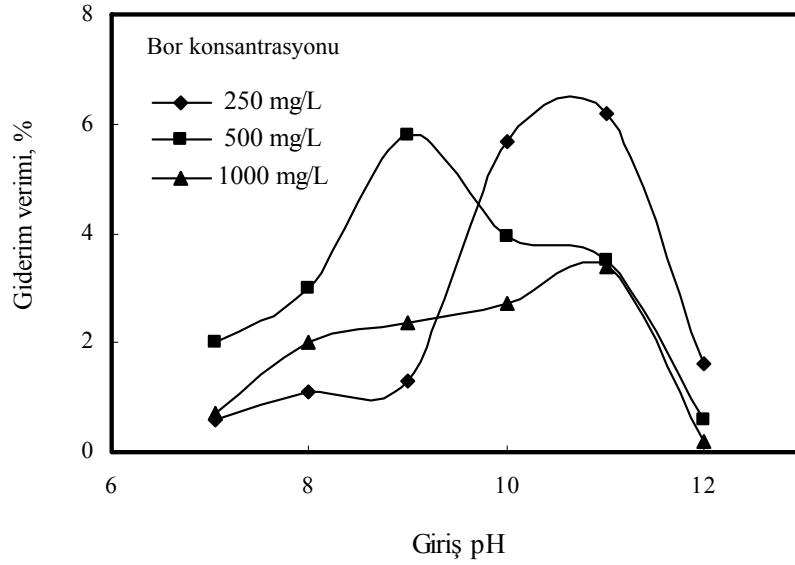


Şekil 4.12. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Şekil 4.12'de 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %8, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %11,2, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %32,9 olduğu görülmektedir. 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 12 olduğunda gerçekleşmiştir.

Çizelge 4.5. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,1 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	4,08	4,35	4,34
8	4,24	4,46	5,69
9	6,07	8,4	8,48
10	8,63	9,11	9,35
11	8,85	9,31	9,58
12	11,74	11,59	11,53

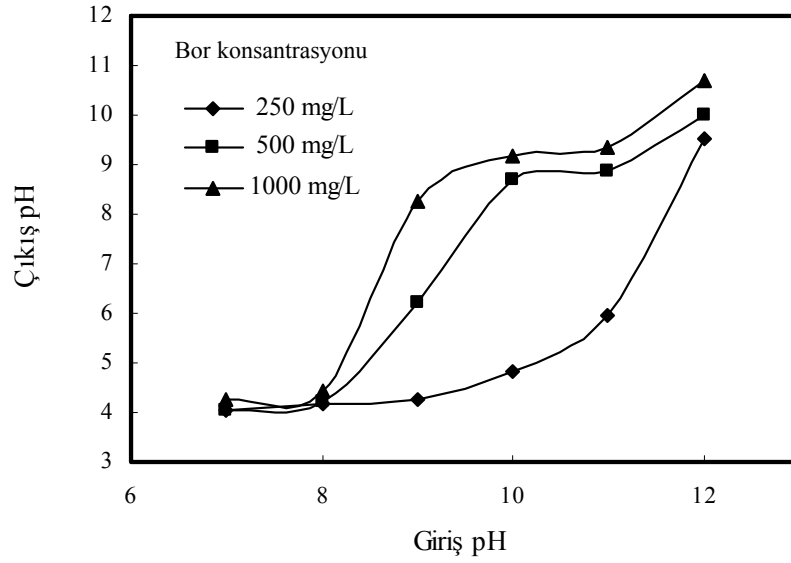


Şekil 4.13. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Çizelge 4.5 ve Şekil 4.13 incelendiğinde 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 11'dan 8,85'e, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 10'dan 9,11'e, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 11'den 9,58'e düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 8,5-9,5 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.6. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,25 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	4,06	4,05	4,28
8	4,18	4,2	4,42
9	4,28	6,21	8,27
10	4,84	8,7	9,17
11	5,96	8,86	9,35
12	9,51	9,99	10,7

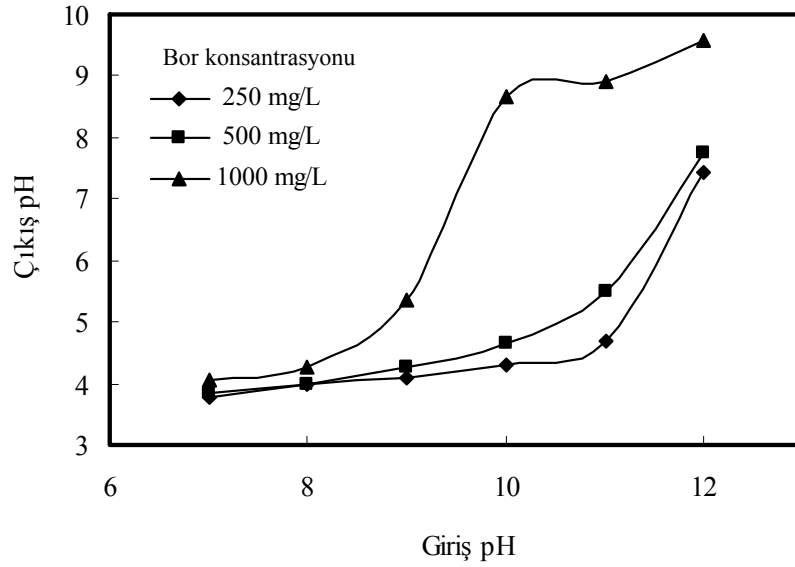


Şekil 4.14. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi ($0,25 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Çizelge 4.6 ve Şekil 4.13 incelendiğinde $0,25 \text{ g.L}^{-1}$ koagülant dozajında 250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 9,51'e, 500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 10'dan 8,7'e, 1000 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 11'den 9,35'e düştüğü gözlemlenmiştir. Yani $0,25 \text{ g.L}^{-1}$ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 8,5-9,5 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.7. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum sülfat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L^{-1}	500 mg.L^{-1}	1000 mg.L^{-1}
7	3,78	3,85	4,06
8	3,99	3,99	4,26
9	4,09	4,27	5,37
10	4,3	4,67	8,65
11	4,7	5,48	8,9
12	7,42	7,74	9,59

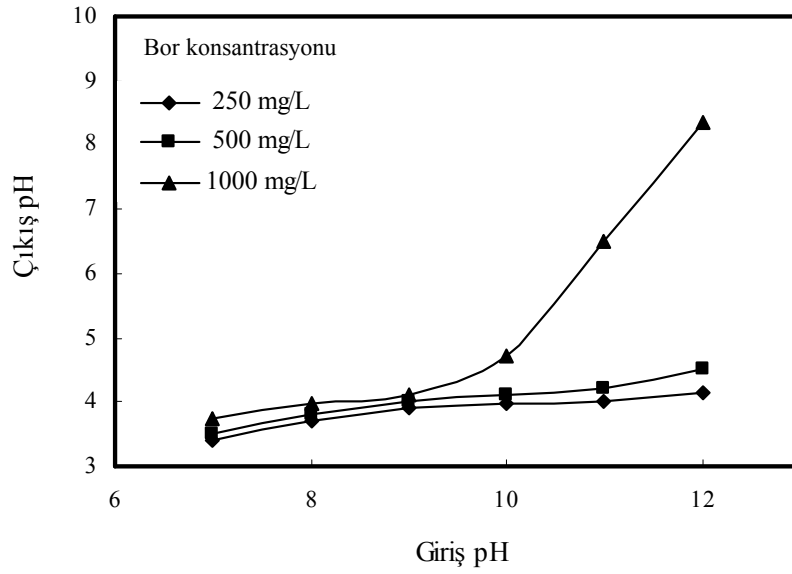


Şekil 4.15. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Çizelge 4.7 ve Şekil 4.15 incelendiğinde 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 7,42'e, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'dan 7,74'e, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 10'dan 8,65'e düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 7,5-8,5 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

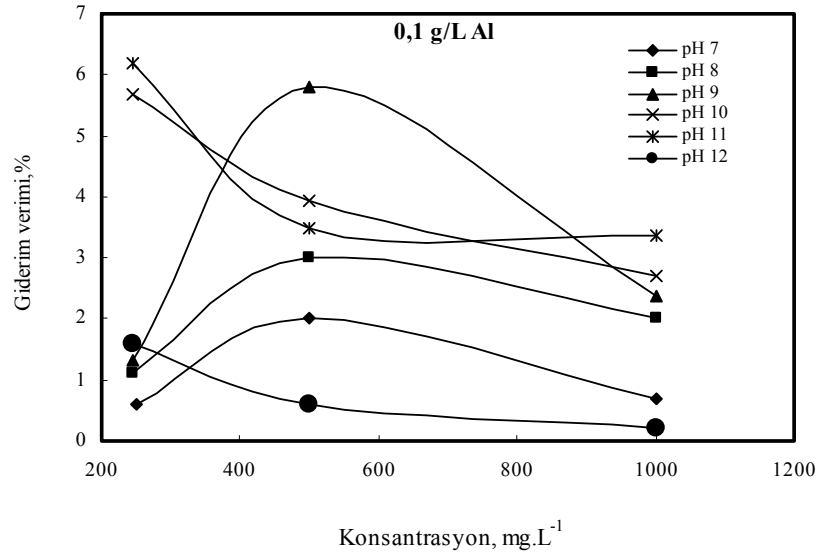
Çizelge 4.8. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 1 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	3,4	3,51	3,75
8	3,69	3,8	3,96
9	3,91	4	4,12
10	3,98	4,11	4,7
11	4,01	4,2	6,51
12	4,16	4,5	8,35



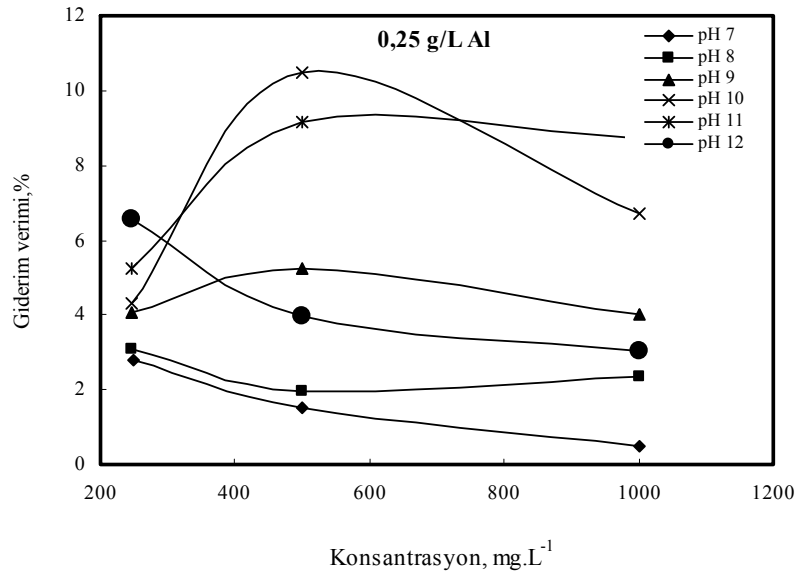
Şekil 4.16. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Çizelge 4.8 ve Şekil 4.16 incelendiğinde 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 4,16'ya, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 4,5'e, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 8,35'e düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 1 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 7-8 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.



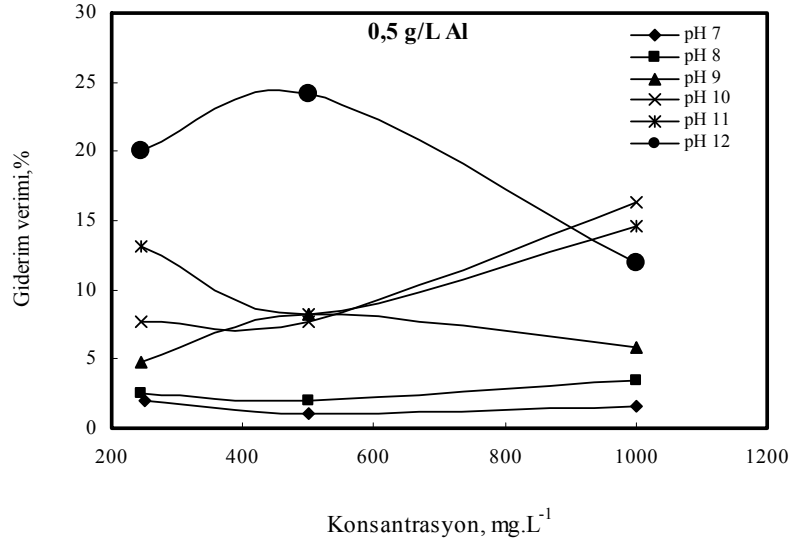
Şekil 4.17. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Şekil 4.17'de görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %6,18'lik en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 11 olan 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



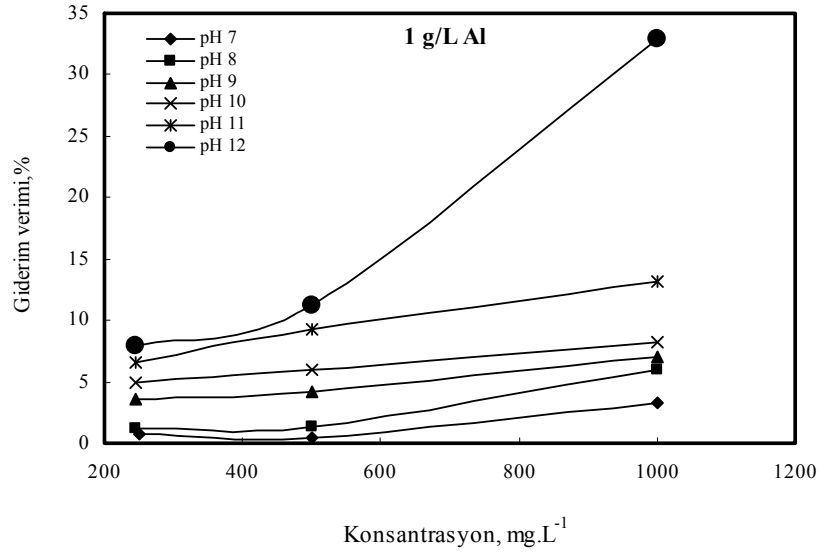
Şekil 4.18. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,25 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Şekil 4.18'de görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %10,5'lik en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 10 olan 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



Şekil 4.19. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

Şekil 4.19'da görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %24,20'lik en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 12 olan 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



Şekil 4.20. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ alüminyum sülfat koagülant dozajı)

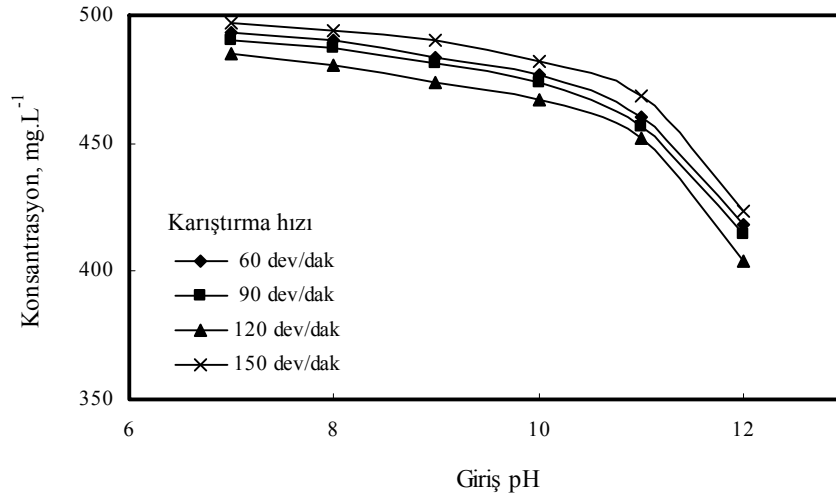
Şekil 4.20'de görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 1 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %32,9'luk en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 12 olan 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.

Alüminyum sülfat koagülantı ile yapılan denemelerde %32,9'luk en yüksek giderim verimine başlangıç pH' sı 12 ve 1 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda, çıkış pH'sı 8,35 olan 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda ulaşıldığı görülmektedir.

4.2. Alüminyum Nitrat ile Yapılan Denemeler

4.2.1. Karıştırma hızının giderim verimi üzerine etkisi

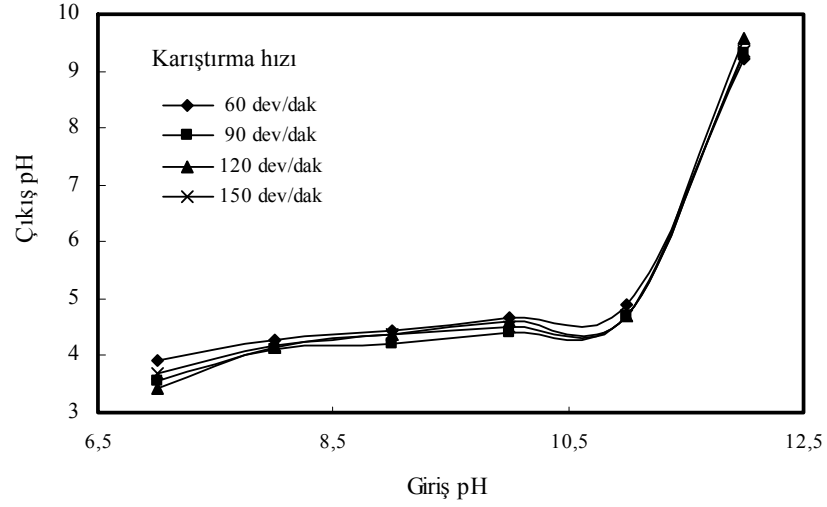
Karıştırma hızının arıtma verimi üzerine etkisi incelenirken bölüm 4.1.1’de yapılan işlemlerin aynısı uygulanmış olup koagülant maddesi olarak alüminyum sülfat yerine alüminyum nitrat denenmiştir. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.21-4.22’de ve Çizelge 4.9’da verilmiştir.



