

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**MODİFİYE EDİLMİŞ MEŞE PALAMUDU POSASI İLE
Pb²⁺, Zn²⁺ ve Cd²⁺ İYONLARININ ADSORPSİYONU**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Kimyager Ahmet ÖRNEK

Enstitü Anabilim Dalı : KİMYA
Tez Danışmanı : Doç. Dr. Mahmut ÖZACAR

Haziran 2006

T.C.
SAKARYA ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**MODİFİYE EDİLMİŞ MEŞE PALAMUDU POSASI İLE
Pb²⁺, Zn²⁺ ve Cd²⁺ İYONLARININ ADSORPSİYONU**

YÜKSEK LİSANS TEZİ

Kimyager Ahmet ÖRNEK

Enstitü Anabilim Dalı : KİMYA

Bu tez 15 /06 /2006 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Oybirliği ile kabul edilmiştir.

Prof. Dr. İ. Ayhan ŞENGİL Prof. Dr. Murat TEKER Doç. Dr. Mahmut ÖZACAR
Jüri Başkanı Üye Üye

Bu alışma Sakarya Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Komisyonu tarafından desteklenmiştir. (Proje No: 06-FBY-027)

TEŞEKKÜR

Tezin hazırlanması aşamasında bana her türlü desteği veren, özellikle de deneysel çalışmalar esnasında, kimyasal madde ve araç gereç temini konusunda her türlü fedakârlığı yapan, sorunlara esnek, üretken ve yapıcı bir şekilde yaklaşan danışman hocam sayın Doç. Dr. Mahmut Özacar'a sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Çalışma boyunca AAS'de numunelerin analizi konusunda değerli vaktini ayırdığı için Arş. Görevlisi Hüseyin Altundağ'a teşekkürlerimi sunarım.

Sakarya Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Kimya Bölümünün tüm öğretim üyeleri ve araştırma görevlilerine sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Ayrıca tez yazımı konusunda değerli vaktini ayıran sevgili eşim Çiğdem Örnek'e ve tercüme konusunda yardımlarını esirgemeyen ablam Oya Örnek Eryılmaz'a teşekkürlerimi sunarım.

Mayıs 2006
Ahmet Örnek

İÇİNDEKİLER

TEŞEKKÜR.....	iii
İÇİNDEKİLER.....	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ.....	vii
ŞEKİLLER LİSTESİ.....	ix
TABLOLAR LİSTESİ.....	xiv
ÖZET.....	xv
SUMMARY.....	xvi
BÖLÜM 1.	
GİRİŞ.....	1
BÖLÜM 2.	
AĞIR METALLER.....	3
2.1. Ağır Metallerin Kullanıldıkları Yerler	3
2.2. Ağır Metal Atıkları.....	4
2.3. Ağır Metallerin Çevre Sağlığına Etkileri.....	4
2.4. Ağır Metallerin Giderilme Yöntemleri.....	6
2.5. Ağır Metallerin Adsorpsiyonla Giderilmesi.....	7
BÖLÜM 3.	
ADSORPSİYON.....	8
3.1. Adsorpsiyon ve Tarihçesi.....	8
3.2. Adsorpsiyon İzotermi.....	9
3.2.1. Langmuir adsorpsiyon izotermi.....	9
3.2.2. Freundlich adsorpsiyon izotermi.....	11
3.2.3. Temkin adsorpsiyon izotermi.....	11
3.2.4. Dubinin-Raduchkevich adsorpsiyon izotermi.....	12

3.3. Adsorpsiyon Hız Eşitlikleri.....	12
3.3.1. Yalancı birinci dereceden hız eşitliği.....	12
3.3.2. Yalancı ikinci dereceden hız eşitliği.....	13
3.3.3. Partikül içi difüzyon hız eşitliği.....	14
3.3.4. Elovich hız eşitliği.....	14
3.4. Adsorbanların Çeşitleri ve Özellikleri.....	15
BÖLÜM 4.	
MEŞE PALAMUDU POSASI.....	16
4.1. Meşe Palamudu Posasının Yapısı ve Özellikleri.....	16
4.2. Meşe Palamudu Posasının Kullanıldığı Yerler.....	17
BÖLÜM 5.	
MATERYAL VE METOD.....	19
5.1. Kullanılan Cihazlar.....	19
5.2. Kullanılan Kimyasal Maddeler.....	19
5.2.1. Ağır metal iyonları(Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+}) içeren tuzlar.....	19
5.2.2. Adsorban.....	19
5.3. Adsorpsiyon Deneylerinin Yapılışı.....	20
5.3.1. Palamut posasının modifiye edilmesi.....	20
5.3.2. Tanecik boyutunun incelenmesi deneyleri.....	20
5.3.3. Adsorban dozajının etkisinin incelenmesi deneyleri.....	21
5.3.4. Başlangıç metal konsantrasyonunun değişiminin incelenmesi deneyleri.....	21
5.3.5. pH değişiminin incelenmesi deneyleri.....	21
5.3.6. Sıcaklık değişiminin incelenmesi deneyleri.....	21
BÖLÜM 6.	
DENEYSEL ÇALIŞMALAR VE SONUÇLARI.....	23
6.1. Tanecik Boyutunun Adsorpsiyona Etkisi.....	23
6.2. Adsorban Dozajının Adsorpsiyona Etkisi.....	25
6.3. pH'ın Adsorpsiyona Etkisi.....	27
6.4. Sıcaklığın Adsorpsiyona Etkisi.....	31

6.5. Başlangıç Metal Konsantrasyonunun Adsorpsiyona Etkisi.....	33
6.6. Adsorpsiyon İzotermleri.....	40
6.7. Adsorpsiyon Hız Eşitlikleri.....	46
6.8. Termodinamik Parametreler.....	62

BÖLÜM 7.

SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....	65
KAYNAKLAR.....	67
ÖZGEÇMİŞ.....	72

SİMGELER VE KISALTMALAR LİSTESİ

- b : Langmuir izoterminde enerji ile ilgili bir sabit veya net entalpi
- cm : Santimetre
- C_e : Çözeltideki denge konsantrasyonu, mg/L
- K : Termodinamik denge sabiti
- K_F : Freundlich sabiti
- n : Freundlich sabiti
- pH : Çözeltideki hidrojen iyonu molar derişiminin eksi logaritması
- Q : Yüzeyde oluşan tek tabaka tamamlandığında adsorbanın birim ağırlığı başına adsorplanan metalin miktarı, mg/g
- q_e : Adsorbanın birim ağırlığı başına adsorplanan metalin miktarı, mg/g
- R : Reel gaz sabiti, J/mol K
- T : Sıcaklık, K
- ΔG : Standart serbest enerji, J/mol
- ΔH : Entalpi değişimi, J/mol
- ΔS : Entropi değişimi, J/mol
- AAS : Atomik Adsorpsiyon Spektrofotometresi
- ASTM : Amerikan Society for Testing and Materials
- A.Ş. : Anonim Şirketi
- Bkz. : Bakınız
- et al : Ve dięerleri (yabancı kaynaklara ait)
- g : Gram
- FPP : Formaldehit Palamut Posası (Formaldehit ile modifiye işleminden geçirilmiş palamut atığı)
- GAC : Granüler aktif karbon
- KOİ : Kimyasal Oksijen İhtiyacı
- mL : Mililitre
- MPP : Modifiye Edilmiş Palamut Posası

- μm : Mikrometre
PAC : Toz aktif karbon
rpm : Karıştırma hızı, devir/dakika
SPP :Sülfirik Asit Palamut Posası (Sülfirik asit ile modifiye işleminden geçirilmiş palamut atığı)

ŞEKİLLER LİSTESİ

Şekil 3.1.	Adsorpsiyon İzotermi (Glasston and Lewis, 1960).....	9
Şekil 6.1.	HCOH ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metallerini adsorplamasında tanecik boyutunun etkisi (doz; 1g/100mL, karıştırma süresi;180 dakika, metal konsantrasyonu; 100mg/L).....	24
Şekil 6.2.	H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metallerini adsorplamasında tanecik boyutunun etkisi (doz; 1g/100mL, karıştırma süresi;180 dakika, metal konsantrasyonu;100mg/L).....	25
Şekil 6.3.	HCOH ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metallerini adsorplamasına, adsorpsiyon dozajının etkisi (karıştırma süresi; 180 dakika, metal konsantrasyonu; 100mg/L, Adsorbans tanecik boyutu; 90-212 µm)	26
Şekil 6.4.	H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metallerini adsorplamasına, adsorpsiyon dozajının etkisi (karıştırma süresi: 180 dakika, metal konsantrasyonu: 100mg/L, Adsorbans tanecik boyutu: 90-212 µm)	27
Şekil 6.5.	HCOH ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metallerini adsorplamasına, pH'ın etkisi (Veriler 150. dakika itibariyle alınmıştır, metal konsantrasyonu: 100mg/L, Adsorbans tanecik boyutu: 90-212 µm).....	30
Şekil 6.6.	H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metallerini adsorplamasına, pH'ın etkisi (Veriler 150. dakika itibariyle alınmıştır, metal konsantrasyonu: 100mg/L, Adsorbans tanecik boyutu: 90-212 µm).....	30
Şekil 6.7.	HCOH ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metallerini adsorplamasına, sıcaklığın etkisi (Veriler 150. dakika itibariyle alınmıştır, metal konsantrasyonu: 100mg/L, Adsorbans tanecik boyutu: 90-212 µm).....	32