Şekil 4.21. Farklı karıştırma hızı parametresinin sistem değişkenleri üzerine etkisi (500 mg L⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Çizelge 4.9. Farklı hızlı karıştırma parametresinde çözeltilerin başlangıç pH’larındaki değişimi (500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Giriş pH	Çıkış pH			
	60 dev.dak ⁻¹	90 dev.dak ⁻¹	120 dev.dak ⁻¹	150 dev.dak ⁻¹
7	3,93	3,55	3,43	3,7
8	4,27	4,12	4,13	4,18
9	4,44	4,22	4,36	4,36
10	4,66	4,42	4,59	4,51
11	4,9	4,69	4,69	4,71
12	9,21	9,32	9,58	9,35

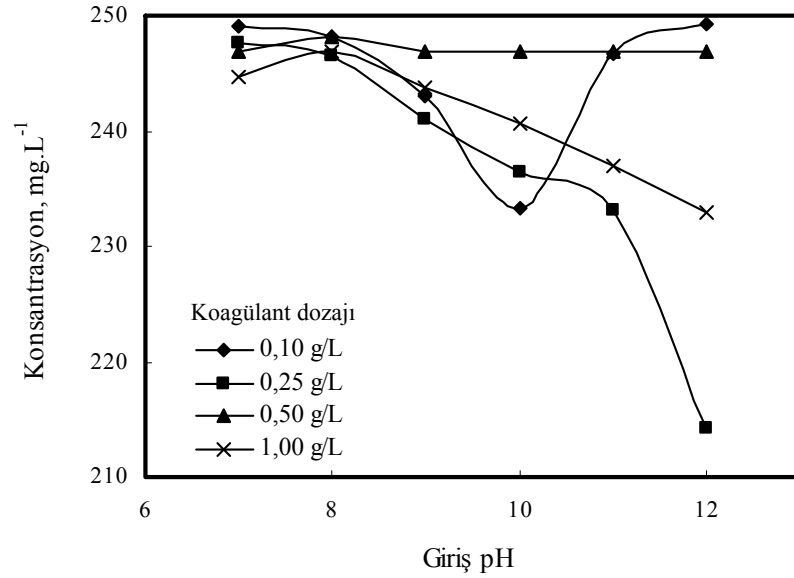


Şekil 4.22. Farklı karıştırma hızı parametresinin çözeltilerin başlangıç pH'ları üzerine etkisinin incelenmesi (500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu, $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Şekil 4.21 incelendiğinde tüm şartların sabit tutularak gerçekleştirildiği denemelerde farklı karıştırma hızı parametresinin bor giderim verimini etkilemediği görülmektedir. Çizelge 4.9 ve Şekil 4.22'de gösterildiği gibi başlangıç pH'ları 7-8-9-10-11-12 olan sentetik bor çözeltileri üzerine sabit koagülant dozajı verilerek farklı karıştırma hızlarında çıkış pH'ları ölçülmüştür. Farklı karıştırma hızlarında çıkış pH'larında kayda değer bir değişim gözlenmemiştir. Alüminyum sülfatta kabul edilen hızlı karıştırma hızı olan 120 dev.dak^{-1} karıştırma hızı olarak kullanılmıştır.

4.2.2. pH optimizasyonu

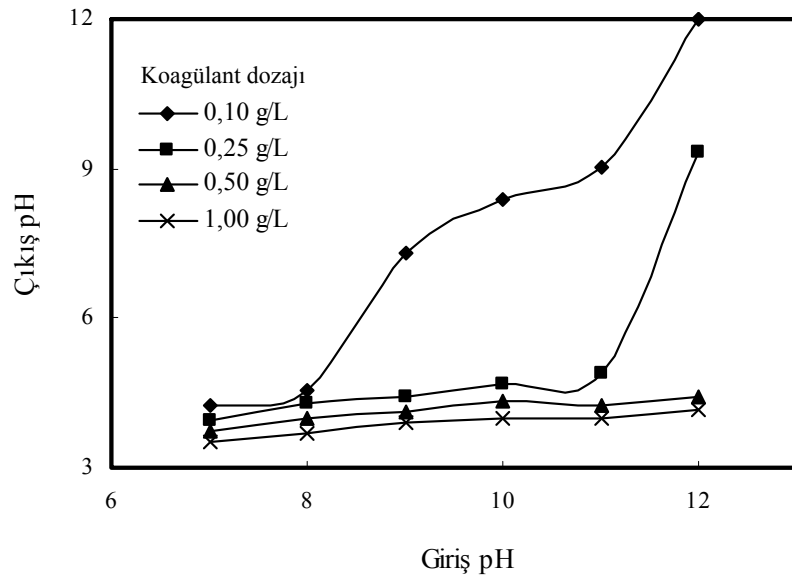
Karıştırma hızının arıtma verimi üzerine etkisi incelenirken bölüm 4.1.2'de yapılan işlemlerin aynısı uygulanmış olup koagülant maddesi olarak alüminyum sülfat yerine alüminyum nitrat denenmiştir. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.23-4.28'de ve Çizelge 4.10-4.12'de verilmiştir.



Şekil 4.23. Farklı başlangıç pH'larında farklı alüminyum nitrat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu)

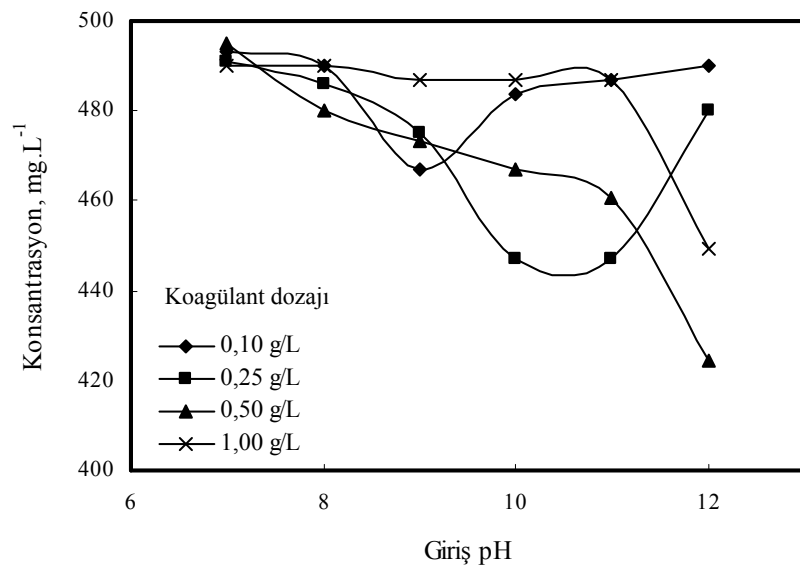
Çizelge 4.10. 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,25	3,94	3,73	3,52
8	4,55	4,3	3,97	3,69
9	7,3	4,43	4,12	3,91
10	8,4	4,69	4,32	3,98
11	9,04	4,88	4,23	4,01
12	12	9,35	4,42	4,16



Şekil 4.24. Farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

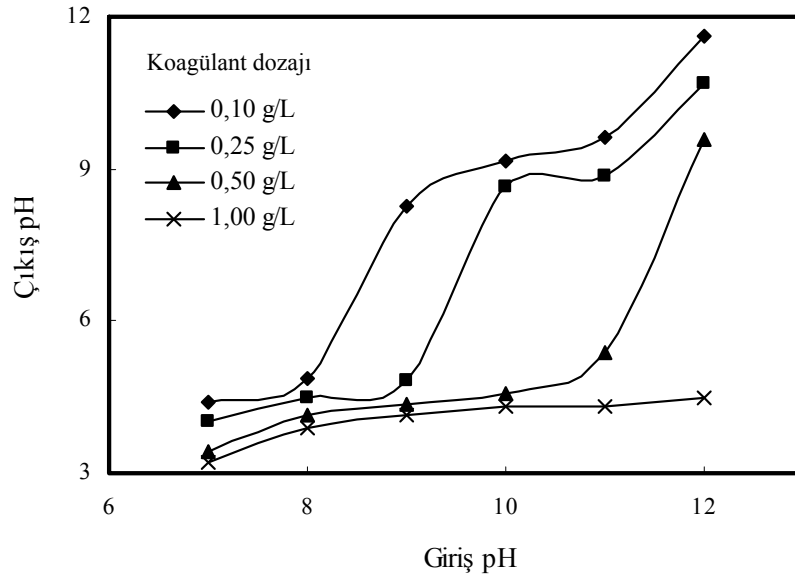
Şekil 4.23 incelendiğinde 250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuyun başlangıç pH'sı 12 ve koagülant dozajı $0,25 \text{ g.L}^{-1}$ olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşün en yüksek olduğu görülmüştür. Çizelge 4.10 ve Şekil 4.24'de pH'sının 12'den 9,35'e düştüğü gözlemlenmiştir.



Şekil 4.25. Farklı başlangıç pH'larında farklı alüminyum nitrat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

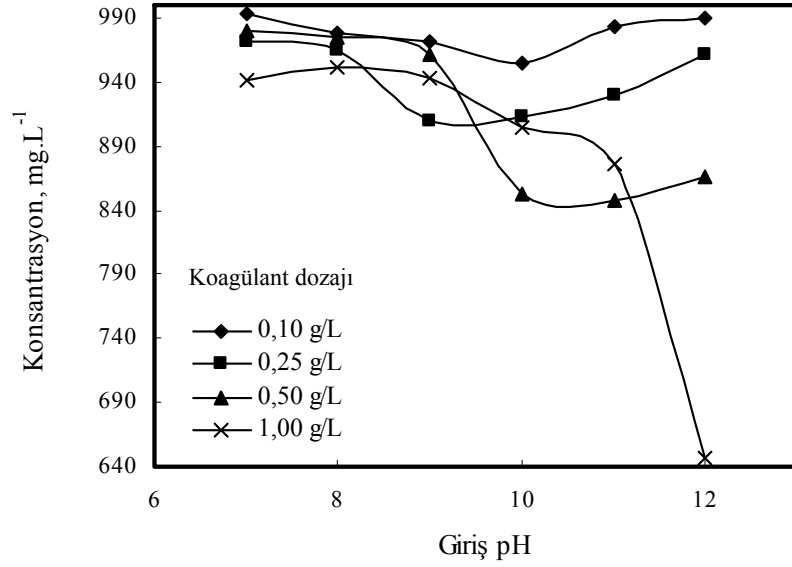
Çizelge 4.11. 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,4	4,04	3,43	3,2
8	4,86	4,47	4,13	3,89
9	8,28	4,84	4,36	4,15
10	9,15	8,64	4,59	4,3
11	9,63	8,87	5,37	4,31
12	11,63	10,7	9,58	4,48



Şekil 4.26. Farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu)

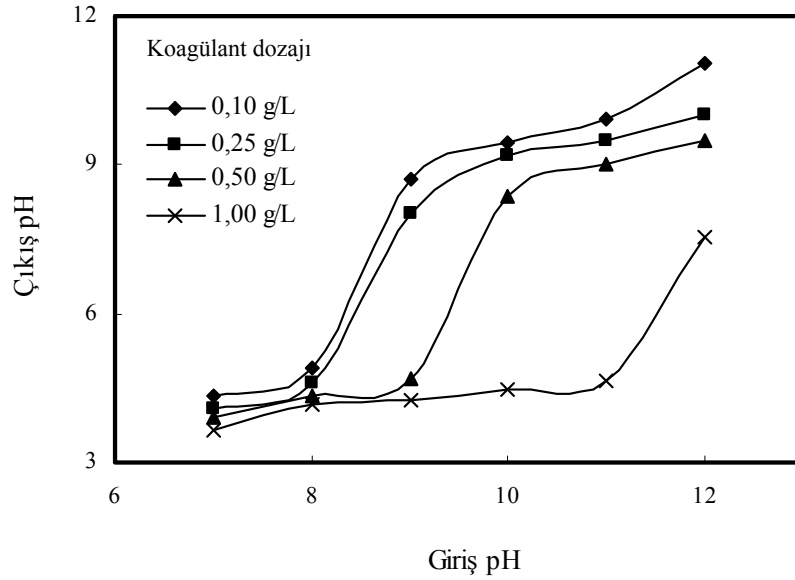
Şekil 4.25 incelendiğinde 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuyun başlangıç pH'sı 12 ve koagülant dozajı 0,5 g.L⁻¹ olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşün en yüksek olduğu görülmüştür. Çizelge 4.11 ve Şekil 4.26'da pH'sının 12'den 9,58'e düştüğü gözlemlenmiştir.



Şekil 4.27. Farklı başlangıç pH'lerde farklı alüminyum nitrat dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (1000 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

Çizelge 4.12. 1000 mg.L^{-1} bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,36	4,08	3,9	3,67
8	4,91	4,59	4,34	4,16
9	8,71	8,02	4,7	4,25
10	9,46	9,17	8,38	4,48
11	9,93	9,51	9	4,63
12	11,06	10,02	9,5	7,54

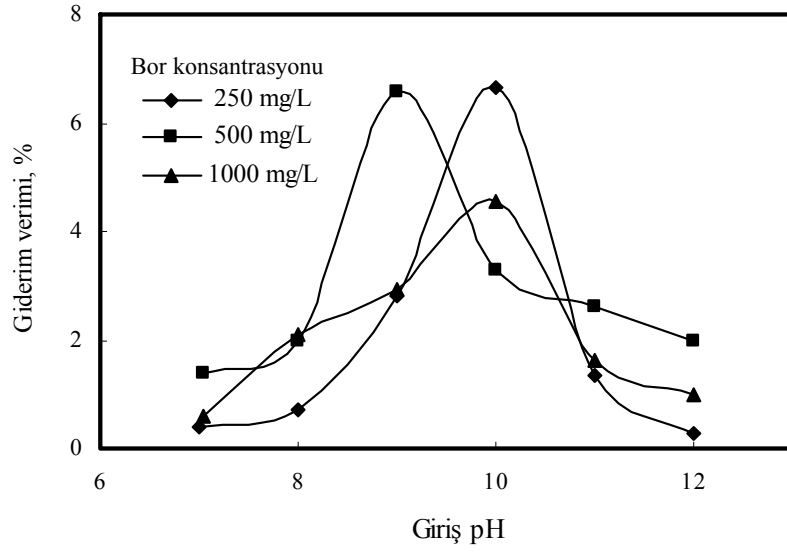


Şekil 4.28. Farklı alüminyum nitrat koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu)

Şekil 4.27 incelendiğinde 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuyun başlangıç pH'sı 12 ve koagülant dozajı 1 g.L⁻¹ olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşün en yüksek olduğu görülmüştür. Çizelge 4.12 ve Şekil 4.28'da pH'sının 12'den 7,54'e düştüğü gözlemlenmiştir. Tüm grafikler göz önüne alındığında farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara farklı koagülant dozajları uygulandığında çözeltilerin çıkış pH'ları 7,5-9,5 arasında olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşlerin en yüksek olduğu düşünülmektedir.

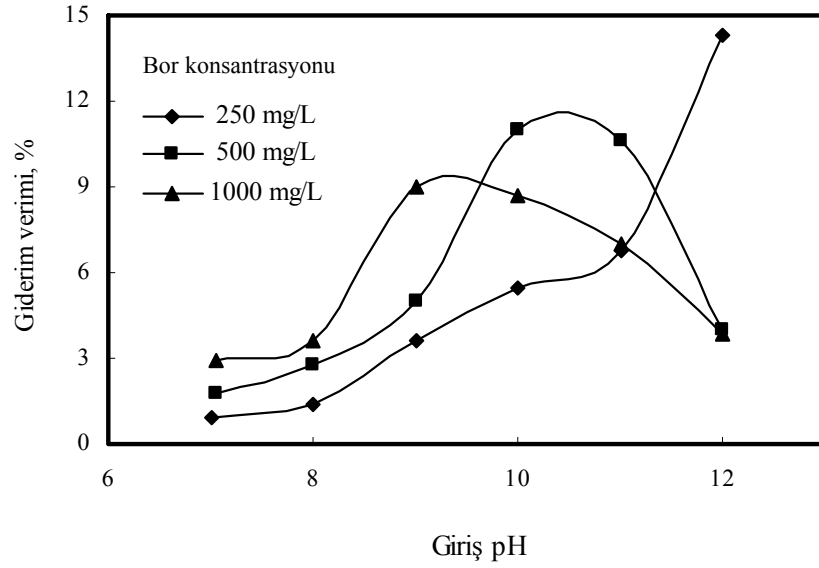
4.2.3. Koagülant dozajı optimizasyonu

Karıştırma hızının arıtma verimi üzerine etkisi incelenirken bölüm 4.1.3'de yapılan işlemlerin aynısı uygulanmış olup koagülant maddesi olarak alüminyum sülfat yerine alüminyum nitrat denenmiştir. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.29-4.40'da ve Çizelge 4.13-4.16'da verilmiştir.



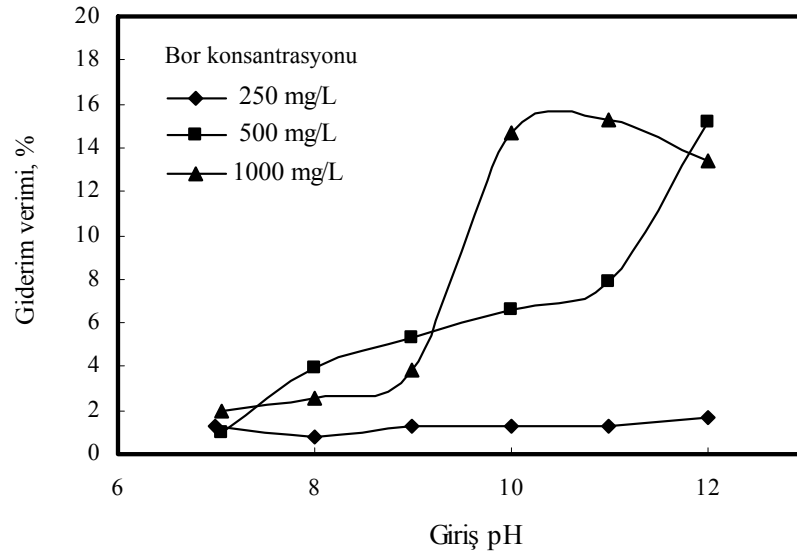
Şekil 4.29. Farklı bor konsantrasyonlarında başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Şekil 4.29'da 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 10 olduğunda en iyi giderim verimi %6,67, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %6,58, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 10 olduğunda en iyi giderim verimi %4,55 olduğu görülmektedir. 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 10 olduğunda gerçekleşmiştir.