Şekil 6.8.	H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metalleri adsorplamasına, sıcaklığın etkisi (Veriler 150. dakika itibariyle alınmıştır, metal konsantrasyonu: 100mg/L, Adsorbans tanecik boyutu: 90-212 µm).....	32
Şekil 6.9.	HCOH ile modifiye edilmiş palamut posasının, Pb ⁺² iyonlarını değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı: 1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH : 6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	34
Şekil 6.10.	H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının, Pb ⁺² iyonlarını değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı: 1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH : 6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	35
Şekil 6.11.	HCOH ile modifiye edilmiş palamut posasının Zn ⁺² iyonlarını değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı: 1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH : 6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	36
Şekil 6.12.	H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının, Zn ⁺² iyonlarını değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı: 1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH : 6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	37
Şekil 6.13.	HCOH ile modifiye edilmiş palamut posasının Cd ⁺² iyonlarını değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı: 1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH : 6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	38
Şekil 6.14.	H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının Cd ⁺² iyonlarını değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı: 1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH : 6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	39
Şekil 6.15.	Modifiye edilmiş palamut posası üzerine Pb ²⁺ iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Langmuir izotermleri.....	40
Şekil 6.16.	Modifiye edilmiş palamut posası üzerine Pb ²⁺ iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Freundlich izotermleri.....	41
Şekil 6.17.	Modifiye edilmiş palamut posası üzerine Pb ²⁺ iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Temkin izotermleri.....	41

Şekil 6.18.	Modifiye edilmiş palamut posası üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Langmuir izotermi.....	42
Şekil 6.19.	Modifiye edilmiş palamut posası üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Freundlich izotermi.....	42
Şekil 6.20	Modifiye edilmiş palamut posası üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Temkin izotermi.....	43
Şekil 6.21.	Modifiye edilmiş palamut posası üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Langmuir izotermi.....	43
Şekil 6.22.	Modifiye edilmiş palamut posası üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Freundlich izotermi.....	44
Şekil 6.23.	Modifiye edilmiş palamut posası üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Temkin izotermi.....	44
Şekil 6.24.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri	46
Şekil 6.25.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri	47
Şekil 6.26.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri	47
Şekil 6.27.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri	48
Şekil 6.28.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri	48
Şekil 6.29.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri	49
Şekil 6.30.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Partikül içi difüzyon hız eşitlikleri	49

Şekil 6.31.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Partikül içi difüzyon hız eşitlikleri	50
Şekil 6.32.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri.....	50
Şekil 6.33.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri	51
Şekil 6.34.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri	51
Şekil 6.35.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri	52
Şekil 6.36.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri	52
Şekil 6.37.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri	53
Şekil 6.38.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Partikül içi difüzyon hız eşitlikleri	53
Şekil 6.39.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Partikül içi difüzyon hız eşitlikleri	54
Şekil 6.40.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri	54
Şekil 6.41.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri	55

Şekil 6.42.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri	55
Şekil 6.43.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri	56
Şekil 6.44.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri	56
Şekil 6.45.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri	57
Şekil 6.46.	Modifiye edilmiş palamut posası (FPP) üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Partikül içi difüzyon hız eşitlikleri	57
Şekil 6.47.	Modifiye edilmiş palamut posası (SPP) üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Partikül içi difüzyon hız eşitlikleri.....	58
Şekil 6.48.	FPP ve SPP için Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için log K-1/T grafiği.....	63

TABLolar LİSTESİ

Tablo 6.1.	HCOH ve H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metallerini adsorplamasına tanecik boyutunun etkisi (doz; 1g/100mL, karıştırma süresi; 180 dakika, metal konsantrasyonu; 100mg/L).....	24
Tablo 6.2.	HCOH ve H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metallerini adsorplamasına adsorpsiyon dozajının etkisi (Karıştırma süresi; 180 dakika, metal konsantrasyonu; 100mg/L, Adsorbans tanecik boyutu; 90-212 µm)	26
Tablo 6.3.	HCOH ve H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metallerini adsorplamasına, pH'ın etkisi(Veriler 150. dakika itibariyle alınmıştır, metal konsantrasyonu: 100mg/L, Adsorbans tanecik boyutu: 90-212 µm).....	29
Tablo 6.4	HCOH ve H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb, Zn ve Cd metallerini adsorplamasına, sıcaklığın etkisi (Veriler 150. dakika itibariyle alınmıştır, metal konsantrasyonu: 100mg/L, Adsorbans tanecik boyutu: 90-212 µm).....	31
Tablo 6.5	HCOH ile modifiye edilmiş palamut posasının Pb ⁺² iyonlarını değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı: 1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH :6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	33
Tablo 6.6	H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının, Pb ⁺² iyonlarını değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı: 1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH :6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	35
Tablo 6.7.	HCOH ile modifiye edilmiş palamut posasının Zn ⁺² iyonlarını değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı:1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH :6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	36
Tablo 6.8.	H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının, Zn ⁺² iyonlarını	

	değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı:1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH :6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	37
Tablo 6.9	HCOH ile modifiye edilmiş palamut posasının Cd ²⁺ iyonlarını değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı:1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH :6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	38
Tablo 6.10.	H ₂ SO ₄ ile modifiye edilmiş palamut posasının, Cd ²⁺ iyonlarını değişken başlangıç konsantrasyonlarına göre adsorplaması (Adsorban dozajı:1g/100mL, tanecik boyutu: 90-212 µm, pH :6, santrifüj devir sayısı: 500rpm).....	39
Tablo 6.11.	FPP ve SPP üzerine Pb ²⁺ , Zn ²⁺ ve Cd ²⁺ iyoları için Langmuir, Freundlich ve Temkin izoterm sabitleri.....	45
Tablo 6.12.	FPP ve SPP üzerine Pb ²⁺ iyonunun adsorpsiyonu için kinetik parametreler.....	59
Tablo 6.13.	FPP ve SPP üzerine Zn ²⁺ iyonunun adsorpsiyonu için kinetik parametreler.....	60
Tablo 6.14.	FPP ve SPP üzerine Cd ²⁺ iyonunun adsorpsiyonu için kinetik parametreler.....	61
Tablo 6.15.	Pb ²⁺ , Zn ²⁺ ve Cd ²⁺ iyonlarının değişik sıcaklıklardaki termodinamik denge sabitleri	63
Tablo 6.16.	Pb ²⁺ , Zn ²⁺ ve Cd ²⁺ iyonlarının değişik sıcaklıklardaki serbest enerji değişimleri.....	64

ÖZET

Anahtar kelimeler: Palamut posası, adsorpsiyon, kurşun, çinko, kadmiyum, endüstriyel atık su, izoterm.

Bu çalışmada Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının palamut posası ile adsorpsiyonuna tanecik boyutu, adsorban dozajı, sıcaklık, pH ve ilk konsantrasyon gibi parametlerin etkileri araştırılmış ve bu metallerin maksimum adsorpsiyonu için optimum şartlar tespit edilmiştir. Langmuir, Freundlich ve Temkin izotermeleri için adsorpsiyon parametreleri belirlenip tartışılmıştır. Yalancı birinci dereceden, Yalancı ikinci dereceden, Elovich ve Partikül içi difüzyon hız eşitlikleri için parametreler belirlenip tartışılmıştır.

Çalışma sonunda, tanecik boyutunun etkisi incelendiğinde en küçük tanecik boyutunda (90-212 μm) adsorpsiyon kapasitesinin en yüksek olduğu saptanmıştır. Adsorpsiyon dozajı artırıldığında adsorpsiyon kapasitesinin de arttığı gözlenmiştir. Sıcaklık değişimi incelendiğinde ise sıcaklığın adsorpsiyonu pozitif yönde etkilediği belirlenmiştir. pH değişimi incelendiğinde, adsorpsiyon için optimum pH aralığının 5,5-6,5 aralığı olduğu tespit edilmiştir. İlk konsantrasyon incelendiğinde ise adsorban kütlesi sabit tutulmasına rağmen, adsorpsiyon kapasitesinin arttığı gözlenmiştir.

İzoterm verileri incelendiğinde, adsorpsiyon prosesinin Langmuir ve Freundlich izotermelerine uyduğu, hız eşitliklerinden elde edilen sabitler incelendiğinde ise yalancı ikinci dereceden hız eşitliğine uyumlu olduğu gözlenmiştir.

Sonuç olarak uygun işlemler ve optimum şartlar sağlandıktan sonra palamut posasının, Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının giderilmesinde adsorban olarak kullanılabilmesi gözlenmiştir.

ADSORPTION OF Pb²⁺, Zn²⁺ AND Cd²⁺ IONS ON MODIFIED ACORN WASTE

SUMMARY

Keywords: Acorn waste, adsorption, lead, zinc, cadmium, industrial waste water, isotherm.

In this study, the effects of various parameters such as particle size, adsorbent dosage, temperature, pH and initial concentration on the adsorption of Pb²⁺, Zn²⁺ and Cd²⁺ ions by acorn waste were investigated, and the optimum conditions for the maximum adsorption of these metals were determined. Adsorption parameters for Langmuir, Freundlich and Temkin isotherms were determined and discussed. Also, parameters for pseudo first order equation, pseudo second order equation, Elovich and intraparticle diffusion equations were determined and discussed.

At the end of the study, it was found that the highest adsorption capacity was obtained at the smallest particle size (90 - 212 μm). Adsorption capacity was increased when the adsorbent dosage was increased. When the effect of temperature change was examined it was found that temperature was affected adsorption positively. It was also found that, the optimum pH interval for adsorption is 5.5 – 6.5 for the examination of pH changes. When the initial concentration is viewed it is observed that adsorption capacity is increased while adsorbent mass is kept constant.

When isotherm data is studied, it is observed that adsorption process is agreed to Langmuir and Freundlich isotherms, and when the constants obtained from kinetic equations are studied it is seen that they are agreed to second order equation.

Finally, it is concluded that with proper processes and optimum conditions, acorn waste can be used to remove ions of Pb²⁺, Zn²⁺ and Cd²⁺.

BÖLÜM 1. GİRİŞ

Günümüzde, özellikle sanayileşmiş ülkelerde sıvı endüstri atıklarından kaynaklanan kirlilik oldukça yaygın bir problemdir. Tabiatları gereği ve genellikle kaçınılmaz olarak endüstriyel üretim prosesleri ağır metallerin açığa çıkmasına sebep olmaktadır [1]. Söz konusu ağır metallerin, basit kimyasal yöntemlerle veya biyolojik arıtma yöntemleri ile giderilmesi yeterli olmamaktadır [2]. Ağır metallerin yeterli ölçüde giderilebilmesi için birden fazla prosesin etkin bir kombinasyonu gerekmektedir [3].

Endüstriyel atık suların arıtılmasında yaygın olarak kullanılan proseslerden birisi de adsorpsiyondur. Endüstriyel kirlilik kontrolünde, aktif karbon, nispeten pahalı olmasına rağmen hala en geniş ölçüde kullanılan adsorbandır. Talaş, yanmış kil, turba odun, diatomit vb. düşük fiyatlı maddelerde potansiyel adsorbanlar olarak araştırılmıştır. Bu adsorbanlar düşük fiyatlarından dolayı ekonomik avantaja sahip olmakla birlikte, aktif karbon kadar etkili değildirler [4].

Genel olarak adsorpsiyon, sıvı ve katı fazlar arasında oluşturulmuş bir ara yüzeyde, bir maddenin toplanmasının fiziksel ve kimyasal prosesidir. Suyun tasfiyesinde aktive edilmiş karbon (PAC ve GAC), aktive edilmiş alümina, hidroksitler, kil kolloitleri, adsorban reçineler yaygın olarak kullanılan adsorbanlardan bazılarıdır.

Bu çalışmanın amacı, insan sağlığı açısından toksik olarak tanımlanabilecek olan Pb^{2+} , Cd^{2+} ve Zn^{2+} iyonlarının sulu çözeltilerden giderilmesinde, palamut atığının adsorban olarak kullanılabilirliğini araştırmaktır.

Meşe ağacının meyvesi olan meşe palamudunun yapısındaki “tanin” maddesi birçok endüstri kolunda olduğu gibi deri endüstrisinde de kullanılmaktadır. Manisa’da bulunan ve meşe palamudundan tanin üreten bir fabrikadan, yapısındaki tanin maddesi ekstrakte edilmiş olan palamut atığı temin edilmiştir. Palamut atığı ile Pb^{2+} , Cd^{2+} ve Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu üzerine; karıştırma hızı, adsorban dozajı,

adsorban tanecik boyutu, başlangıç metal iyonu konsantrasyonu, pH, sıcaklık gibi parametrelerin etkileri incelenmiş ayrıca elde edilen verilerin adsorpsiyon izotermleri ve kinetik eşitlikler ile ne derece uyumlu olduğu araştırılmıştır. Adsorpsiyon izotermleri, kinetik eşitlikler ve termodinamik fonksiyonlara ait parametreler belirlenmiş ve tartışılmıştır.

BÖLÜM 2. AĞIR METALLER

Yoğunlukları $4,5 \text{ g/cm}^3$ değerinin üzerinde olan bütün metaller ağır metaller olarak tanımlanmaktadır [5]. Bu metallere örnek olarak kurşun, kadmiyum, bakır, civa, selenyum, krom, çinko metalleri verilebilir. Bu metallerin hemen hemen tamamı canlı organizmalar üzerinde zehir etkisi oluşturmaktadır [5].

2.1. Ağır Metallerin Kullanıldıkları Yerler

Ağır metaller, değişik endüstrilerde çok geniş bir kullanım alanına sahiptirler. Bunların belli başlıları;

- Alaşım Üretimi
- Seramik Üretimi
- Metal Kaplamacılık
- Pil Üretimi
- Fotoğrafçılık Endüstrisi
- Pigment Üretimi
- Boya Endüstrisi
- Kurşun Üretim Prosesleri
- Ağır Endüstri Faaliyetleri
- Katalizör olarak kullanılma şeklinde sıralanabilir.

2.2 Ağır Metal Atıkları

Endüstriyel proseslerde kullanılan ağır metallerin atıkları çok büyük oranda ilgili endüstrinin atıksularında çözülmüş halde bulunur. Atıksularda bulunan ağır metal iyonları birçok endüstriyel tesisten dışarıya atık madde olarak salınmaktadır. Ağır metal içeren atık suların çevreye ve canlı organizmalara ciddi boyutlarda zararı vardır [5]. Bu zararın boyutları düşünülecek olursa, arıtma tesis ve sistemlerinin ne derece önemli olduğu daha iyi anlaşılabilir.

2.3. Ağır Metal Atıklarının Çevre Sağlığına Etkileri

Pb, Hg, Cu, Zn, Cd gibi ağır metaller suda çok az miktarlarda bulunurlar. Bu elementlerin hepsi su canlıları için toksik niteliktedir. Çoğu 1 ppm sınırında öldürücüdürler [5]. Bu yüzden çevresel düzenlemelerde ağır metallerin deşarj standartları önemli yer tutar [5].

Toksik ağır metallerin yüzeysel sular ve yeraltı sularına karışmaları, canlılar üzerinde oluşturabileceği potansiyel risk nedeniyle, son yıllarda önemli bir konu haline gelmiştir. Ağır metallerin yüzeysel sulara verilmesi, arıtma sularının ziraatte kullanılması, endüstride arıtılmamış veya yetersiz arıtılmış çıkış sularının yüzeysel sulara deşarj edilmeleri, günümüzde çok ciddi bir problem haline gelmiş bulunmaktadır. Ayrıca toksik ağır metaller hayvanlar ve insanlar üzerinde olduğu kadar, ürünler üzerinde de tehlikeli olabilmektedir [6].

Ağır metallerin birçoğu toksik özellik gösterir. Sulu ortamlarda biyolojik olarak parçalanmayıp gıda zinciri ile canlıların bünyesinde birikerek canlılara zarar verirler. Kitle halindeki balık ölümleri çoğu zaman, zehirli maddelerin su yataklarına verilmesi neticesinde ortaya çıkmaktadır. Metallerin birincil etkisi sucul bitki ve hayvan organizmaları üzerindedir. Fakat yiyeceklerdeki biyoakümülyasyonu ve biyokonsantrasyonu ile sonuçlanan ikincil etkilerine de günümüzde sıkça rastlanmaktadır. Bu durum sucul olmayan türlerin de toksik olarak etkilenmesi ile sonuçlanmaktadır [7].