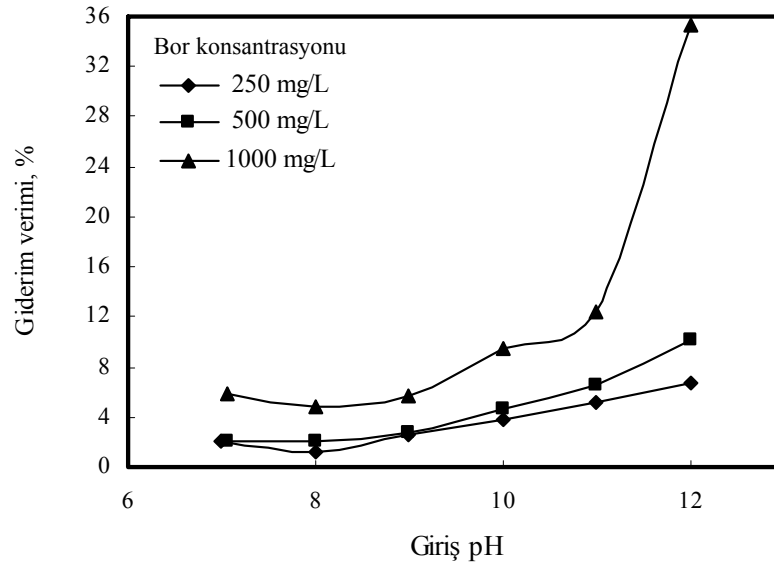
Şekil 4.30. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,25 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Şekil 4.30'da 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %14,29, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonun başlangıç pH'sı 11 olduğunda en iyi giderim verimi %10,6, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonun başlangıç pH'sı 10 olduğunda en iyi giderim verimi %9 olduğu görülmektedir. 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 12 olduğunda gerçekleşmiştir.



Şekil 4.31. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,5 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Şekil 4.31'de 0,5 g L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %1,68, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %15,13, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 11 olduğunda en iyi giderim verimi %15,31 olduğu görülmektedir. 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 11 olduğunda gerçekleşmiştir.

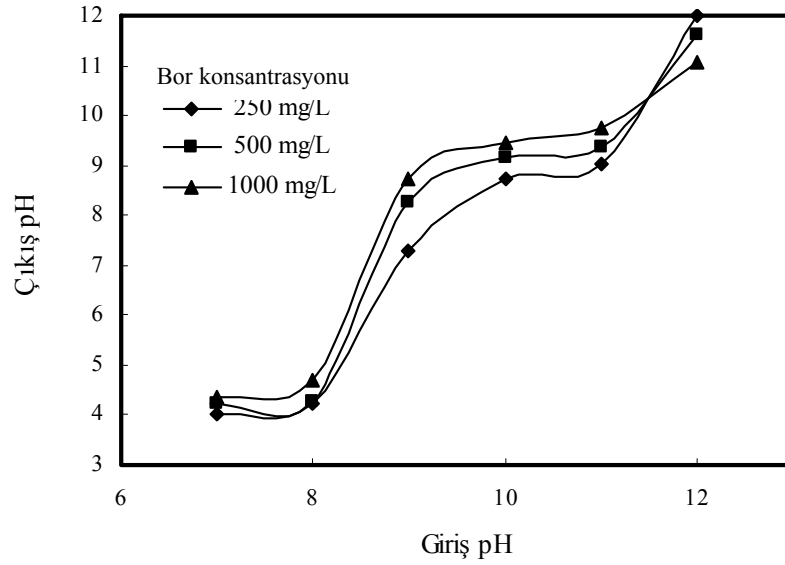


Şekil 4.32. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Şekil 4.32'de 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %6,8, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %10,18, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %35,3 olduğu görülmektedir. 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 12 olduğunda gerçekleşmiştir.

Çizelge 4.13. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,1 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	4	4,22	4,36
8	4,25	4,28	4,69
9	7,3	8,28	8,71
10	8,73	9,15	9,46
11	9,04	9,35	9,75
12	12	11,63	11,06

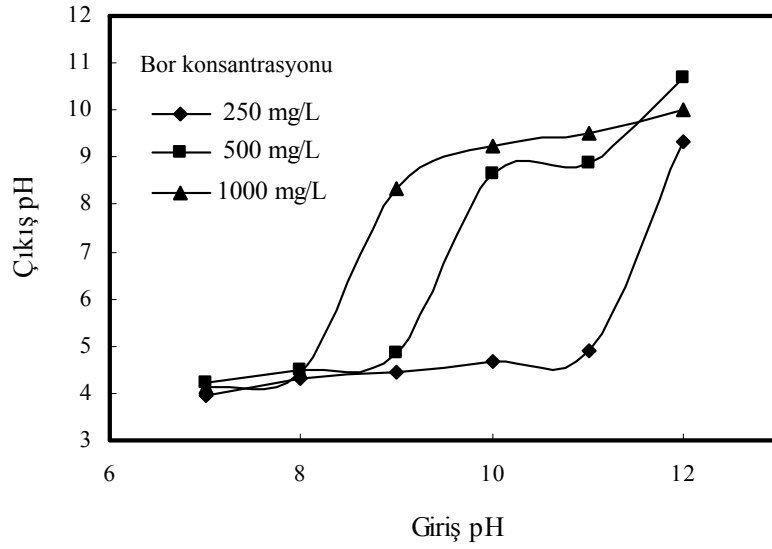


Şekil 4.33. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Çizelge 4.13 ve Şekil 4.33 incelendiğinde 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 10'dan 8,73'e, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 9'dan 8,28'e, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 10'den 9,46'ya düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 8-9 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.14. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,25 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	3,94	4,23	4,15
8	4,3	4,47	4,43
9	4,43	4,84	8,35
10	4,69	8,64	9,26
11	4,88	8,87	9,51
12	9,35	10,7	10,02

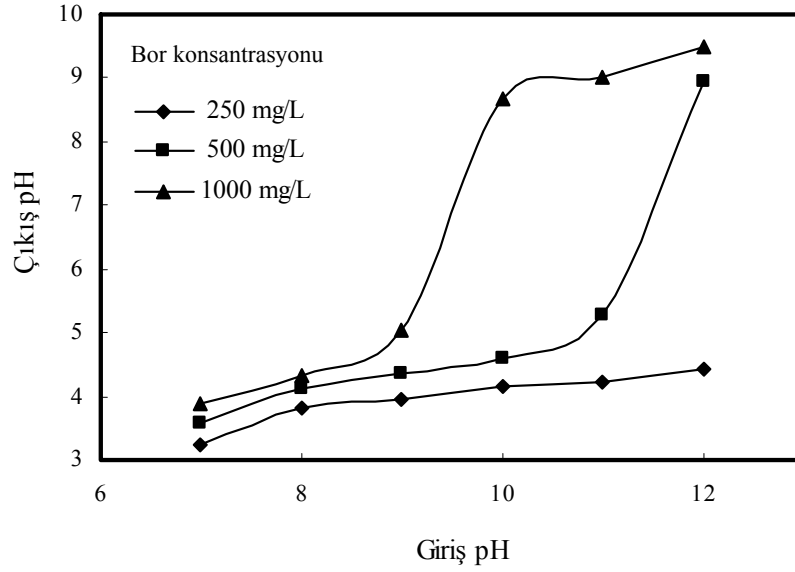


Şekil 4.34. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi ($0,25 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Çizelge 4.14 ve Şekil 4.34 incelendiğinde $0,25 \text{ g.L}^{-1}$ koagülant dozajında 250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 9,35'e, 500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 11'den 8,87'ye, 1000 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 10'dan 9,26'ya düştüğü gözlemlenmiştir. Yani $0,25 \text{ g.L}^{-1}$ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 8,5-9,5 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.15. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum nitrat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L^{-1}	500 mg.L^{-1}	1000 mg.L^{-1}
7	3,23	3,57	3,9
8	3,8	4,13	4,34
9	3,95	4,36	5,04
10	4,15	4,59	8,67
11	4,23	5,26	9
12	4,42	8,95	9,5

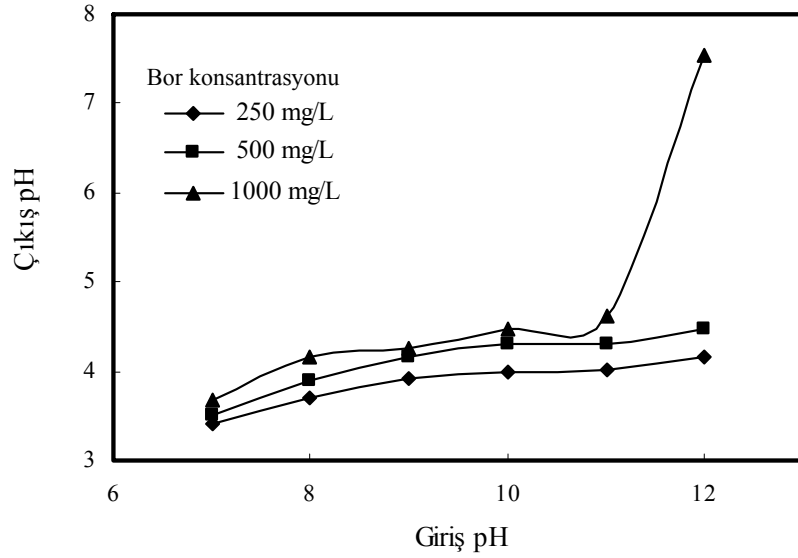


Şekil 4.35. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Çizelge 4.15 ve Şekil 4.35 incelendiğinde 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 4,42'ye, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 8,95'e, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 11'den 9'a düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 7,5-8,5 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

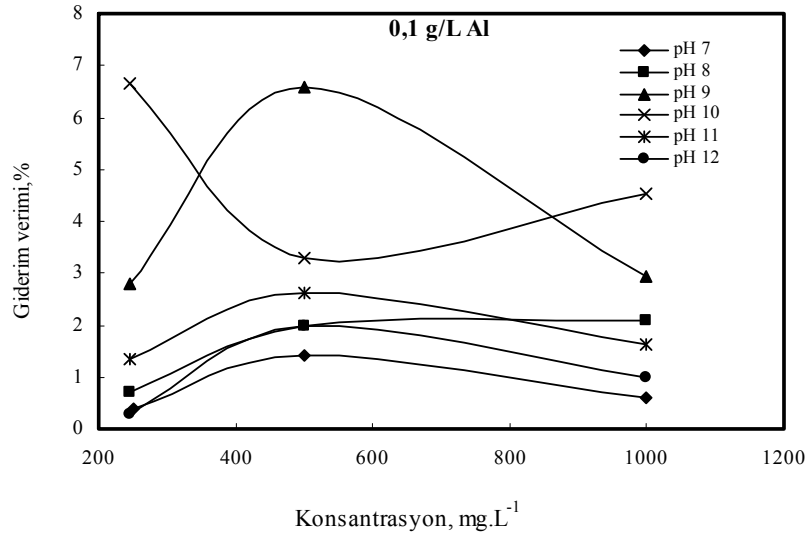
Çizelge 4.16. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 1 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	3,4	3,5	3,67
8	3,69	3,89	4,16
9	3,91	4,15	4,25
10	3,98	4,3	4,48
11	4,01	4,31	4,63
12	4,16	4,48	7,54



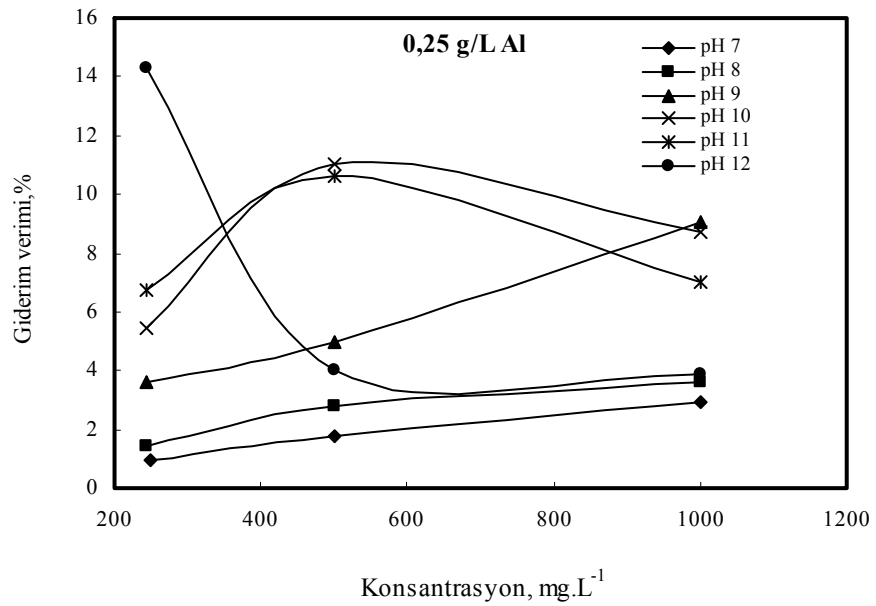
Şekil 4.36. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Çizelge 4.16 ve Şekil 4.36 incelendiğinde 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 4,16'ya, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 4,48'e, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 7,54'e düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 1 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 7-7,5 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.



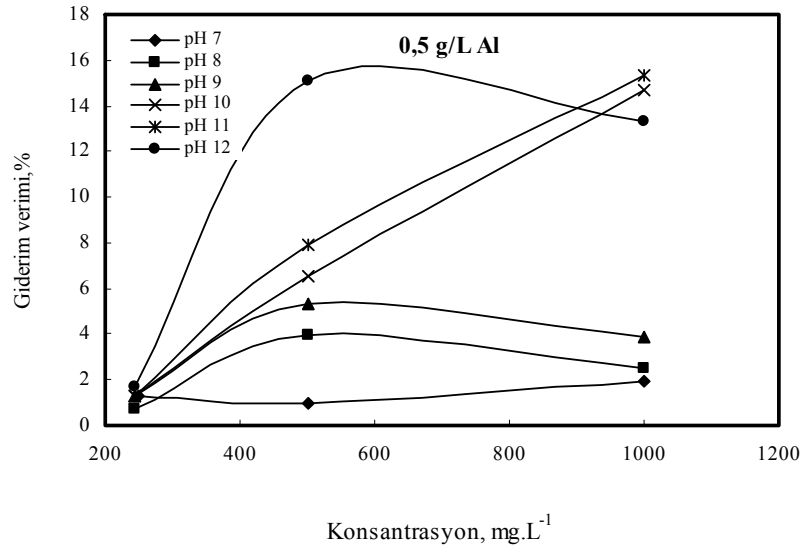
Şekil 4.37. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişiminin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Şekil 4.37'de görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %6,67'lik en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 10 olan 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



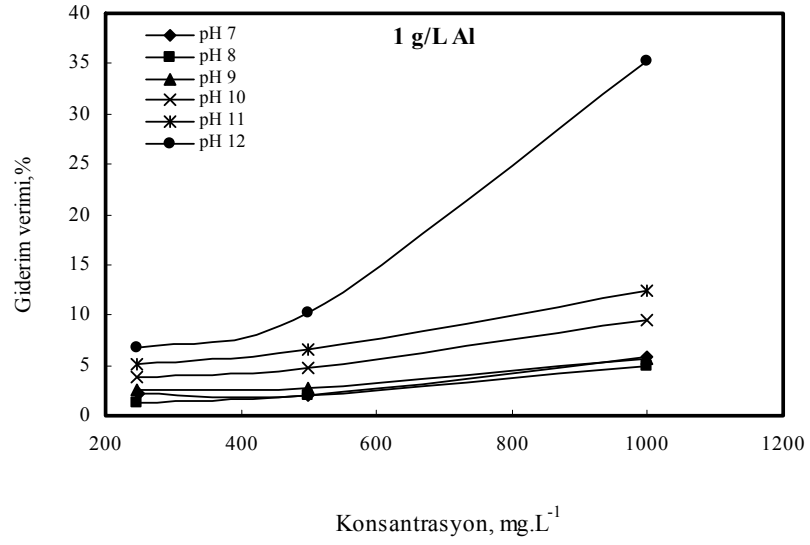
Şekil 4.38. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişiminin gözlemlenmesi (0,25 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Şekil 4.38'de görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %14,29'luk en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 12 olan 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



Şekil 4.39. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

Şekil 4.39'da görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %15,31'lik en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 11 olan 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



Şekil 4.40. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ alüminyum nitrat koagülant dozajı)

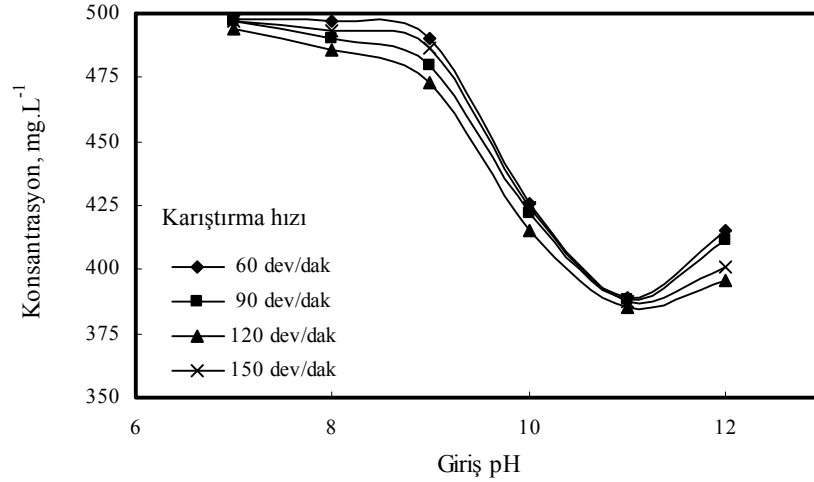
Şekil 4.40'da görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 1 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %35,3'lük en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 12 olan 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.