Ağır metallere toksisitesi en büyük olanlardan biri de civa (Hg)'dir. Civa yer kabuğunun temel elementlerinden biri olduğundan su, toprak, hava ve canlılarda az miktarda civaya rastlamak mümkündür. Su ortamındaki organik civa bileşikleri zehirlilik yönünden ayrı bir önem taşımaktadır. Bu bileşikler bitkisel ve hayvansal yağlarda erimekte ve özellikle ilkel canlıların üzerinde pasif adsorpsiyon yolu ile toplanarak besin zincirine girmektedir. Bunun sonucu olarak ta kirlenmiş sularda yaşayan canlılarda büyük bir hızla civa birikimi görülmektedir. İnorganik civa tuzları ve civa buharı ile oluşan zehirlenmelerde en yoğun civa içeren organ böbreklerdir. Bununla birlikte organik civa zehirlenmelerinde görülen en önemli bulgular nörolojik bulgulardır. Bunlardan başlıcaları parestezi, atoksi, dişarti ve sağırliktir. Organik civa kökenli zehirlenmelerin en ciddiisi 1971-72 yıllarında Irak'ta meydana gelmiş ve beşyüzden fazla insanın ölümüne neden olmuştur. Bu olayın ithal buğdaylardan kaynaklandığı ve bu ürünlerde fungusit (bir mantar çeşidi) kullanıldığı tespit edilmiştir [8].

Endüstriyel kullanımı 50 yıl öncesine dayanan kadmiyum (Cd) zehirli bir metaldir. 1946 yılında Japonya'da "itai-itai" hastalığı olarak bilinen epidemik olayın kadmiyumdan kaynaklandığı anlaşılmıştır [9]. Hastalığın görüldüğü bölgedeki nehrin maden ocaklarından kaynaklanan atıksular ile kirlendiği tespit edilmiştir. Pü imalathaneleri civarında bulunan havadaki kadmiyum yoğunluğu 4-5 mg/m³ gibi yüksek düzeylere ulaşabilir. Normalde havadaki yoğunluğu 0.02 mg/m³'tür. Yiyeceklerde 1-150 mg/m³ ve daha yoğun konsantrasyonlarda da hayvan karaciğer ve böbreklerinde bulunur [10]. Gıdalarda yüksek düzeylerde kadmiyum alınması ani zehirlenmelere sebebiyet verebilir. 16 mg/L Cd içeren suların içilmesi ile abdominal ağrı, kusma ve bulantı gibi semptomlar tespit edilmiştir. Düşük miktarda kadmiyum alınmasına bağlı olarak, kardiovasküler sistem ve iskelet sisteminde de bozukluklar oluşmaktadır [7].

Kurşun (Pb) ise vücuda sindirim ve solunum yolu ile girip birikmekte, insanlar üzerinde akut ve kronik etkiler oluşturmaktadır [11]. Kurşunun en belirgin etkisi çocuklarda ve fetüste gözlenmektedir. Erişkinlerde hemoglobin metabolizmasında

aksamalar ve anemi meydana gelebilmektedir. Kurşunun merkezi sinir sistemi üzerindeki etkileri de insan sağlığı açısından çok önemlidir [7].

Çinko (Zn) ise beslenme açısından çok zaruri bir metaldir. Yetersizliği neticesinde önemli sağlık problemleri oluşur. Diğer taraftan çinkonun aşırı miktarlarına maruz kalınması halinde nadiren gastrointestinal sistem bozuklukları ve diare olduğu bilinmektedir [7].

2.4. Ağır Metalleri Giderme Yöntemleri

Genel olarak, ağır metallerin atık sulardan uzaklaştırılmasında değişik kimyasal ve fiziksel yöntemler kullanılmaktadır. Bu yöntemler, kimyasal çöktürme, iyon değiştirme, ters ozmoz, solvent ekstraksiyonu, adsorpsiyon ve biyosorpsiyon şeklinde sıralandırılabilir. Bu yöntemlerin birçoğu yüksek işletim maliyetleri ve arıtma işlemi gerektiren ikincil atıklar ürettikleri için sınırlı kullanım alanlarına sahiptirler [3].

Atıksularda yüksek konantrasyonlarda ağır metal bulunması halinde kimyasal çöktürme yolu ile giderilebilir. Ancak düşük konantrasyonlardaki ağır metalleri bu şekilde giderme imkanı yoktur. Ayrıca kimyasal çöktürme işleminde kimyasalların maliyeti ve oluşan çamurun tasfiyesi de önemli birer dezavantajdır [4].

Membran filtrasyonu ile ağır metal gideriminde, boyanın sürekli olarak arıtılması, konsantre edilmesi gerekmektedir. Diğer yöntemlere göre en önemli üstünlüğü sistemin sıcaklığa beklenmedik bir kimyasal çevreye ve mikrobiyal aktiviteye karşı dirençli olmasıdır. Ters ozmoz membranları çoğu iyonik türler için %90'ın üzerinde verime sahiptir. Ancak yüksek osmotik basınç farklılığı ve yüksek maliyeti ters ozmoz uygulamalarını sınırlandırmaktadır [4].

Biyosorpsiyon tekniği ise; kimyasal maddelerin mikrobiyal kütle tarafından adsorpsiyonu veya küttele birikimi olarak ifade edilmektedir [4]. Ölü bakteriler, mayalar, mantarlar ve aktif çamur atık suların arıtılmasında biosorbent olarak kullanılabilir [12]. Atık sularda bulunan kimyasal maddelerin cinsi ve

mikrobiyal kütlenin spesifik kimyası, biyosorpsiyonu direk etkilemekte ve avantajlı hale getirebilmektedir. Biyosorpsiyon, biyolojik türleri oluşturan bileşikler ve metal türleri arasında meydana gelen fiziko-kimyasal etkileşimler sonucu gerçekleşmektedir [13].

2.5. Ağır Metallerin Adsorpsiyonla Giderilmesi

Ağır metal atıklarını içeren sularda, geleneksel metotlar için fazla kararlı olan kirleticilerin giderme veriminin düşük ve maliyetinin yüksek olmasından dolayı adsorpsiyon teknikleri son yıllarda ilgi görmektedir. Adsorpsiyon ekonomik olarak makul bir yöntemdir ve yüksek kalitede arıtma sağlar. Adsorpsiyon prosesi, metal-adsorbent etkileşimi, adsorbanın yüzey alanı, tanecik büyüklüğü, sıcaklık, pH ve temas süresi gibi pek çok fiziko-kimyasal faktörün etkisi altındadır. Metallerin giderilmesinde en çok kullanılan adsorban aktif karbondur. Metodun performansı kullanılan karbonun tipine ve atık suyun karakteristiğine bağlıdır. Ancak aktif karbon pahalı bir malzemedir. Aktif karbonun maliyet dezavantajı rejenerasyon ve tekrar kullanımla aşılmaya çalışılmaktadır. Ancak rejenerasyon da bir maliyet getirmekte ve ayrıca adsorpsiyon performansını da düşürmektedir [4]. Adsorban olarak kullanılabilen diğer bir malzeme de bataklık kömürüdür. Bataklık kömürü atık sulardaki ağır metallerin yanı sıra boyaları ve polar organik bileşikleri de adsorplayabilmektedir. Bataklık kömürü nispeten ucuz bir maddedir, fakat aktif karbon kadar fazla bir yüzey alanına sahip değildir. Adsorban olarak değişik maddeler kullanılabilir. Örnek olarak, ağaç kırıntıları, kül-kömür karışımı, silikajeller, doğal killer, mısır koçanı, pirinç kabuğu, fındık kabuğu vb. gibi malzemeler ağır metal gideriminde adsorban olarak kullanılabilir. Bu maddelerin ucuz ve elde edilebilir olması adsorpsiyonla metal giderim prosesini cazip kılmaktadır [4].

BÖLÜM 3. ADSORPSİYON

3.1. Adsorpsiyon ve Tarihçesi

Bir katının yada bir sıvının sınır yüzeyindeki konsantrasyon değişmesi olayı adsorpsiyon olarak tanımlanır. Adsorpsiyon, maddenin sınır yüzeyinde moleküller arasındaki kuvvetlerin denkleşmemiş olmasından ileri gelmektedir. [14].

Yoğunlaşan gazların, bir katı yüzey tarafından tutulduğu uzun yıllardan beri bilinmektedir. Fontana 1777 yılında kalsine edilmiş olan odun kömürünün, çeşitli gazları kendi hacminin bir kaç katı kadar miktarı adsorpladığını ifade etmiştir. Aynı yıllarda Scheele odun kömürünün ısıtıldığında havayı açığa çıkardığını ve soğutulduğunda tekrar adsorplandığını deneysel olarak kaydetmiştir [15].

Saussure de 1814 yılında her katının bir adsorpsiyon gücü olduğunu ispat etmiştir. Adsorpsiyon terimi 1881 yılında Kaiser tarafından önerilmiştir. Adsorpsiyon, katı madde içine gazların nüfuz etmesi olarak tanımlanmıştır. Daha sonra bu iki terim birleştirilmiş ve sorpsiyon olarak 1909 yılında Mc Bain tarafından önerilmiştir [16,17].

Adsorpsiyon dayandığı kuvvetlerin tabiatına bağlı olarak kimyasal ve fiziksel adsorpsiyon olmak üzere ikiye ayrılır. Kimyasal adsorpsiyonda, adsorplanan moleküllerle adsorbanın yüzey molekülleri ya da atomları arasındaki bir reaksiyondan ileri gelir. Adsorplanmış moleküller tek tabaka kalınlığındadır. Kimyasal adsorpsiyon tek yönlüdür. Adsorpsiyon miktarı hem adsorbanın hemde adsorplanan maddenin bir karakteristiğidir [18]. Fiziksel adsorpsiyonda ise kuvvetler, gaz molekülleri arasındaki Van der Waals kuvvetleridir. Fiziksel adsorpsiyon halinde bir denge durumu söz konusudur, olay çift yönlüdür. Bununla beraber bazı şartlar altında bu 2 tip adsorpsiyon türü aynı anda meydana gelebilir ve aralarında kesin bir sınır yoktur [14,18]. Gözenekli bir katı madde ile temas ettirilen

çözeltinin konsantrasyonu azaldığında adsorpsiyon meydana gelir. Buna karşın konsantrasyon arttığında desorpsiyon meydana gelir. Yüzeydeki konsantrasyon değişmesi artış halinde ise buna pozitif adsorpsiyon, azalış halinde ise negatif adsorpsiyon denir [16]. Burada katı maddeye adsorban, katı madde tarafından tutulan maddeye ise adsorbat denir [16].

3.2. Adsorpsiyon İzotermi

Sabit sıcaklıkta adsorplanan madde miktarı ile denge basıncı ya da denge konsantrasyonu arasındaki bağıntıya adsorpsiyon izotermi denir. Literatürde çok sayıda adsorpsiyon izotermi vardır. Bu izotermi; Brouner, Emet ve Teller beş sınıfta toplamıştır.

Bu izotermi I. Tipine kimyasal adsorpsiyonda rastlanır, fiziksel adsorpsiyonda ise her beş tipe de rastlanır [14].

Şekil 3.1. Adsorpsiyon İzotermi (Glasston and Lewis, 1960)

3.2.1. Langmuir adsorpsiyon izotermi

Langmuir izotermi, yüzey düzleminde göç etmeyen adsorbat ile adsorpsiyon enerjileri özdeş olan sınırlı sayıda adsorpsiyon bölgesi içeren bir yüzey üzerine adsorpsiyonun tek tabakalı olduğunu varsayar [21]. Gazların katı yüzeyinde adsorpsiyonu ile ilgili ilk kantitatif teorik bağıntı Langmuir tarafından önerilmiştir. Langmuir'in bu teorik yaklaşımı şu hususları kabul etmiştir [20].

- Adsorplanmış olan gaz monomolekülerdir.
- Adsorpsiyon dengesi bir dinamik dengedir, yani bir dt zamanı içinde adsorplanan gazın miktarı, katı yüzeyden ayrılan gazın miktarına eşittir.
- Adsorpsiyon hızı, gazın basıncı ve solidin örtülmemiş yüzeyiyle; desorpsiyon hızı da, daha önce bir monomoleküler tabaka tarafından örtülmüş yüzey ile orantılıdır.
- Adsorplanmış moleküller disosiyeye değildir, disosasyon halinde teori genelleştirilebilir.

Langmuir denklemi;

$$q_e = \frac{K_L C_e}{1 + a_L C_e} \quad (3.1)$$

eşitliği ile verilir. Burada C_e (mg/L); denge halinde çözeltildeki adsorbatın konsantrasyonu, q_e (mg/g); denge halinde adsorban tarafından adsorplanan adsorbatın konsantrasyonu, K_L (L/g) ve a_L (L/mg); Langmuir sabitleri olarak adlandırılır. Bunlardan birincisi adsorbatın adsorplanabilirliğini, ikincisi ise adsorpsiyon enerjisi ile ilgili sistemin fiziksel özelliklerini gösterir. K_L/a_L oranı adsorbanın tek tabaka kapasitesini tanımlar ve Q_0 ile gösterilir. Bu sabitlerin değerleri (3.2) eşitliği ile verilen lineer Langmuir izoterminin grafiğinden belirlenir.

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{K_L} \frac{1}{C_e} + \frac{a_L}{K_L} \quad (3.2)$$

Bunun için $1/C_e$ ile $1/q_e$ arasında grafik çizilir ve bir doğru elde edilir. Doğrunun eğimi $1/K_L$ 'ye ordinatı kestiği noktada a_L/K_L 'ye eşittir.

Langmuir izoterminin 1. ve 2. tip izotermi açıklar, ayrıca çözeltilere uygulandığında ise olumlu sonuçlar vermektedir [19,22].

3.2.2. Freundlich adsorpsiyon izotermi

Freundlich izotermi heterojen yüzeylerde dengeyi tanımlar ve adsorplanan madde miktarı çözeltideki konsantrasyon ile artmasından dolayı da tek tabaka kapasitesi varsaymaz [23, 26]. Freundlich denklemi;

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (3.3)$$

Burada K_F (L/g) ve n (birimsiz) Freundlich sabitleri, sırasıyla adsorbent kapasitesi ve heterojenlik faktörüdür. K_F ve n sabitlerini bulmak için (3.3) eşitliğinin logaritması alınır ve (3.4) eşitliği ile verilen lineer Freundlich izotermi elde edilir.

$$\log q_e = \log K_F + 1/n \log C_e \quad (3.4)$$

$\log q_e$ ile $\log C_e$ arasında çizilen grafikten elde edilen doğrunun eğimi $1/n$ 'i ve ordinatı kestiği nokta ise $\log K_F$ 'yi verir.

3.2.3. Temkin adsorpsiyon izotermi

Temkin adsorpsiyon izotermi, adsorbat-adsorbat etkileşimlerinin adsorpsiyon üzerindeki dolaylı olan etkilerini ifade eden bir adsorpsiyon izotermidir. Temkin izotermine göre, tabakadaki bütün moleküllerin adsorpsiyon ısısı lineer olarak azalmaktadır. Temkin izotermi genel olarak eşitlik (3.5)'de gösterilmiştir [23].

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln(AC_e) \quad (3.5)$$

Temkin izotermimin doğrusal hale getirilmiş şekli de eşitlik (3.6)'da verilmiştir.

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln A + \frac{RT}{b} \ln(C_e) \quad (3.6)$$

RT/b yerine B yazılır ve A ile B Temkin sabitleri olarak adlandırılır. Burada R ; gaz sabiti ($J \text{ mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$), T ise ; ortamın sıcaklığıdır (K).

3.2.4. Dubinin-Radushkevich adsorpsiyon izotermi

Dubinin-Radushkevich adsorpsiyon izotermi, yüksek derecede dikdörtgensel izoterm veren sistemleri analiz etmek için önerilmiş bir adsorpsiyon izotermidir [24]. Bu izoterm;

$$q_e = q_m e^{-\beta \varepsilon^2} \quad (3.7)$$

eşitliği ile ifade edilir ve bu izotermin lineer şekli eşitlik (3.8) ile verilir.

$$\ln q_e = \ln q_m - \beta \varepsilon^2 \quad (3.8)$$

Burada q_m (mmol/g) Dubinin-Radushkevich tek tabaka kapasitesi, β adsorpsiyon enerjisi ile ilgili sabit ve ε ise eşitlik (3.9) ile denge konsantrasyonu ile ilişkilendirilen bir potansiyeldir [25].

$$\varepsilon = R T \ln \left(\frac{1}{C_e} + 1 \right) \quad (3.9)$$

3.3. Adsorpsiyon Hız Eşitlikleri

3.3.1. Yalancı birinci dereceden hız eşitliği

Yalancı birinci dereceden hız eşitliği genel olarak aşağıdaki gibi ifade edilir [26-30].

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1 (q_1 - q_t) \quad (3.10)$$

(3.10) eşitliğinin integrali alındığında ise, eşitlik (3.11)' e dönüşür.

$$\log(q_1 - q_t) = \log q_1 - \frac{k_1}{2,303} t \quad (3.11)$$

Bu eşitlikte q_1 ve q_t değerleri denge konumunda ve t zamanında adsorplanan maddeyi ifade etmektedir (mg/g). k_1 ise; hız sabitidir (1/dak).

3.3.2. Yalancı ikinci dereceden hız eşitliği

Yalancı ikinci dereceden kimyasal sorpsiyon hız eşitliği, aşağıdaki gibi ile ifade edilir [26-30].