Alüminyum nitrat koagülantı ile yapılan denemelerde %35,3'lük en yüksek giderim verimine başlangıç pH' sı 12 ve 1 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda, çıkış pH'sı 7,54 olan 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda ulaşıldığı görülmektedir.

4.3. Alüminyum Klorür ile Yapılan Denemeler

4.3.1. Karıştırma hızının giderim verimi üzerine etkisi

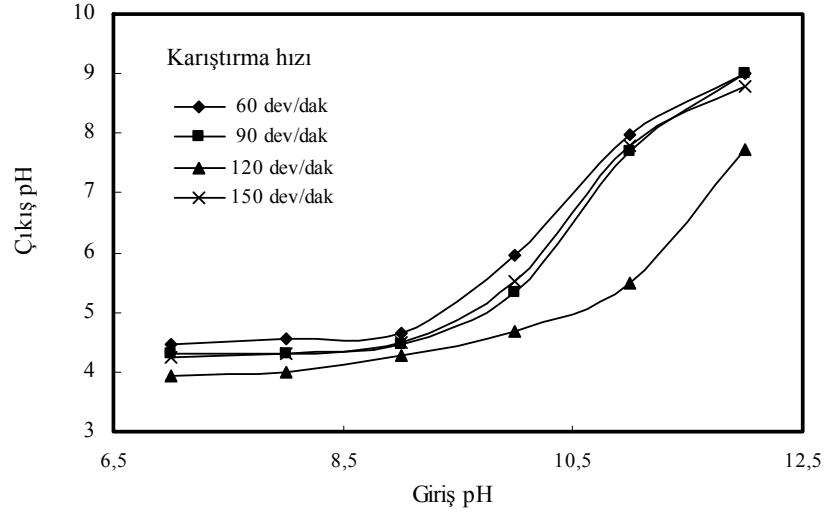
Karıştırma hızının arıtma verimi üzerine etkisi incelenirken bölüm 4.1.1’de yapılan işlemlerin aynısı uygulanmış olup koagülant maddesi olarak alüminyum sülfat yerine alüminyum klorür denenmiştir. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.41-4.42’de ve Çizelge 4.17’de verilmiştir.



Şekil 4.41. Farklı karıştırma hızı parametresinin sistem değişkenleri üzerine etkisi (500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Çizelge 4.17. Farklı hızlı karıştırma parametresinde çözeltilerin başlangıç pH’larındaki değişimi (500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu, 0,5 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Giriş pH	Çıkış pH			
	60 dev.dak ⁻¹	90 dev.dak ⁻¹	120 dev.dak ⁻¹	150 dev.dak ⁻¹
7	4,46	4,32	3,94	4,24
8	4,56	4,3	3,99	4,31
9	4,65	4,45	4,27	4,5
10	5,94	5,32	4,67	5,51
11	7,97	7,7	5,48	7,8
12	9,02	9,01	7,74	8,8

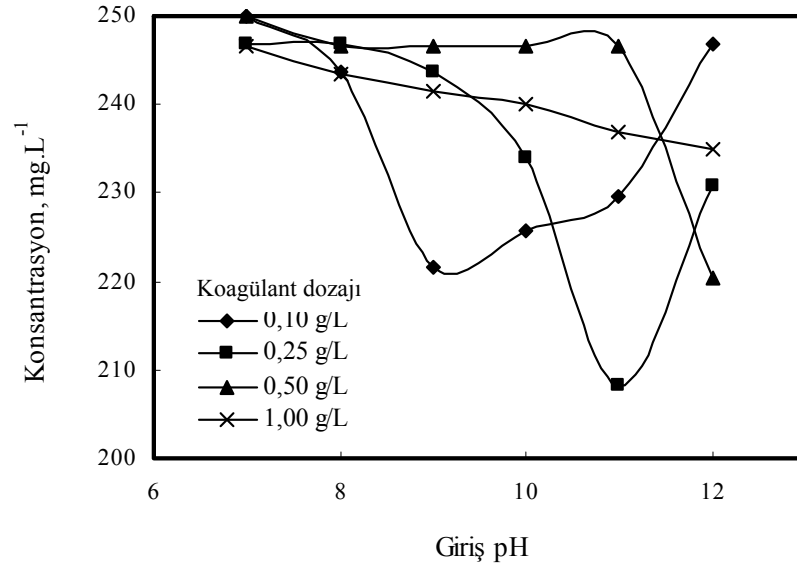


Şekil 4.42. Farklı karıştırma hızı parametresinin çözeltilerin başlangıç pH'ları üzerine etkisinin incelenmesi (500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu, $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.41 incelendiğinde tüm şartların sabit tutularak gerçekleştirildiği denemelerde farklı karıştırma hızı parametresinin bor giderim verimini etkilemediği görülmektedir. Çizelge 4.17 ve Şekil 4.42'de gösterildiği gibi başlangıç pH'ları 7-8-9-10-11-12 olan sentetik bor çözeltileri üzerine sabit koagülant dozajı verilerek farklı karıştırma hızlarında çıkış pH'ları ölçülmüştür. Farklı karıştırma hızlarında çıkış pH'larında kayda değer bir değişim gözlenmemiştir. Alüminyum sülfatta kabul edilen hızlı karıştırma hızı olan 120 dev.dak^{-1} karıştırma hızı olarak kullanılmıştır.

4.3.2. pH optimizasyonu

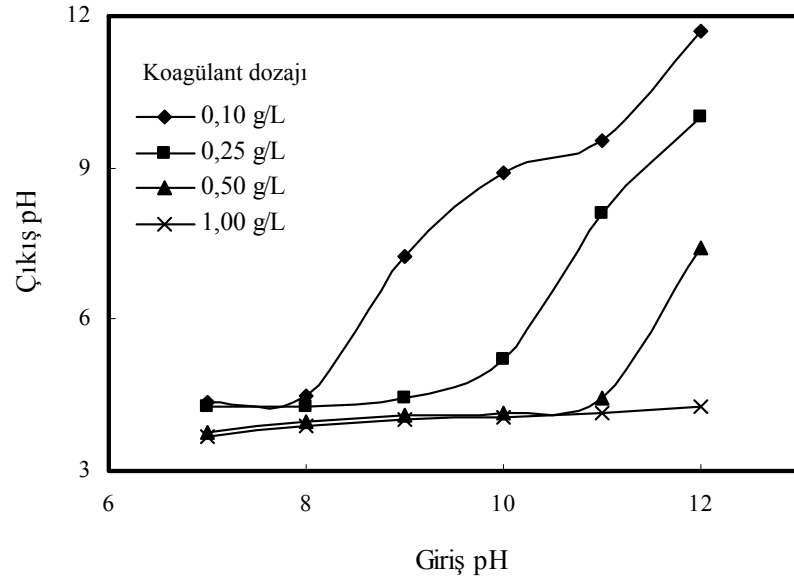
Karıştırma hızının arıtma verimi üzerine etkisi incelenirken bölüm 4.1.2'de yapılan işlemlerin aynısı uygulanmış olup koagülant maddesi olarak alüminyum sülfat yerine alüminyum klorür denenmiştir. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.43-4.48'de ve Çizelge 4.18-4.20'de verilmiştir.



Şekil 4.43. Farklı başlangıç pH'larında farklı alüminyum klorür dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

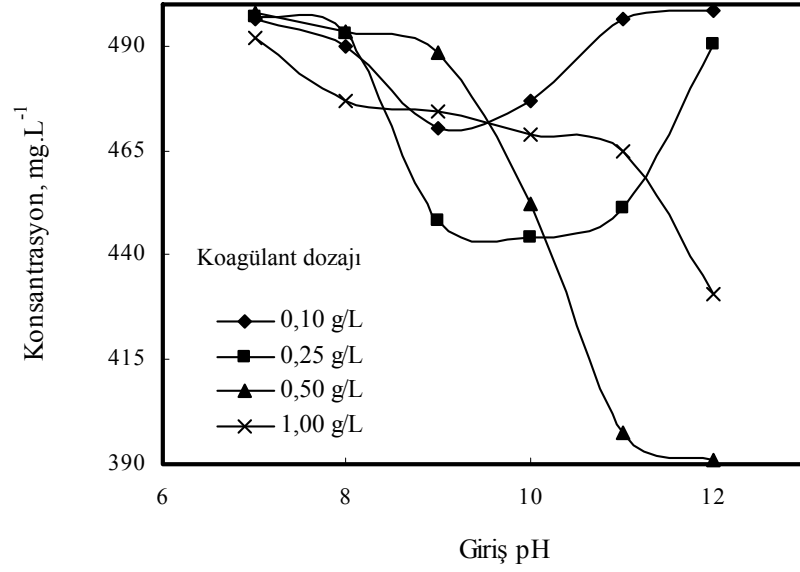
Çizelge 4.18. 250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,34	4,27	3,78	3,7
8	4,47	4,29	3,99	3,88
9	7,25	4,44	4,09	4,02
10	8,9	5,2	4,14	4,07
11	9,53	8,1	4,44	4,15
12	11,7	9,99	7,42	4,26



Şekil 4.44. Farklı alüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

Şekil 4.43 incelendiğinde 250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuyun başlangıç pH'sı 12 ve koagülant dozajı $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşün en yüksek olduğu görülmüştür. Çizelge 4.18 ve Şekil 4.44'de pH'sının 12'den 7,42'ye düştüğü gözlemlenmiştir.



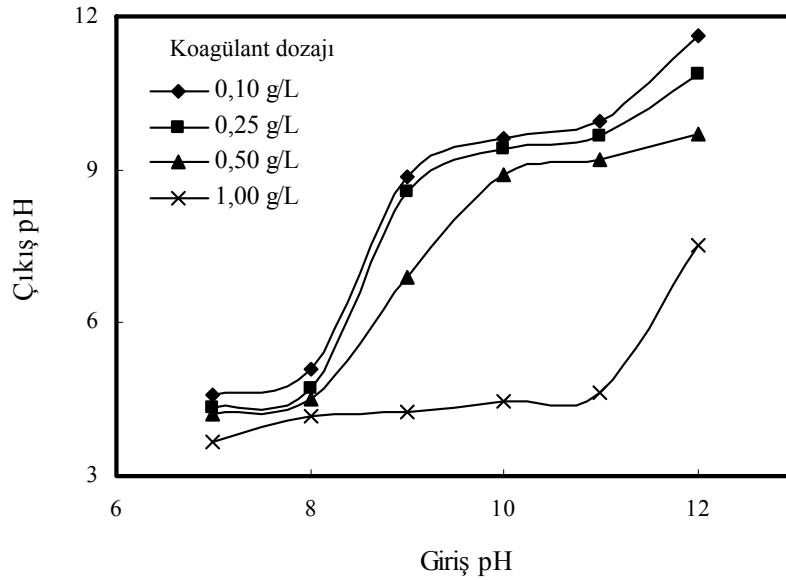
Şekil 4.45. Farklı başlangıç pH'lerde farklı alüminyum klorür dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

Çizelge 4.19. 500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,23	4,04	3,94	3,65
8	4,4	4,2	3,99	3,78
9	8,47	6,86	4,27	4,13
10	9,29	8,77	4,67	4,23
11	9,54	8,79	5,48	4,2
12	11,3	9,86	7,74	4,33

Çizelge 4.20. 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı alüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,6	4,35	4,2	3,99
8	5,1	4,7	4,49	4,01
9	8,88	8,57	6,9	4,18
10	9,63	9,4	8,89	4,81
11	9,96	9,67	9,19	7,46
12	11,61	10,89	9,68	8,64

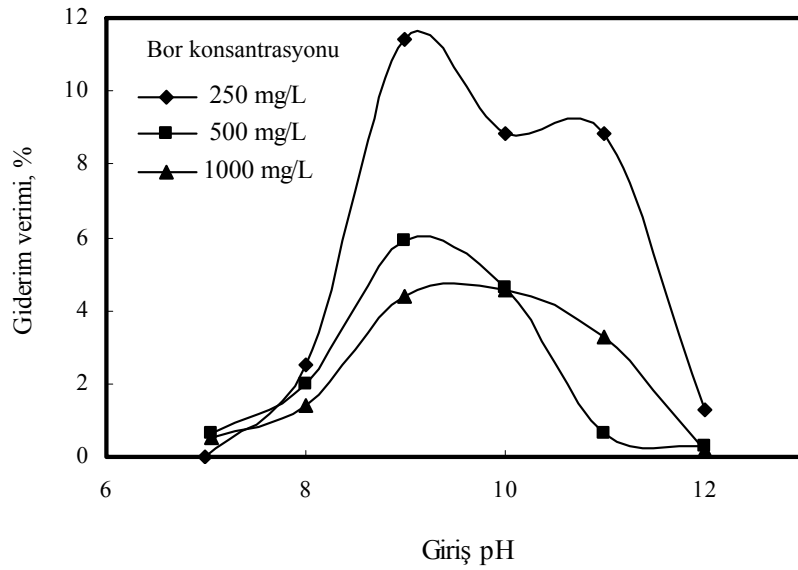


Şekil 4.48. Farklı alüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu)

Şekil 4.47 incelendiğinde 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuyun başlangıç pH'sı 12 ve koagülant dozajı 1 g.L⁻¹ olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşün en yüksek olduğu görülmüştür. Çizelge 4.20 ve Şekil 4.48'de pH'sının 12'den 8,64'e düştüğü gözlemlenmiştir. Tüm grafikler göz önüne alındığında farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara farklı koagülant dozajları uygulandığında çözeltilerin çıkış pH'ları 7,5-8,5 arasında olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşlerin en yüksek olduğu düşünülmektedir.

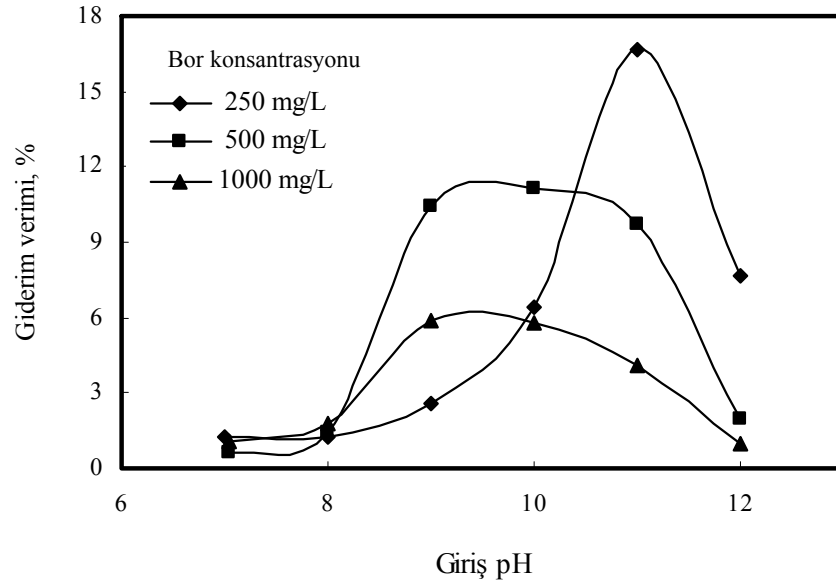
4.3.3. Koagülant dozajı optimizasyonu

Karıştırma hızının arıtma verimi üzerine etkisi incelenirken bölüm 4.1.3’de yapılan işlemlerin aynısı uygulanmış olup koagülant maddesi olarak alüminyum sülfat yerine alüminyum klorür denenmiştir. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.49-4.60’da ve Çizelge 4.21-4.24’de verilmiştir.



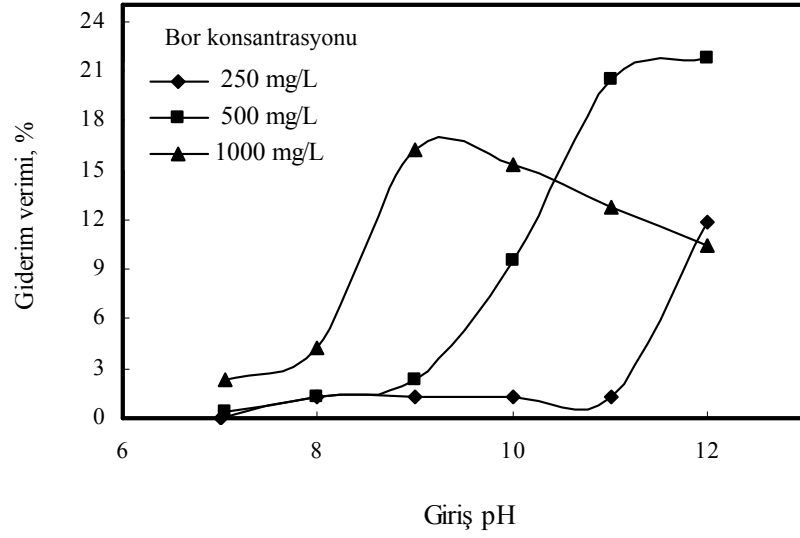
Şekil 4.49. Farklı bor konsantrasyonlarında başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.49’da 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonun başlangıç pH’sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %11,4, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonun başlangıç pH’sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %6, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonun başlangıç pH’sı 10 olduğunda en iyi giderim verimi %4,56 olduğu görülmektedir. 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonda ve başlangıç pH’sı 9 olduğunda gerçekleşmiştir.



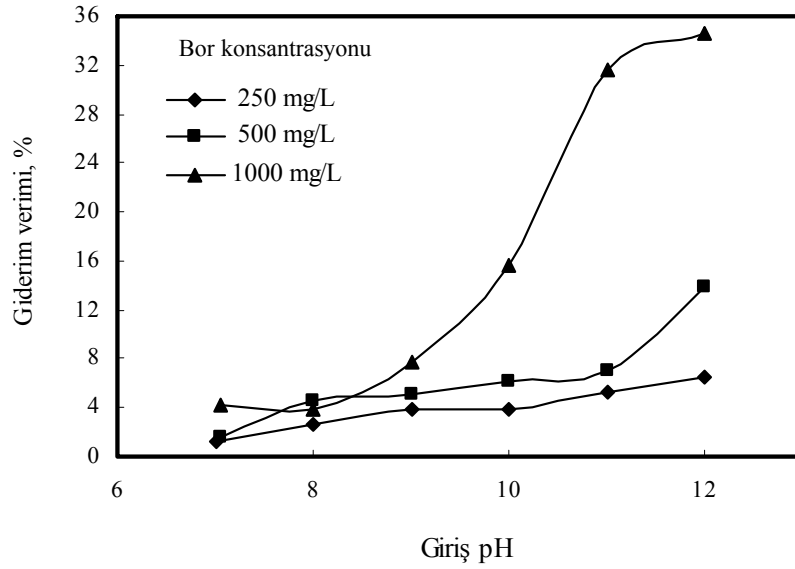
Şekil 4.50. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi ($0,25 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.50'de $0,25 \text{ g.L}^{-1}$ koagülant dozajında 250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 11 olduğunda en iyi giderim verimi %16,7, 500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 10 olduğunda en iyi giderim verimi %11,4, 1000 mg.L^{-1} bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %5,9 olduğu görülmektedir. $0,25 \text{ g.L}^{-1}$ koagülant dozajında en yüksek verim 250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 11 olduğunda gerçekleşmiştir.



Şekil 4.51. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,5 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.51'de 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %11,84, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %21,8, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %16,3 olduğu görülmektedir. 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 12 olduğunda gerçekleşmiştir.

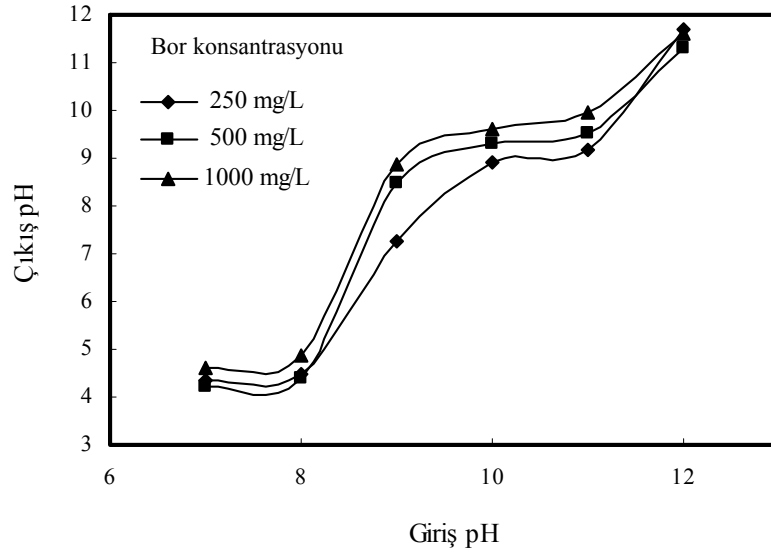


Şekil 4.52. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.52'de 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %6,58, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %13,91, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %34,6 olduğu görülmektedir. 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 12 olduğunda gerçekleşmiştir.

Çizelge 4.21. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,1 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	4,34	4,23	4,6
8	4,47	4,4	4,89
9	7,25	8,47	8,88
10	8,9	9,29	9,63
11	9,18	9,54	9,96
12	11,7	11,3	11,61

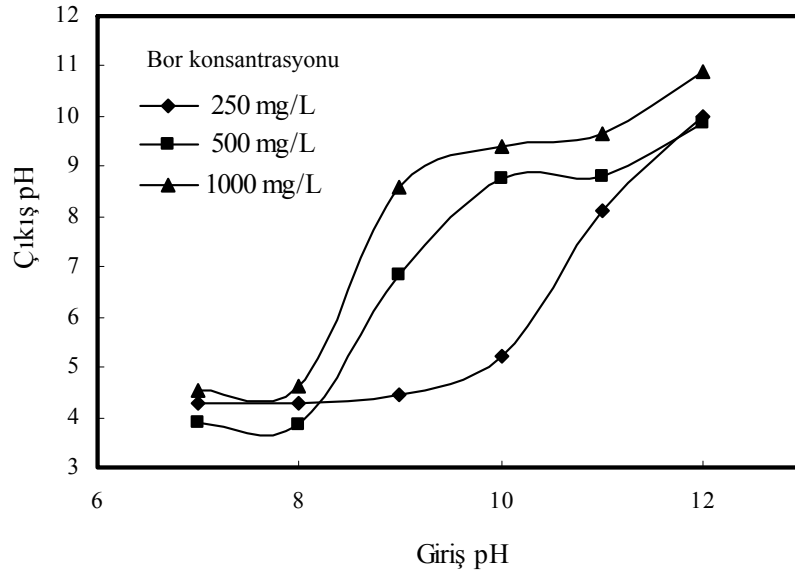


Şekil 4.53. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Çizelge 4.21 ve Şekil 4.53 incelendiğinde 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 9'dan 7,25'e, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 9'dan 8,47'ye, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 10'dan 9,63'e düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 7,5-9,5 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.22. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,25 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	4,27	3,9	4,55
8	4,29	3,84	4,64
9	4,44	6,86	8,57
10	5,2	8,77	9,4
11	8,1	8,79	9,67
12	9,99	9,86	10,89

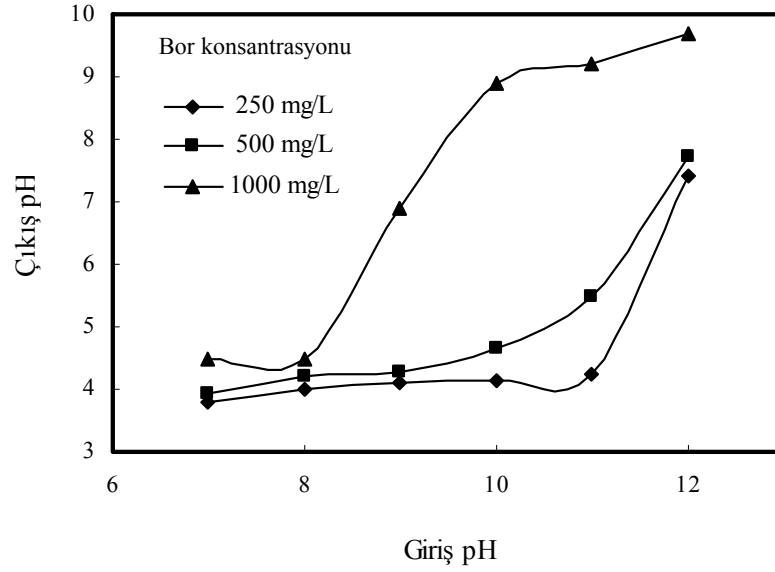


Şekil 4.54. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi ($0,25 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Çizelge 4.22 ve Şekil 4.54 incelendiğinde $0,25 \text{ g.L}^{-1}$ koagülant dozajında 250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 11'den 8,1'e, 500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 10'dan 8,77'ye, 1000 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 9'dan 8,57'ye düştüğü gözlemlenmiştir. Yani $0,25 \text{ g.L}^{-1}$ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 8-9 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.23. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ alüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	3,78	3,94	4,48
8	3,99	4,2	4,49
9	4,09	4,27	6,9
10	4,14	4,67	8,89
11	4,23	5,48	9,19
12	7,42	7,74	9,68

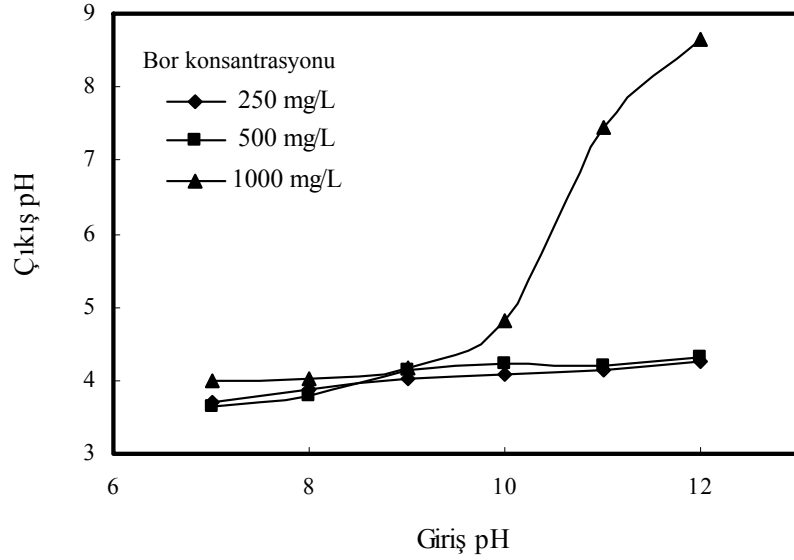


Şekil 4.55. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Çizelge 4.23 ve Şekil 4.55 incelendiğinde 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 7,42'e, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'dan 7,74'e, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 9'dan 6,9'a düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 7-8 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

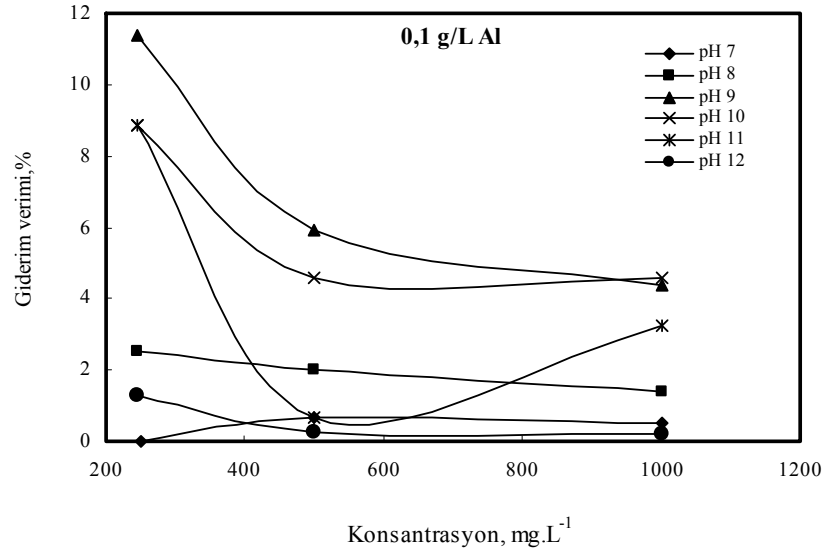
Çizelge 4.24. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 1 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	3,7	3,65	3,99
8	3,88	3,78	4,01
9	4,02	4,13	4,18
10	4,07	4,23	4,81
11	4,15	4,2	7,46
12	4,26	4,33	8,64



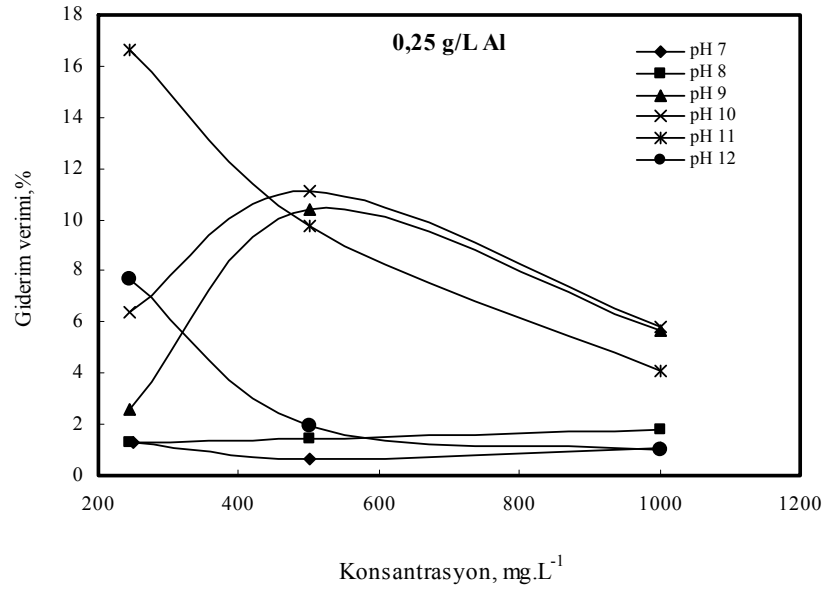
Şekil 4.56. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Çizelge 4.24 ve Şekil 4.56 incelendiğinde 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 4,26'ya, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 4,33'e, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 8,64'e düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 1 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 7-8 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.



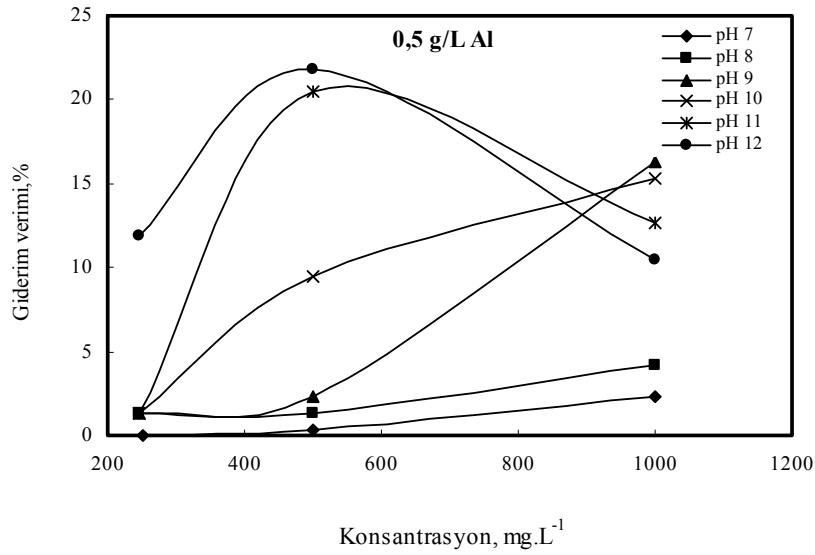
Şekil 4.57. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişiminin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozağı)

Şekil 4.57'de görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozağı uygulandığında %11,4'lük en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 9 olan 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



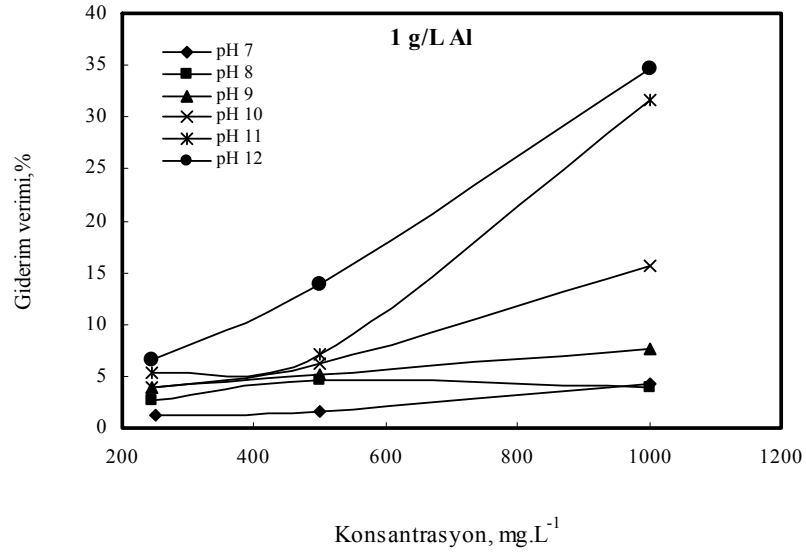
Şekil 4.58. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişiminin gözlemlenmesi (0,25 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozağı)

Şekil 4.58'de görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %16,7'lik en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 11 olan 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



Şekil 4.59. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonların giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.59'da görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %21,8'lik en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 12 olan 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



Şekil 4.60. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ alüminyum klorür koagülant dozajı)

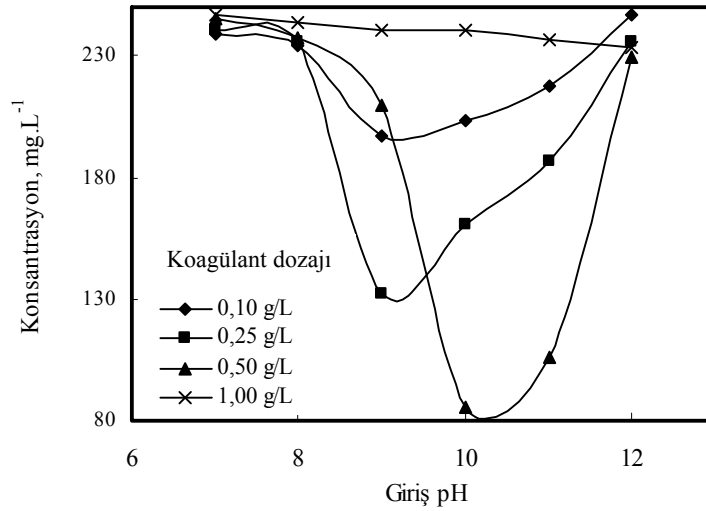
Şekil 4.60'da görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 1 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %34,6'lık en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 12 olan 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.

Alüminyum klorür koagülantı ile yapılan denemelerde %34,6'lık en yüksek giderim verimine başlangıç pH' sı 12 ve 1 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda, çıkış pH'sı 8,64 olan 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda ulaşıldığı görülmektedir.