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_2 - q_t)^2 \quad (3.12)$$

Bu eşitlik ise sınır değerlerle birlikte integre edildiğinde eşitlik (3.13)' e ulaşılır.

$$\frac{1}{q_2 - q_t} = \frac{1}{q_2} + k_2 \cdot t \quad (3.13)$$

İntegre edilmiş olan bu eşitlikteki k_2 ; yalancı ikinci dereceden hız sabitidir (g/mg.min). Eşitlik (3.13)'ün lineer duruma getirilmesi ile, (3.14) ve (3.15) eşitlikleri elde edilir.

$$\frac{1}{qt} = \frac{1}{k_2 q_2^2} + \frac{1}{q_2} \cdot t \quad (3.14)$$

$$h = k_2 q_2^2 \quad (3.15)$$

En son eşitlikteki h ise ; başlangıç sorpsiyon hızını ifade etmektedir (mg/g.min).

3.3.3. Partikül içi difüzyon hız eşitliği

Partikül içi difüzyon hız eşitliği, kademeli denge sistemlerindeki hız değişimini açıklamak maksadı ile ileri sürülen bir hız eşitliğidir [30-32]. Genel olarak başlangıç hızı eşitlik (3.16) ile gösterilir.

$$qt = f(t^{1/2}) \quad (3.16)$$

Bu eşitlik bir hız sabiti yardımı ile partikül içi difüzyon modeline uyumlu hale getirildiğinde ise eşitlik (3.17) elde edilir.

$$qt = k_{int} \cdot t^{1/2} \quad (3.17)$$

Bu eşitlikteki k_{int} ; partikül içi difüzyon hız sabitini ifade etmektedir (mg/g.dak^{1/2}).

3.3.4. Elovich hız eşitliği

Elovich denklemi aşağıdaki gibi ifade edilir [33,34].

$$\frac{d.qt}{dt} = \alpha \cdot e^{-\beta \cdot qt} \quad (3.18)$$

Bu eşitliğin integrali alındığında ise lineer duruma getirilmiş Elovich hız eşitliği elde edilmiş olur. Bu eşitlik, eşitlik (3.19)'da gösterilmiştir.

$$qt = \frac{1}{\beta} \ln \left(\alpha\beta + \frac{1}{\beta} \ln t \right) \quad (3.19)$$

Bu eşitlikteki α ; başlangıç sorpsiyon hızı (mg/g.dak), β ise; yüzey alanının büyüklüğü ve kimyasal sorpsiyonun aktivasyon enerjisi ile ilişkilendirilmiş bir parametredir (g/mg).

3.5. Adsorbanların Çeşitleri ve Özellikleri

En önemli endüstriyel adsorbanlar silika jel, aktif alümina, zeolitler ve temel yapı taşı karbon olan tabii maddelerdir [16]. Ayrıca maliyeti düşürmek için alternatif adsorban olarak daha düşük maliyetli yer kömürü, odun, testere talaşı, yanmış kil, diatome toprağı üzerinde çalışılmıştır [35].

Adsorbanlar çeşitli çaplarda tanecikler halinde bulunabilir Tanecik büyüklüğüne göre, mikro gözenekli (2 nm'den küçük) mezo gözenekli (2-50 nm) ve makro gözenekli (50 nm'den büyük) olmak üzere üç kısma ayrılır [16].

Adsorbanlar yüksek sıcaklıklarda yapısal bozunmalar sonucunda tersinir olmayan değişmelere uğrarlar. Bu durumda gözenek yapısı bozulur ve safsızlıklar bu yapıda birikir. Böylece adsorbanın adsorplama özelliğı azalır, gözenekler safsızlıkla dolduğundan difüzyon hızı azalır ve sonuçta rejenere edilemeyecek duruma gelir. Adsorbanların kimyasal dirence sahip olmaları gerekir [16].

Adsorbanların termal stabiliteye sahip omaları endüstriyel uygulamalarda çok önemlidir. Zeolitler 1073 K, silikajel ve alüminyum oksit ise 573 K'e kadar dayanabilmektedir [16]. Zeolitler 5-12 arasındaki pH'larda kimyasal olarak dirençlidir [36].

BÖLÜM 4. MEŞE PALAMUDU

4.1. Meşe Palamudunun Yapısı ve Özellikleri

Meşe palamudu, meşe ağacının (*Quercus*) çeşitli türlerinden biridir. Meşe ağaçlarının çeşitli türlerine göre farklı yapıları olmakla birlikte yapraklar genellikle kısa saplı, testere dişli, loplulu veya parçalıdır. Erkek çiçekler uzun ve sarkık bir biçimde bulunurlar. Bu yapılarda erkek organlar genellikle altı tanedir. Dişi çiçekler ise tek veya küçük gruplar halindedir. Yumurtalıkları üç bölmelidir. Meyve ise genellikle dipten kupula ile çevrilidir. Kupulalar pullu bir yapıya sahiptirler. Kupulalar olgunlaştığında ise palamut adını alır. Bazı türlerinin odunu sert ve kıymetlidir. Kabuk ve kupulalardan elde edilen taninler sepicilikte ve boyacılıkta kullanılır [37].

Ülkemiz, meşe ağacı cinsinin yayılış ve tür dağılımı bakımından en zengin merkezlerden birini oluşturur. Son çalışmalara göre ülkemizde onsekiz tür meşe ağacı bulunduğu tespit edilmiştir. Bu türlerin bazıları aşağıdaki gibidir [37].

- Saplı meşe (*Quercus robur*)
- Sapsız meşe (*Quercus petraea*)
- Mazı meşesi (*Quercus infectoria oliver*)
- Türk meşesi (*Quercus cerris*)
- Kermes meşesi (*Quercus coccifera*)
- Palamut meşesi (*Quercus ithoburensis*)

Bu çalışmada palamut meşesinin meyvesi olan palamutun tanini ekstrakte edildikten sonra geriye kalan posası kullanılmıştır. Palamut meşesi ülkemizde batı, güney ve orta anadoluda yayılış gösterir. 10-15 cm boyunda geniş taç yapraklıdır. Kış aylarında yapraklarını döker. Kupulaları dişli ve pulludur. Tanince zengin olup dış ülkelere ihraç edilir [37].

Palamut, palamut meşesi meyvesinin (pelit) tırnak denilen pullarla (trillo) kaplı kadehi (kupula) dir. Tırnaklar yatık, kalkık ya da dışa doğru kıvrık olarak kadehi kaplayan sivri uçlu üçgen, sivri veya küt uçlu, ince, uzun, dar biçimdeki pullardır.

Tırnaklı palamut kendi içinde üç sınıfa ayrılır. Bunlar bej, gri ve kahverengidir. Bu üç sınıfta da önemli miktarlarda bulunan madde tanindir. Tanin palamudun fiziksel ve kimyasal özelliklerinin oluşumunu etkiler [38].

4.2. Meşe Palamudunun Kullanıldığı Yerler

Meşe palamudu genel olarak deri sektöründe, deriyi tabaklama işleminde kullanılmaktadır. Valeks üretimi olarak bilinen, deri sepilme maddesi üretim prosesi, meşe palamudunun kullanıldığı en temel prostir. Ayrıca meşe palamudu köylerde yakacak maddesi ve büyükbaş hayvancılıkta yem olarak kullanılmaktadır [39].

Meşe palamudu, yapısında tanin maddesi ihtiva ettiğinden, deri üretiminde oldukça önemli bir maddedir. Deri proteini, bakteri faaliyetlerine oldukça açıktır. Bakteri faaliyetlerini engellemek, deriyi bozulmadan, kokuşmadan ve çürümeden muhafaza etmek ayrıca deriye esnek bir yapı kazandırmak için meşe palamudunun yapısında bulunan kimyasal madde “tanin” kullanılır [40]. Tanin meşe palamudundan ekstrakte edilir ve deriyi tabaklama işleminde sepi maddesi (Valeks) olarak kullanılır. Ülkemizde üretilen valeksin %50’sinden fazlası ihraç edilmektedir [39].

Bir tabaklama maddesi derinin esasını oluşturan kollojenin reaktif grupları arasına girerek çapraz bağlar meydana getirme kabiliyetinde olmalıdır. Bunun için suda çözünür olmalıdır, bitkisel tabaklama maddeleri de suda fazlaca çözünür madde içerirler ve derinin kararlılığını artırırılar. Bitkisel tabaklama maddeleri tek bir yapıda olmayıp, polifenolik karışımlardır. Hangi bileşiklerin tabaklamada ne ölçüde rol oynadığı tam olarak ortaya konamamıştır [41].

Eski çağlarda, palamut dövülerek veya öğütülerek çeşitli maksatlarla kullanılmıştır. Ancak günümüzde içerdiği tanin su ile ekstrakte edilerek farklı amaçlar için kullanılmaktadır. Bu şekilde kullanım alanları aşağıdaki gibi özetlenebilir.