4.4. Polialüminyum Klorür ile Yapılan Denemeler

4.4.1. pH optimizasyonu

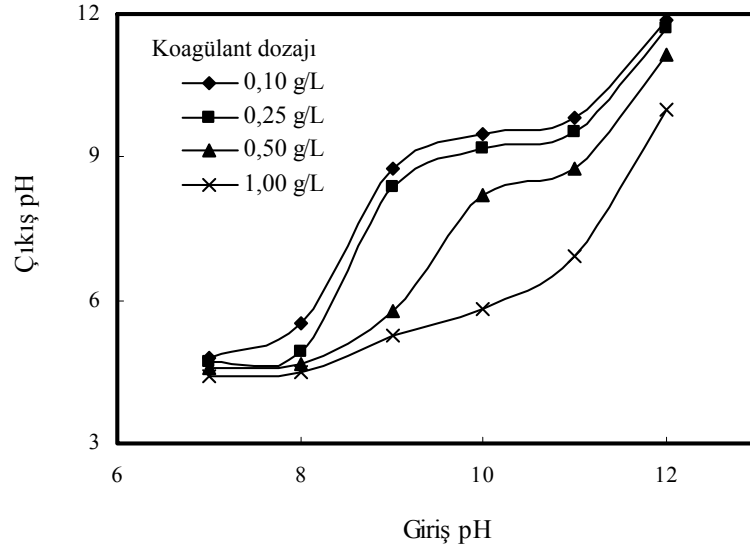
Karıştırma hızının arıtma verimi üzerine etkisi incelenirken bölüm 4.1.2’de yapılan işlemlerin aynısı uygulanmış olup koagülant maddesi olarak alüminyum sülfat yerine polialüminyum klorür denenmiştir. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.61-4.66’de ve Çizelge 4.25-4.27’de verilmiştir.



Şekil 4.61. Farklı başlangıç pH'larında farklı polialüminyum klorür dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu)

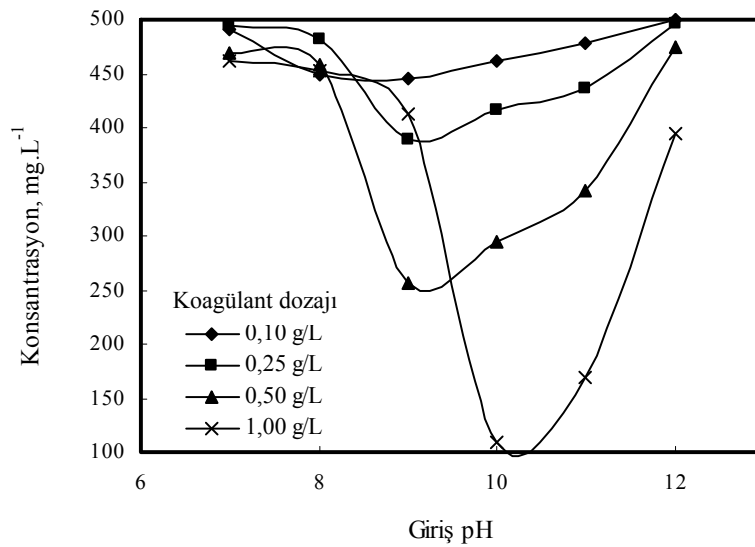
Çizelge 4.25. 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,79	4,7	4,58	4,41
8	5,53	4,94	4,68	4,5
9	8,74	8,36	5,77	5,27
10	9,48	9,2	8,2	5,8
11	9,83	9,52	8,76	6,93
12	11,86	11,71	11,15	9,98



Şekil 4.62. Farklı polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

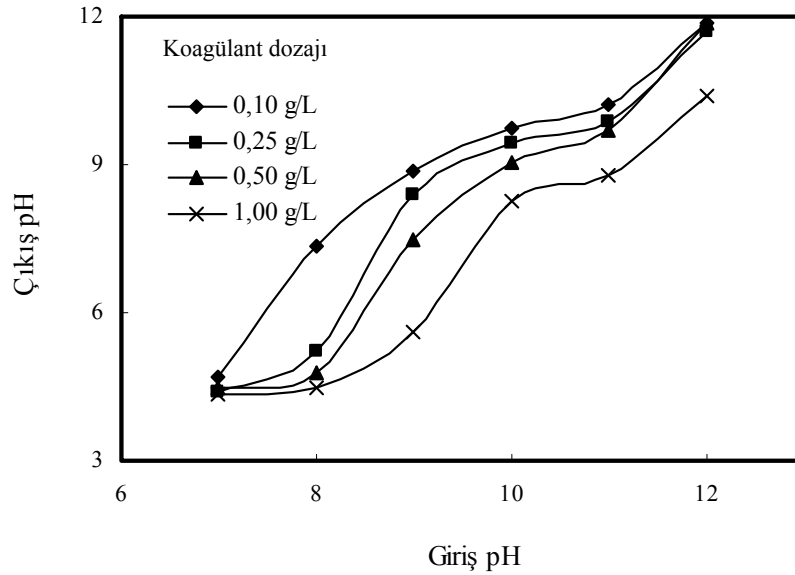
Şekil 4.61 incelendiğinde 250 mg.L^{-1} bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuyun başlangıç pH'sı 10 ve koagülant dozajı $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşün en yüksek olduğu görülmüştür. Çizelge 4.25 ve Şekil 4.62'de pH'sının 10'dan 8,2'ye düştüğü gözlemlenmiştir.



Şekil 4.63. Farklı başlangıç pH'larında farklı polialüminyum klorür dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (500 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

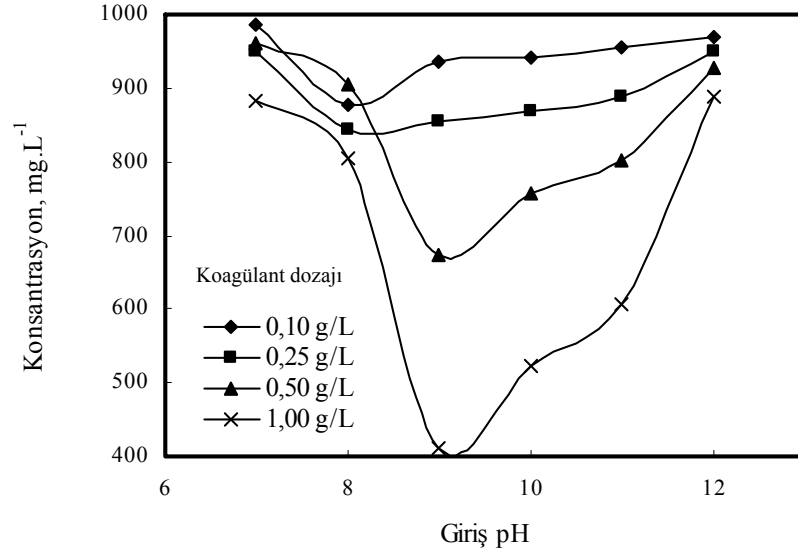
Çizelge 4.26. 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,7	4,41	4,47	4,35
8	7,33	5,23	4,8	4,5
9	8,89	8,38	7,5	5,61
10	9,74	9,45	9,05	8,24
11	10,2	9,85	9,68	8,8
12	11,88	11,7	11,85	10,41



Şekil 4.64. Farklı polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu)

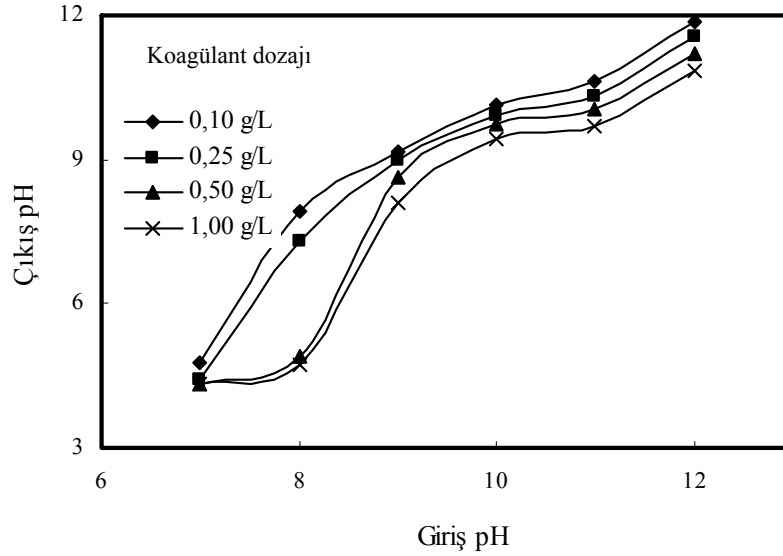
Şekil 4.63 incelendiğinde 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuyun başlangıç pH'sı 10 ve koagülant dozajı 1 g.L⁻¹ olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşün en yüksek olduğu görülmüştür. Çizelge 4.26 ve Şekil 4.64'de pH'sının 10'dan 8,24'e düştüğü gözlemlenmiştir.



Şekil 4.65. Farklı başlangıç pH'larında farklı polialüminyum klorür dozajlarının çıkış konsantrasyonuna etkisi (1000 mg.L^{-1} bor konsantrasyonu)

Çizelge 4.27. 1000 mg.L^{-1} bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksu için farklı polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH			
	0,1 g.L ⁻¹	0,25 g.L ⁻¹	0,5 g.L ⁻¹	1 g.L ⁻¹
7	4,79	4,43	4,34	4,34
8	7,9	7,29	4,89	4,75
9	9,15	8,98	8,65	8,12
10	10,13	9,93	9,73	9,43
11	10,62	10,3	10,05	9,68
12	11,85	11,55	11,2	10,86

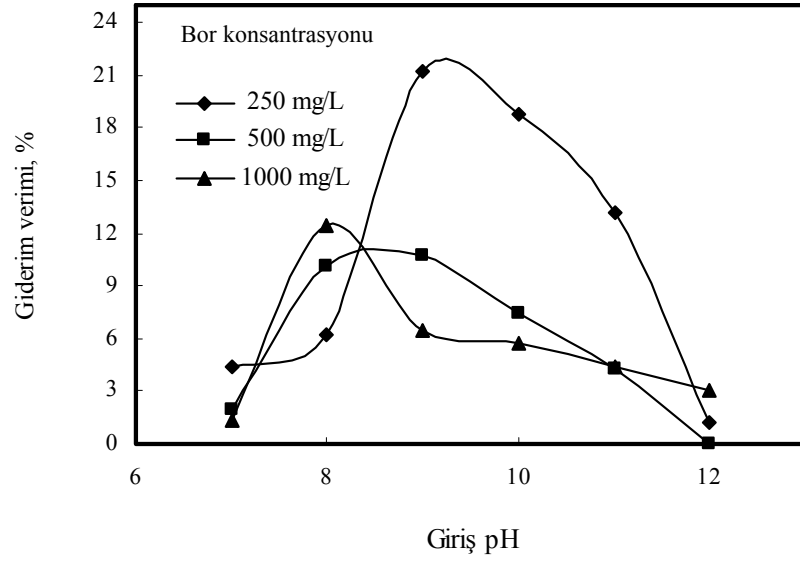


Şekil 4.66. Farklı polialüminyum klorür koagülant dozajlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu)

Şekil 4.65 incelendiğinde 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksuyun başlangıç pH'sı 9 ve koagülant dozajı 1 g.L⁻¹ olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşün en yüksek olduğu görülmüştür. Çizelge 4.27 ve Şekil 4.66'da pH'sının 9'dan 8,12'ye düştüğü gözlemlenmiştir. Tüm grafikler göz önüne alındığında farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara farklı koagülant dozajları uygulandığında çözeltilerin çıkış pH'ları 8-8,5 arasında olduğunda bor konsantrasyonundaki düşüşlerin en yüksek olduğu düşünülmektedir.

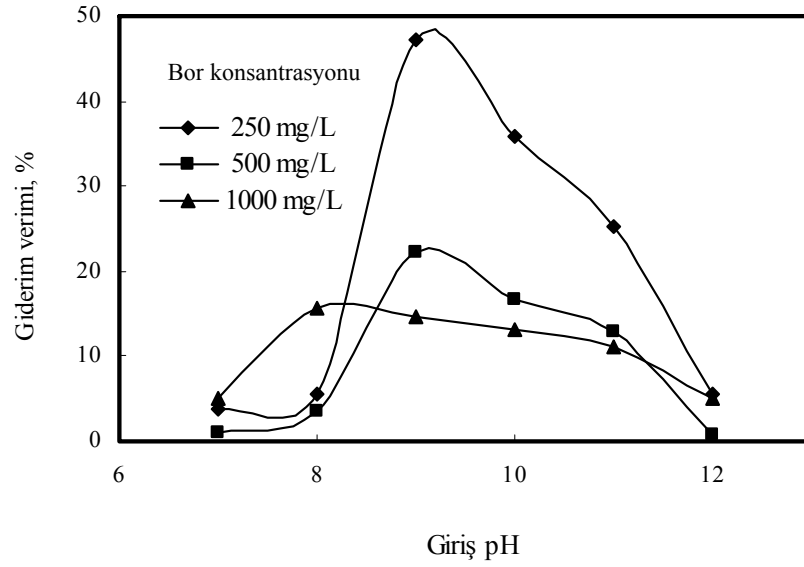
4.4.2. Koagülant dozajı optimizasyonu

Karıştırma hızının arıtma verimi üzerine etkisi incelenirken bölüm 4.1.3'de yapılan işlemlerin aynısı uygulanmış olup koagülant maddesi olarak alüminyum sülfat yerine polialüminyum klorür denenmiştir. Elde edilen sonuçlar Şekil 4.67-4.78'de ve Çizelge 4.28-4.31'de verilmiştir.



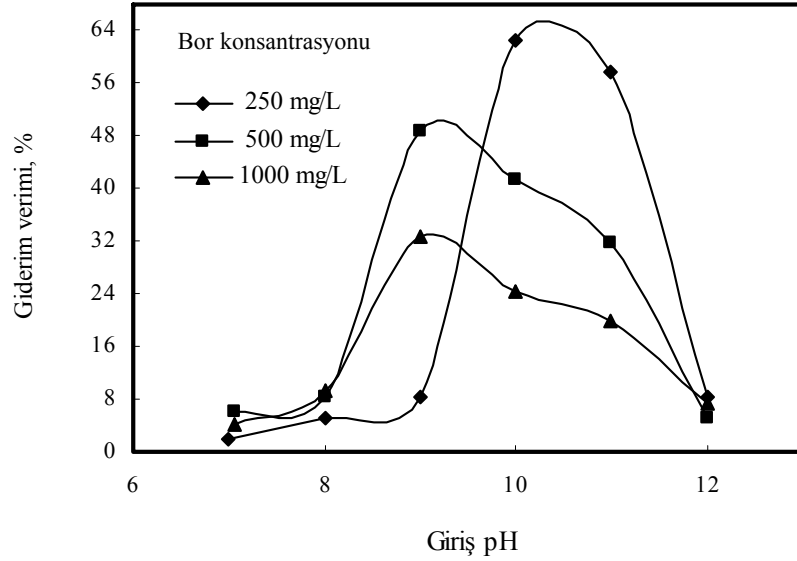
Şekil 4.67. Farklı bor konsantrasyonlarında başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.67'da 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %21,25, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %10,75, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 8 olduğunda en iyi giderim verimi %12,38 olduğu görülmektedir. 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 9 olduğunda gerçekleşmiştir.



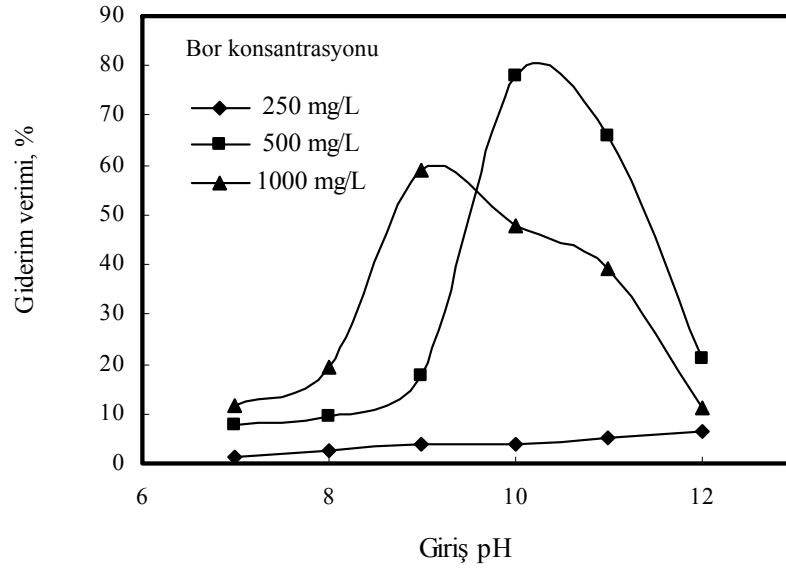
Şekil 4.68. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,25 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.68'de 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %47,17, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %22,3, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 8 olduğunda en iyi giderim verimi %15,71 olduğu görülmektedir. 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 9 olduğunda gerçekleşmiştir.



Şekil 4.69. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (0,5 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.69'da 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 10 olduğunda en iyi giderim verimi %62,7, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %48,75, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %32,6 olduğu görülmektedir. 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 10 olduğunda gerçekleşmiştir.

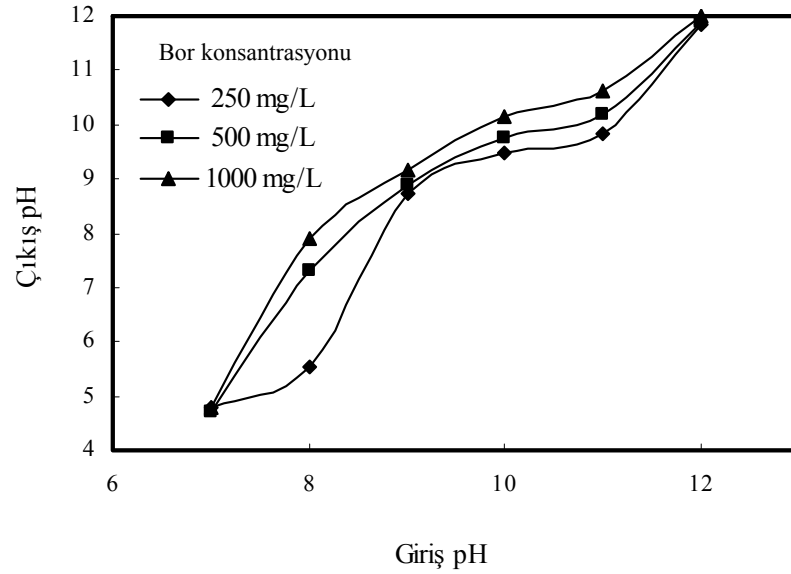


Şekil 4.70. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larının bor giderim verimiyle değişiminin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.70'de 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 12 olduğunda en iyi giderim verimi %6,58, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 10 olduğunda en iyi giderim verimi %78, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun başlangıç pH'sı 9 olduğunda en iyi giderim verimi %59 olduğu görülmektedir. 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında en yüksek verim 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu ve başlangıç pH'sı 10 olduğunda gerçekleşmiştir.

Çizelge 4.28. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,1 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	4,79	4,7	4,79
8	5,53	7,33	7,9
9	8,74	8,89	9,15
10	9,48	9,74	10,13
11	9,83	10,2	10,62
12	11,86	11,88	12

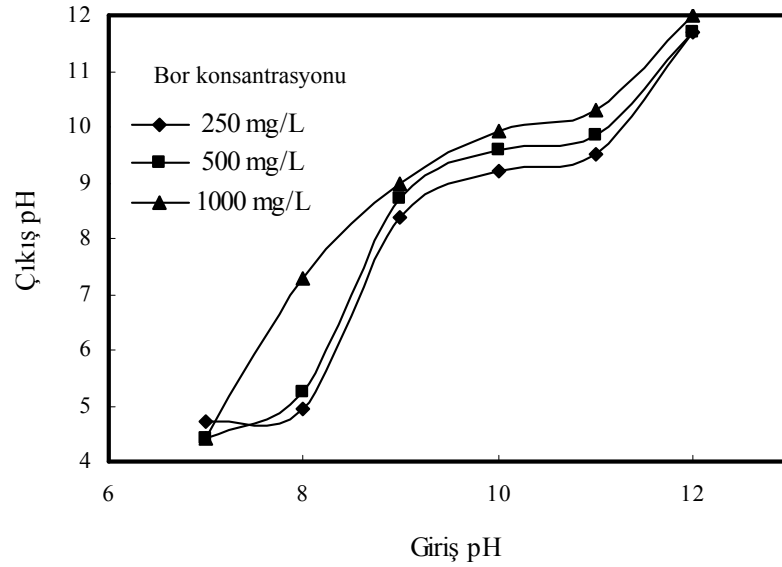


Şekil 4.71. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı)

Çizelge 4.28 ve Şekil 4.71 incelendiğinde 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 9'dan 8,74'e, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 9'dan 8,89'a, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunun en iyi giderim veriminde başlangıç pH'sı 8'den 7,9'a düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 7,5-9 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.29. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,25 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	4,7	4,41	4,43
8	4,94	5,23	7,29
9	8,36	8,71	8,98
10	9,2	9,57	9,93
11	9,52	9,85	10,3
12	11,71	11,7	12

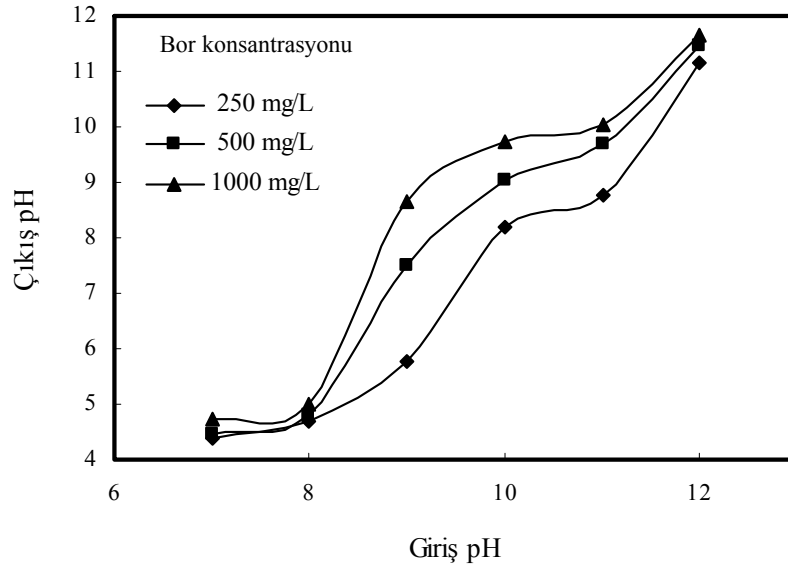


Şekil 4.72. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,25 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı)

Çizelge 4.29 ve Şekil 4.72 incelendiğinde 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 9'dan 8,36'ya, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 9'dan 8,71'e, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 8'den 7,29'a düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 7-8,5 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

Çizelge 4.30. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 0,5 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	4,38	4,47	4,74
8	4,68	4,8	4,99
9	5,77	7,5	8,65
10	8,2	9,05	9,73
11	8,76	9,68	10,05
12	11,15	11,45	11,65

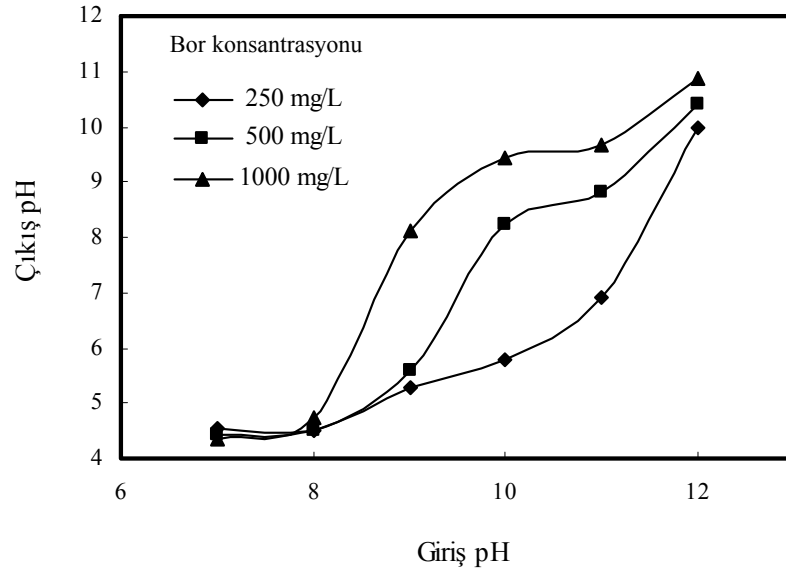


Şekil 4.73. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı)

Çizelge 4.30 ve Şekil 4.73 incelendiğinde 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 10'dan 7,28'e, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 9'dan 7,5'a, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 9'dan 8,65'e düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 7-8,5 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.

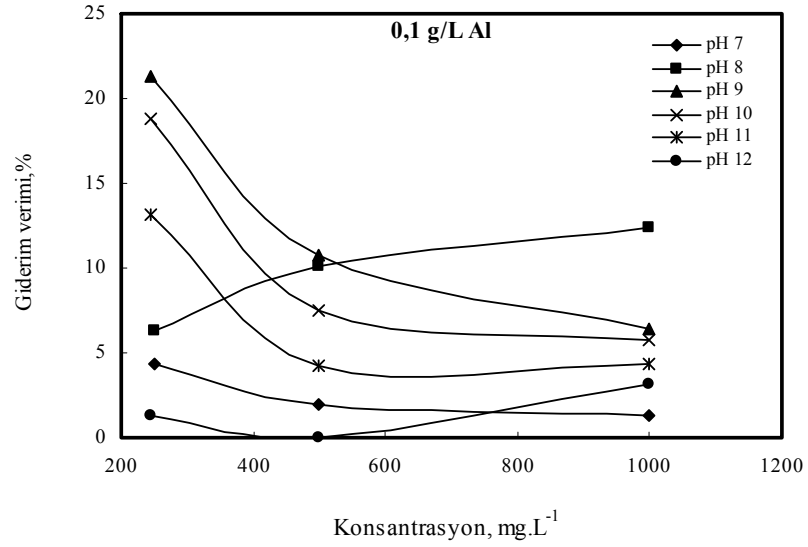
Çizelge 4.31. Farklı bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksular için 1 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi

Giriş pH	Çıkış pH		
	250 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	1000 mg.L ⁻¹
7	4,55	4,44	4,34
8	4,5	4,5	4,75
9	5,27	5,61	8,12
10	5,8	8,24	9,43
11	6,93	8,8	9,68
12	9,98	10,41	10,86



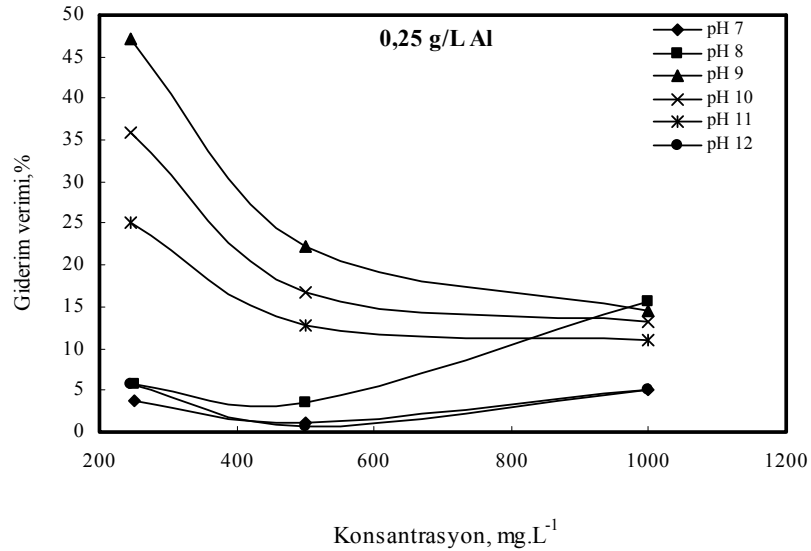
Şekil 4.74. Farklı bor konsantrasyonlarında çözeltilerin başlangıç pH'larındaki değişimin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı)

Çizelge 4.31 ve Şekil 4.74 incelendiğinde 1 g.L⁻¹ koagülant dozajında 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 12'den 9,98'e, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 10'dan 8,24'e, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için giderim verimi başlangıç pH'sı 9'dan 8,12'e düştüğü gözlemlenmiştir. Yani 1 g.L⁻¹ koagülant dozajına sahip farklı konsantrasyonlardaki çözeltilerin çıkış pH'larının 7-8 olduğu durumlarda giderim veriminin yükseldiği gözlemlenmiştir.



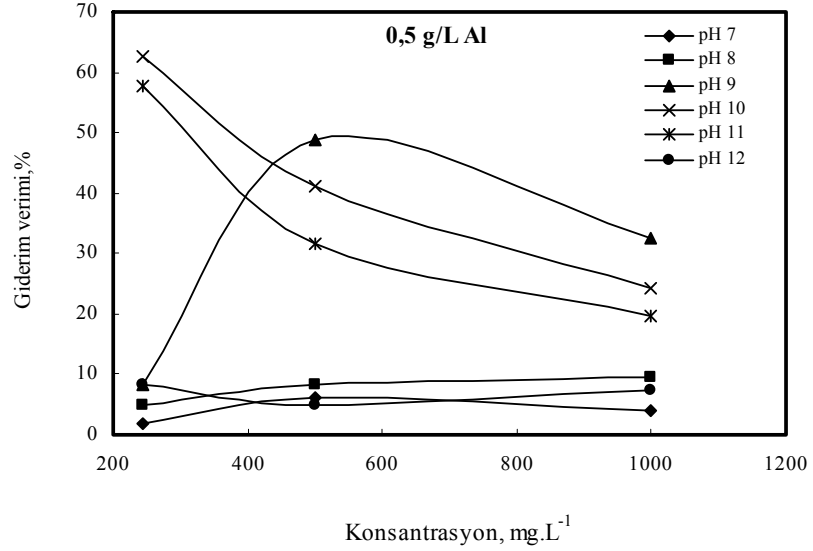
Şekil 4.75. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,1 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozu)

Şekil 4.75'de görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,1 g.L⁻¹ koagülant dozu uygulandığında %21,25'lik en iyi giderim verimine başlangıç pH'ı 9 olan 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



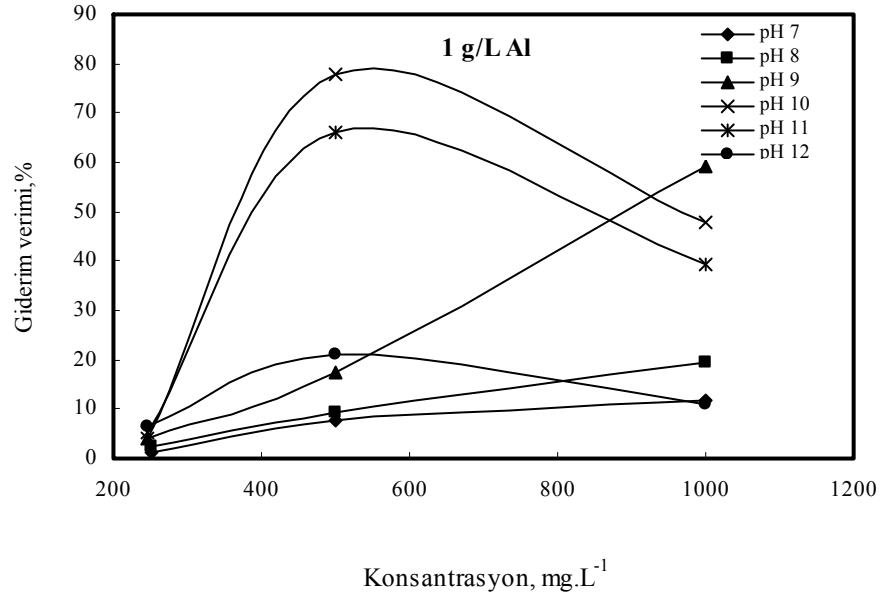
Şekil 4.76. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,25 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozu)

Şekil 4.76'da görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,25 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %47,17'lik en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 9 olan 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



Şekil 4.77. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (0,5 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.77'de görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 0,5 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %62,7'lik en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 10 olan 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.



Şekil 4.78. Farklı pH'lara sahip farklı bor konsantrasyonlarının giderim verimi ile değişimin gözlemlenmesi (1 g.L⁻¹ polialüminyum klorür koagülant dozajı)

Şekil 4.78'de görüldüğü gibi 250, 500, 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atıksulara 1 g.L⁻¹ koagülant dozajı uygulandığında %78'lik en iyi giderim verimine başlangıç pH' sı 10 olan 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda görülmektedir.

Polialüminyum klorür koagülantı ile yapılan denemelerde %78'lik en yüksek giderim verimine başlangıç pH' sı 10 ve 1 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda, çıkış pH'sı 8,24 olan 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonunda ulaşıldığı görülmektedir.

Tüm sonuçlar göz önüne alındığında farklı alüminyum tuzlarının bor giderim veriminde değişiklik olmadığı ve %35'lere kadar bor giderilebileceği görülmüştür. Polialüminyum klorürde ise incelenen bütün parametrelerin belirlediği optimum şartlarda, sentetik olarak hazırlanmış atık sulardan %78'lere kadar bor giderilebileceği görülmüştür. Giderim veriminin bu kadar artmasının sebebi ise polialüminyum klorürün polimerik özellik göstermesidir. Polimerik alüminyum koagülantların performansı genellikle koagülanttaki Al'un özel karakteristiklerine bağlı olduğu kabul edilmektedir. Al(III)'ün hidrolizi boyunca birçok türünden ziyade Al₁₃ türlerinin iyi incelendiği ileri

sürülmektedir. Koagülasyon prosesinde içeren diğer Al türlerinin genel önemi ve rolleri ve mekanizmaları açığa çıkmamıştır.

Çeşitli kimyasal ve fiziksel metodlar kimyasal türlerinin dağılımının karakterizasyonunda ve Al(III) hidroliz/polimerizasyon proseslerin incelenmesinde uygulanmaktadır. Ferron metodu hidrolize olmuş türleri üç tipe bölen Al(III) çözeltisini incelemek için genellikle kullanılmaktadır. Monomerik türler (Al_a), orta polimer türler (Al_b) ve koloidal veya katı türleri (Al_c) farklı hidrolize olmuş türlerin ferron ile verdiği kompleks reaksiyonların kinetik farklılığına bağlıdır.

Al_a esasen Al^{+3} , $Al(OH)^{+2}$ ve $Al(OH)_2^+$ gibi monomerik türlerden oluşmuştur. Dimer ($Al_2(OH)_2^{4+}$), trimer ($Al_3(OH)_4^{5+}$), bazı küçük polimerler ve hızlı reaksiyona giren yüzey türleri genellikle bu kategoride sınıflandırılır. Bu türün yükün (Al_b^{7+} gibi) Al_b 'den daha düşük olmasına rağmen Al'un her bir yükü normalde yüksektir.

Al_b , 500 ila 3000 Da arasında moleküler ağırlığa sahip Al(III) hidrolizi boyunca şekillenen orta polimer türleridir. Birçok çalışmada PACl'de önceden şekillenmiş Al_b içeriği tridecamer (genellikle Al_{13} olarak belirtilen $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$) ile iyi ilişkili olduğu kabul edilmektedir. Ayrıca önceden şekillenmiş Al_b türlerinin suya dozajlandığı anda yüksek kararlılığa sahip olduğu ve genel alüminyum tuzlarının belli şartlar altında suya ilave edildiği zaman türlerinin şekillendiğidir. Ancak uygun yerinde şekillenen Al_b kısa bir süre bekletildikten sonra Al_c ' ye dönüşebilir. Bu uygun yerinde şekillenen Al_b ve Al_{13} arasındaki uygunluk tamamen anlaşılmamıştır.

Al_c , 3000 Da'dan daha yüksek moleküler ağırlığına sahip Al(III) hidrolizi boyunca şekillenen koloidal veya büyük ağır polimer türleridir (Yan *et al.*2007).