Taninlerden farklı formülasyonlarla üretilen reçineler, odun yapıştırıcılar olarak kullanılmaktadır. Taninlerin değişik metal iyonları ile oluşturduğu kompleks yapılar boya ve pigment olarak kullanılmıştır. Taninlerin demir iyonu ile çözünmeyen kompleks yapılar oluşturabilme özelliğinden yararlanılarak korozyon inhibitörleri olarak kullanılmıştır. Taninler su arıtımında anyonik polielektrolit olarak kullanılmıştır. Ayrıca geleneksel halk ilaçları olarak kullanılan bitkilerin çoğu da taninleri içermektedir [41,42].

BÖLÜM 5. MATERYAL VE METOD

5.1. Kullanılan Cihazlar

Deneyde metallerin konsantrasyonlarını tayin etmek için Atomik Adsorpsiyon Spektrofotometresi (AAS-Shimadzu AA6701F) kullanılmıştır. Adsorpsiyon deneyleri, Thermolyne manyetik ve İKA mekanik karıştırıcılar kullanılarak yapılmıştır.

pH ölçüm işlemleri ise Hanna-pH metre ile yapılmıştır.

5.2. Kullanılan Kimyasal Maddeler

5.2.1. Ağır metal iyonları (Pb^{+2} , Cd^{+2} ve Zn^{+2}) içeren tuzlar

Çalışmada Pb^{+2} iyonları için $Pb(NO_3)_2$ tuzu, Cd^{+2} iyonları için $CdCl_2 \cdot H_2O$ tuzu ve Zn^{+2} iyonları için ise $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ tuzu kullanılmıştır. Metal tuzları ve deneylerde kullanılan diğer kimyasallar analitik saflıkta olup, Merck firmasından temin edilmiştir.

5.2.2. Adsorban

Meşe palamudu posası (MPP), meşe palamudundan tanin ekstrakte edildikten sonra geriye kalan atık olup, AR-TU Kimyanın Manisa Salihli'deki fabrikasından temin edilmiştir. MPP kırılıp öğütüldükten sonra, ASTM standart elekleri kullanılarak elenmiş ve 90-212, 212-355, 355-500 ve 500-710 μm tanecik boyutlarında farklı fraksiyonlara ayrıştırılmıştır.

5.3. Adsorpsiyon Deneylerinin Yapılışı

5.3.1. Palamut posasının modifiye edilmesi

Yapısındaki tanin maddesi ekstrakte edilmiş olan palamut posası, deneylere başlamadan önce yapısındaki safsızlıklardan arındırılması ve gözeneklerinin sınırlı ölçüde temizlenmesi amacıyla ön işlemlerden geçirilmiştir. Bunun için MPP iki gruba ayrılıp, bir grup H_2SO_4 , diğeri ise HCOH ile muamele edilmiştir. H_2SO_4 ile muamele edilen grup, $150^\circ C$ de üç saat 8 N H_2SO_4 ile düzenli olarak karıştırılıp, destile su ile yıkanmıştır. Yıkama işlemini takiben asit kalıntısını tamamen gidermek maksadı ile % 1'lik $NaHCO_3$ çözeltisinde bir gece bekletilmiştir. Son olarak destile su ile yıkanmış ve $105^\circ C$ 'de 24 saat kurutulup her bir tanecik boyutu ayrı ayrı poşetlenmiştir.

Diğeri MPP grubu ise %1'lik HCOH çözeltisi ile 1/5 (g/mL) oranında karıştırılıp $50^\circ C$ de 4 saat muamele edilmiştir. Daha sonra saf su ile yıkanarak filtre edilmiş ve $80^\circ C$ de 24 saat kurutulduktan sonra adsorpsiyon deneylerinde kullanılmak üzere poşetlenmiştir.

5.3.2. Tanecik boyutunun etkisinin incelenmesi deneyleri

Deneylerde, 90-212 μm , 212-355 μm 355-500 μm ve 355-500 μm olmak üzere dört farklı fraksiyonda meşe palamudu atığı kullanılmıştır. 100mg metal/100mL çözeltileri hazırlanarak 1'er g farklı tanecik boyutlarındaki adsorbanlarla denemeler yapılmış, üç saatlik çalışma süresince belirtilen aralıklarla numuneler alınmış, santrifuj işleminden geçirip berraklaştırılmış ve Atomik Adsorpsiyon Spektrofotometresinde ölçüm yapılmıştır. En düşük metal konsantrasyonunun elde edildiği tanecik boyutu dikkate alınmıştır.

5.3.3. Adsorban dozajının etkisinin incelenmesi deneyleri

Her bir metal için 100 mg metal/100 mL olacak şekilde çözeltiler hazırlanmış, H₂SO₄ ve HCOH'lı palamut atıkları için ayrı ayrı 0,2, 0,4, 0,6, 0,8, 1,0, ve 1,5 g adsorban tartılıp beherlere eklenmiştir. Deneylerden sonra alınan numuneler santrifüj işlemiyle berraklaştırıldıktan sonra, AAS ile ölçümler yapılmış ve sonuçlar değerlendirilmiştir.

5.3.4. Başlangıç metal konsantrasyonunun değişiminin incelenmesi deneyleri

Çinko ve Kadmiyum için 100'er mL'de 20 mg, 40 mg, 60 mg, 80 mg, 100 mg, 150 mg, ve 200 mg metal olacak biçimde, kurşun için ise; 100'er mL'de 30 mg, 50 mg, 70 mg, 100 mg, 150 mg, 200 mg ve 300 mg metal olacak biçimde H₂SO₄ ve HCOH'lı numuneler için ayrı ayrı çözeltiler hazırlanmış ve bu çözeltilere en küçük tanecik boyutundan (90-212 nm) 1'er g adsorban eklenmiştir. Üç saatlik çalışma süresince belirtilen aralıklarla numuneler alınıp, santrifüjlenip, AAS ile ölçümleri yapılmış ve sonuçlar değerlendirilmiştir.

5.3.5. pH değişiminin incelenmesi deneyleri

100 mg metal/ 100 ml'lik çözeltiler hazırlanarak, 1'er g adsorban eklendikten sonra H₂SO₄ ve HCOH ile muamele edilmiş adsorbanlarla ayrı ayrı deneyler yapılmıştır. Deneylerde pH'lar 2, 3, 4, 5, 6 ve 7 olacak şekilde ayarlanmış, üç saatlik çalışma süresince belirtilen aralıklarla numuneler alınmış, santrifüjlenmiş ve AAS ile ölçümler yapılmıştır. En düşük konsantrasyonlar tespit edilmiş ve değerlendirilmiştir.

5.3.6. Sıcaklık değişiminin incelenmesi deneyleri

Deneylerde sıcaklık 293, 313, 333 ve 353 K sıcaklıklarında 100 mg metal/ 100 mL 'lik çözeltilerde H₂SO₄ ve HCOH ile muamele edilen örneklerle ayrı ayrı deneyler yapılmıştır. Termostatlı su banyosunda sıcaklık sabit tutulup, mekanik karıştırıcılar yardımıyla, karıştırma hızı sabit tutulmuştur. Deney süresince belirtilen aralıklarla

numuneler alınıp, santrifüj ile berraklaştırılıp AAS ile ölçümler yapılmış ve deneyin sonuçları değerlendirilmiştir.

BÖLÜM 6. DENEYSEL ÇALIŞMALAR VE SONUÇLARI

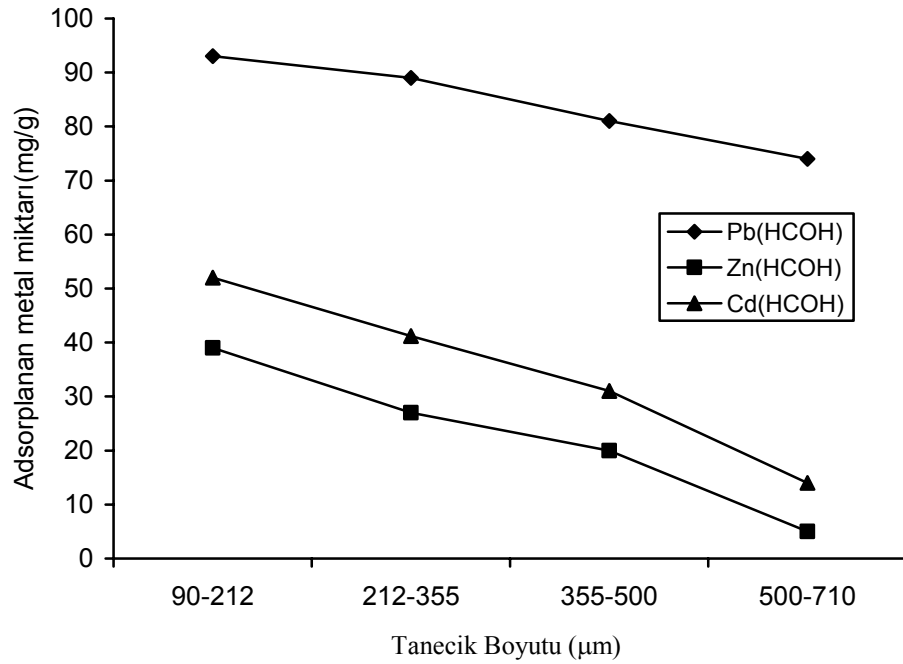
6.1. Tanecik Boyutunun Adsorpsiyona Etkisi

Çalışmanın bu bölümünde, farklı tanecik boyutlarındaki adsorbanın, Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarını adsorplama kapasitesi incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 6.1, Şekil 6.1 ve Şekil 6.2’de verilmiştir.