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Bu çalışmada bor içeren sentetik atık suların kimyasal koagülasyon yöntemi ile arıtılabilirliği ve çeşitli değişkenlerin bu proses ile bor giderimine etkileri incelenmiştir. Bor giderim verimine etki eden parametreler, başlangıç bor konsantrasyonu, karıştırma hızı, çözeltinin başlangıç pH'sı, kullanılan koagülant cinsi ve dozajı olarak seçilmiştir.

Araştırmada koagülant maddesi olarak alüminyum tuzlarından olan alüminyum sülfat, alüminyum nitrat ve alüminyum klorür kullanılarak yapılan jar testi denemeleri 250, 500 ve 1000 mg.L⁻¹'lik bor konsantrasyonuna sahip sentetik atık sular için yapılmıştır. Bunlara ek olarak polialüminyum klorür (PACl) polielektrolit olarak tek başına denenmiştir. Denemeler esnasında optimum karıştırma hızları, optimum pH, optimum koagülant cinsi ve dozajı araştırılmıştır.

İlk olarak bor konsantrasyonu ve koagülant dozajı sabit tutularak karıştırma hızı parametresi araştırılmış ve sonucunda standart jar testinde kullanılan 120 dev.dak⁻¹'lik koagülasyon hızı optimum olarak belirlenmiştir. Bu karıştırma hızı kullanılarak yukarıda da bahsedilen 250, 500, 1000 mg.L⁻¹ 'lik bor konsantrasyonları için optimum pH ve optimum koagülant cinsi ve dozajı belirlenmeye çalışılmıştır. Başlangıç pH'ları sırasıyla 7-8-9-10-11-12 olarak alınmış ve farklı koagülant dozajlarındaki pH değişimleri tespit edilmiştir. Şekil 4.9-4.12 ve Çizelge 4.2-4.4 incelendiğinde alüminyum sülfat koagülantı ile yapılan denemelerde 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %20'lik en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 12 ve 0,5 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 7,42 olduğunda, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %24,20'lik en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 12 ve 0,5 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 7,74 olduğunda, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %32,9'luk en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 12 ve 1 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 8,35 olduğunda görülmüştür.

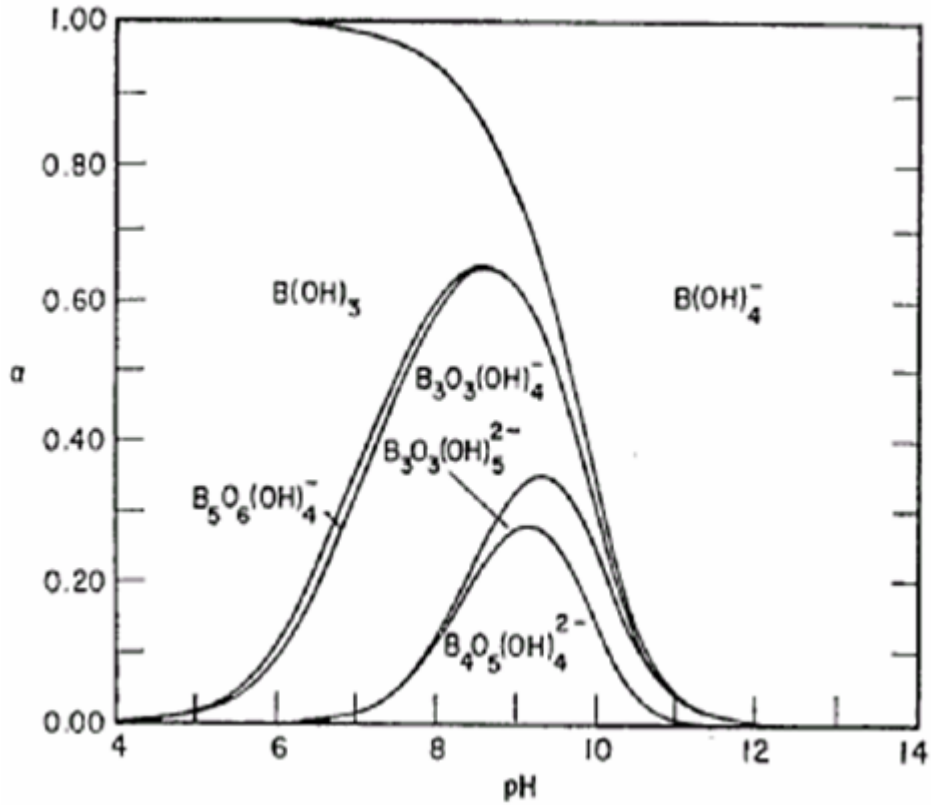
Şekil 4.29-4.32 ve Çizelge 4.10-4.12 incelendiğinde alüminyum nitrat koagülantı ile yapılan denemelerde 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %14,29'luk en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 12 ve 0,25 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 9,35 olduğunda, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %15,13'lük en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 12 ve 0,5 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 8,95 olduğunda, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %35,3'luk en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 12 ve 1 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 7,54 olduğunda görülmüştür.

Şekil 4.49-4.52 ve Çizelge 4.18-4.20 incelendiğinde alüminyum klorür koagülantı ile yapılan denemelerde 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %16,7'lik en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 11 ve 0,25 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 8,1 olduğunda, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %21,8'lik en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 12 ve 0,5 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 7,74 olduğunda, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %34,6'lik en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 12 ve 1 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 8,64 olduğunda görülmüştür.

Ayrıca polialüminyum klorür ile yapılan denemelerde Şekil 4.67-4.70 ve Çizelge 4.25-4.27 incelendiğinde 250 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %62,7'lik en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 10 ve 0,5 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 7,28 olduğunda, 500 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %78'lik en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 10 ve 1 g/L koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 8,24 olduğunda, 1000 mg.L⁻¹ bor konsantrasyonu için %59'luk en yüksek giderim verimine başlangıç pH'sı 9 ve 1 g.L⁻¹ koagülant ilavesi sonunda çıkış pH'sı 8,12 olduğunda görülmüştür.

Yukarıda verilen tüm sonuçlar incelendiğinde farklı bor konsantrasyonuna ve farklı başlangıç pH'lara sahip sentetik atıksulara farklı koagülant maddeleri ve dozajları uygulandığında çözeltilerin çıkış pH'ları 7-9 arasında olduğunda bor giderim veriminin en yüksek olduğu görülmektedir. Şekil 2.5 incelendiğinde pH'nın 6,0-8,5 arasındaki değerlerinde alüminyum çözünürlüğü çok düşük olduğu görülmektedir. Başka bir deyiş ile bu pH aralıklarında ortamda bulunan alüminyumun büyük bir kısmı Al(OH)₃

formunda bulunmaktadır ve bu formdaki türün flok oluşturma eğilimi çok yüksektir. Bu verilerin ışığında ortamda yeterli yumaklaştırıcının bulunması ve bu sıradaki pH'nın da alüminyumun en düşük çözünürlüğe sahip olduğu aralıkta olması sebebiyle en verimli arıtımın gerçekleştirildiği düşünülmektedir. Bu değerlerin altında ve üstünde alüminyum $\text{Al(OH)}_{3(k)}$ formundan uzaklaşmakta ve ortamda çözünebilir alüminyum bileşikleri formunda bulunmaktadır. Dolayısı ile bu pH aralıklarının dışında ortamda alüminyum bulunsa bile flok oluşturacak eğilimde değildir. Şekil 5.1'de borun sulu ortamda pH'ya bağlı olarak borat iyonlarının dağılımı verilmiştir. Bu diyagram incelenecek olursa, bor düşük pH'larda poliborat, yüksek pH'larda ise monoboratlarda şeklinde bulunduğu görülmektedir.



Şekil 5.1. Sulu ortamda pH'ya bağlı olarak borat iyonlarının dağılımı

Ortam pH'sı 8'den büyük olduğunda bor sulu ortamda baskın olarak B(OH)_4^- formunda bulunmaktadır. Şekiller incelendiğinde yukarıda belirtilen pH aralıklarında oluşan $\text{Al(OH)}_{3(k)}$ flokları ortamdaki borun giderimini yapabilmekte, pH'nın aşağı ya da yukarı

salınımlarında ise flok oluşumunun yetersiz kalmasından dolayı giderim verimi düşük değerlerde kalmaktadır.

Yapmış olduğumuz tüm denemeler sonucunda alüminyum tuzlarından olan alüminyum sülfat, alüminyum nitrat ve alüminyum klorürün bor giderim verimi açısından kayda değer bir etkisinin olmadığı bulunmuştur; ancak polialüminyum klorür (PACl) için bu değişim gözle görülür bir şekilde artmış ve incelenen bütün parametrelerin belirlediği optimum şartlarda verim %78'lere kadar çıkmıştır.

KAYNAKLAR

- Acar, F.N., ve Tekin, D., 2002, Kimyasal Çöktürme ile Sulu Ortamdan Renk Giderimi, 1. Ulusal Çevre Sorunları Sempozyumu, 304-307, Erzurum
- Aguilar, M.I., Saez, J., Llorens, M., Soler, A., Ortuno J.F., Meseguer, V., and Fuentes A. 2005, Improvement Of Coagulation–Flocculation Process Using Anionic Polyacrylamide As Coagulant Aid, *Chemosphere*, 58, 47–56.
- Al – Malack, M., N., Abuzaid, N., S., El – Mubarak, A., H., “Coagulation of polymeric wastewater discharged by a chemical factory”, *Water Research*, 33: 521-529 (1999).
- Al-Mutairi, N.Z., Hamoda, M.F, and Al-Ghusain, I., 2004, Coagulant Selection And Sludge Conditioning In A Slaughterhouse Wastewater Treatment Plant, *Bioresource Technology*, 95,115–119.
- Alkan, M., 1985, Bazı Bor Minerallerinin Kükürtdioksitli Sulardaki Çözünürlüğü Atatürk Üniversitesi, Doktora Tezi, Erzurum
- Amirtharajah, A and O’Melia, CR., 1990, Coagulation processes:destabilization, mixing, and flocculation. In: Pontius FW, editor. *Water quality and treatment*. 4th ed. Toronto: McGraw-Hill. p.: 269-365.
- Aytekin, A., Polat, M., 1987, Bor Madenciliği ve Türkiye için Önemi, Ankara, 96-97.
- Bes-Pia, A., Mendoza-Roca, J. A., Alcaina-Miranda, M. I., Iborra-Clar, A. and Iborra-Clar, M. I., 2002, Reuse of wastewater of textile industry after its treatment with a combination of physico-chemical treatment and membran technologies;; *Desalination*, 149, 169-174.
- Boncukçuoğlu,R.,1993 Bor Endüstrisi Atıklarının Değerlendirilmesi, Atatürk Üniversitesi Doktora Tezi, Erzurum
- Boncukçuoğlu, R., Yılmaz, M. T., Kocakerim, M. M. and Tosunoğlu, V., 2001, Utilization of borogypsum as set retarder in portland cement production. *Cement And Concrete*.32, 471-475.
- Çiftçi, Ç., 2007, Metal Kesme Atıksularının Koagülasyon Ve Elektrokoagülasyon İle Arıtımı, Gebze Yüksek Teknoloji Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, Gebze
- Demircioğlu, A., 1972, Bor Titrasyonlarına Kısa Bir Bakış, *Kimya ve Sanayii*, XX, s:89.
- D.P.T. 1999 VIII. Beş Yıllık Kalkınma Planı-Madencilik Özel İhtisas Komisyonu Raporu, Devlet Planlama Teşkilatı, Ankara, 1999
- Eckenfelder, W. W., 2000. *Industrial Water Pollution Control*. McGraw Hil International Edition, Environmental Engineering Series. p:124-138.
- Edzwalds, J. K., 1978, Coagulation Of Humic Substances. *AIChE Symp Ser*, 75(190), 54-60.
- EPA, Quality criteria for water, U.S. EPA. Washington D.C. 1986, 440/5-86/01.
- Eroğlu, V.,1995. Su Tasfiyesi. İstanbul Teknik Üniversitesi İnşaat Fakültesi Matbaası, İstanbul.
- Fahim, F.A., Fleit, D., H., Ibrahim, A., M., El-Dars, F., M., S., 2001, Evaluation Of some methods for fish canning wastewater treatment, *Water, Air and Soil Pollution*, 127, 205 – 226.
- Fox, K. K., Cassani, G., Facchi, A., Schröder, F. R., Poelloth, C. and Holt,M. S., 2001. Measured Variation In Boron Loads Reaching European sewage Teratment Works. *Chemosphere*, 47, 499-505.

- Garrett, D., 1998 Borates: Handbook of Deposits, Processing, Properties and Use, San Diego Academic Pres.
- Göncü, N., 1982, Dünya ve Türkiye’de Metal ve Mineral Kaynaklarının Potansiyeli ve Ticareti, Beklenen gelişmeler–10, Bor Mineralleri, MTA, Ankara.
- Gregor, J. E., Nokes, C. J. and Fenton, E., 1997, Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation . Water Res., 31,2949-58.
- Hawley, G.G., 1981, Condensed Chemical Dictionary, New York Van Noyes Publications 143-145.
- Kang, M., Kamei, T., Magara, Y., 2003, Comparing polyaluminium chloride and ferric chloride for antimony removal, 37, 4171-4179.
- Karakaş, İ.H., 2008, Bor Endüstrisi Atıksularının Nanofiltrasyonla Arıtılabilirliğinin İncelenmesi, Atatürk Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, Erzurum
- Kestioğlu, K., Yalılı, N., Yonar, T., ve Takır, Ö., 2004, Sızıntı Sularının Fizikokimyasal ve Adsorpsiyon Yöntemleri İle Arıtılabilirliğinin Araştırılması; Bursa örneği, 9. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, 157-164, İstanbul
- Li, C.T., Shieh, W.K., ASCE, A.M., Wu, C. S., and Huang, J. S., 1986, Chemical/bio fluidized bed treatment of slaughterhouse wastewater, Journal of Civil Engineering, 112, 4.
- Mastromatte, E., and Sullivon, F., 1994, International symposium on the health effects on boron and its compounds, Environ. Health Perpect, 102, 7, 139.
- Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., Cocke, D.L., 2001, Electrocoagulation (EC)- Science and Applications. Journal of Hazardous Materials B84, 29–41.
- Oktav, E., Canlı, Ö., ve Şengül, F., 2004, Süt Endüstrisi Atıksularının Kimyasal Ön Arıtımı, 9. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, 165-170, İstanbul.
- Özbelge, T., A., Özbelge, Ö., H., Baıkaya, S., Z., 2002, Removal of phenolic compounds from rubber – textile wastewaters by physico – chemical methods ,Chemical Engineering and Processing, 41, 719 – 730.
- Özcan, P., 2001, Mezbaha Endüstrisi Atıksularında Magnezyum Amonyum Fosfat Çöktürmesi İle Azot Giderimi, İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Yüksek Lisans Tezi, s, 3-25, İstanbul.
- Pierce, J.J., Weiner, R.F., Vesilind, P.A., 1997. Environmental Pollution and Control. Butterworth-Heinemann, 4th edition, 92s, 392.
- Selçuk, H., Meriç, S., ve Tunay, O., 2004, 9. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, 485-488, İstanbul.
- Sitting, M., 1981, Handbook of Toxic and Hazardous Chemicals, Park Ridge, 94-96. Diego Academic Pres.
- Solak, M., 2007, Elektrokoagülasyon Prosesi İle Mermer Atıksularının Arıtılması, Süleyman Demirel Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, Isparta.
- Song, Z., Williams, C., J., Edyvean, R., G., J., 2004, Treatment of tannery wastewater by chemical coagulation, Desalination, 164, 249 – 259.
- Şahin, S., 1996, Matematical Model of Boron Adsorption by Ion- Exchange, Models in Chemistry,133(1-2) 143-150.
- Woods, W.G., 1994, An introduction to boron: History, sources, uses and chemistry, Environ. Health Perpect, 102, 7, 5-12.

- Yalçın, H. ve Baysal, O., 1991, Kırka (Seyitgazi-Eskişehir) Borat Yataklarının Jeolojik Konumu, Dağılımı ve Oluşumu, MTA Dergisi, No 113, ss 93-104, Ankara
- Yan, M., Wang, D., Qu, Jihui., He, Wenjie., and Chow, C.W.K., 2007, Relative importance of hydrolyzed Al(III) species (Ala, Alb, and Alc) during coagulation with polyaluminum chloride: A case study with the typical micro-polluted source waters, 316, 482-489.
- Yılmaz, A.E., 2002, Endüstriyel Atık sulardan İyon Değişimi Yöntemi ile Bor Giderimi, Atatürk Üniversitesi, Yüksek Lisans Tezi, Erzurum
- Yılmaz, A. E., Boncukcuoğlu, R., Kocakerim, M. M., Yılmaz, M. T., Paluluoğlu, C., 2008 Boron removal from geothermal waters by electrocoagulation, Journal of Hazardous Materials, Correct prof, Article in pres
- Yılmaz, A.E., 2009, Endüstriyel Atıksulardan Elektrokoagülasyon Yöntemi İle Bor Giderimi, Atatürk Üniversitesi, Doktora Tezi, Erzurum
- Yılmaz, M.T., 2004, Bor Endüstrisi Atıksularının Fizikokimyasal Yöntemlerle Arıtılması, Atatürk Üniversitesi, Doktora Tezi, Erzurum

ÖZGEÇMİŞ

1983 yılında Erzurum'da doğdu. İlk, orta ve lise öğrenimini Erzurum'da tamamladı. 2002 yılında Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde lisans öğrenimine başladı. Lisans öğreniminin 2003 yılında Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi İnşaat Mühendisliği Bölümü'nden çift anadal yapma hakkı kazandı. Çevre Mühendisliği Bölümünden 2006 yılında ve İnşaat Mühendisliği Bölümünden 2007 yılında mezun oldu. 2006 yılında Atatürk Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü, Çevre Mühendisliği Anabilim Dalında Yüksek lisans öğrenimine başladı. 10 Şubat 2009 tarihinde Atatürk Üniversitesi Mühendislik Fakültesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde Araştırma Görevlisi olarak göreve başladı. Halen aynı bölümde Araştırma görevlisi olarak görev yapmaktadır.