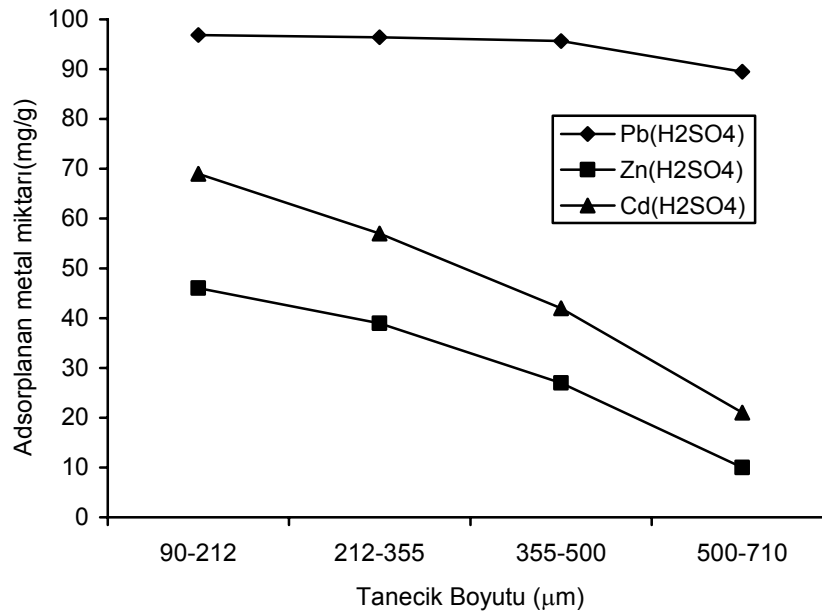
Tablo 6.1, Şekil 6.1 ve Şekil 6.2 incelendiğinde, kullanılan adsorbanın tanecik boyutu arttıkça metal adsorpsiyonunun azaldığı görülmektedir. En küçük tanecik boyutu olan 90–212 μ m aralığındaki adsorbanların Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının her üçü içinde adsorpsiyon kapasiteleri maksimum düzeydedir. En büyük tanecik boyutu olan 500–710 μ m aralığında ise adsorpsiyon kapasitesinin minimum düzeyde olduğu görülmektedir. Bunun sebebi ise; sabit adsorban kütlesinde SPP ve FPP’nin tanecik boyutu büyüdükçe toplam yüzey alanı azalmakta ve adsorpsiyon kapasitesi düşmektedir [43].

Tablo 6.1. (A) FPP ve SPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna tanecik boyutunun etkisi (doz; 1g/100mL, karıştırma süresi; 180 dakika, metal konsantrasyonu; 100mg/L)

Adsorpsiyon sistemi	Tanecik boyutu(μm)/Adsorplanan metal miktarı(mg/g)			
	90-212 μm	212-355 μm	355-500 μm	500-710 μm
Pb ²⁺ -FPP	93,05	90,50	86,50	80,05
Zn(FPP)	39,00	27,00	20,00	5,00
Cd(FPP)	52,00	40,00	28,00	10,00
Pb(SPP)	96,85	96,40	95,65	89,50
Zn(SPP)	46,00	39,00	27,00	10,00
Cd(SPP)	69,00	57,00	42,00	21,00



Şekil 6.1. (B) FPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna tanecik boyutunun etkisi (doz; 1g/100mL, karıştırma süresi; 180 dakika, metal konsantrasyonu; 100mg/L)



Şekil 6.2. (C) SPP üzerine Pb²⁺, Zn²⁺ ve Cd²⁺ iyonlarının adsorpsiyonuna tanecik boyutunun etkisi (doz; 1g/100mL, karıştırma süresi; 180 dakika, metal konsantrasyonu; 100mg/L)

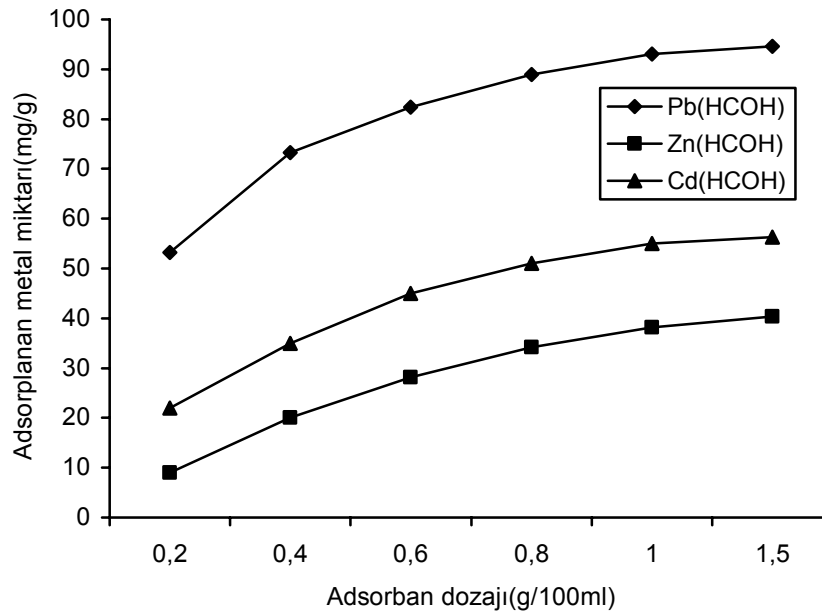
6.2. Adsorban Dozajının Adsorpsiyona Etkisi

Çalışmanın bu bölümünde adsorban miktarının, Pb²⁺, Zn²⁺ ve Cd²⁺ iyonlarının adsorpsiyonu üzerindeki etkileri incelenmiş ve sonuçlar Tablo 6.2, Şekil 6.3 ve Şekil 6.4'te verilmiştir.

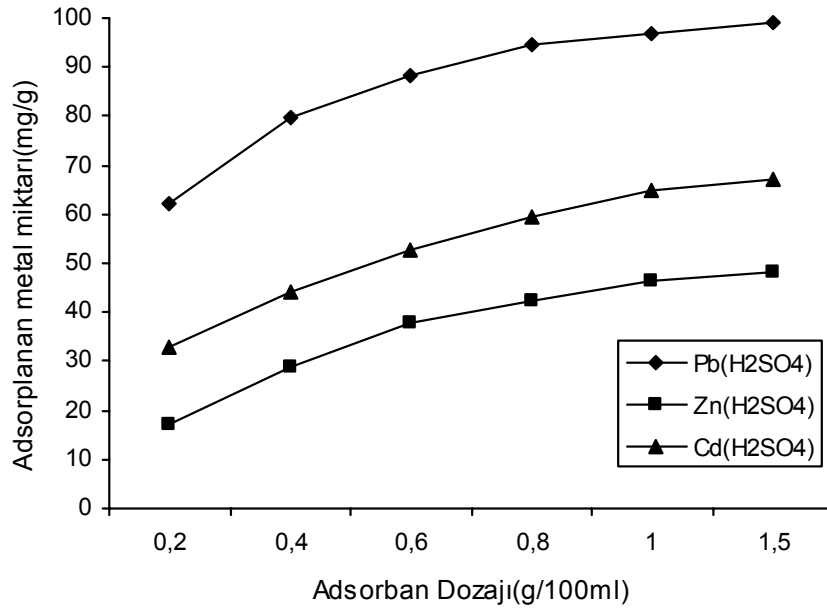
Tablo 6.2, Şekil 6.3 ve Şekil 6.4 incelendiğinde; her üç metal iyonu içinde adsorban kütlesi arttıkça, adsorplanan miktarı artmıştır. Deneilerde metal iyonlarının başlangıç konsantrasyonları sabit tutulurken, kullanılan adsorbanların kütleleri artırılmıştır. Adsorban kütlesinin artırılması ile adsorpsiyonda etkili olan yüzey alanı artmıştır. Yüzey alanındaki bu artış, metal iyonlarının daha fazla adsorplanmasını sağlamıştır.

Tablo 6.2. (A) SPP ve FPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna adsorban kütlesinin etkisi (karıştırma süresi; 180 dakika, metal konsantrasyonu; 100mg/L, tanecik boyutu; 90-212 μm)

Adsorpsiyon sistemi	Adsorpsiyon dozajı(g/100ml)/Adsorplanan boya miktarı(mg/g)					
	0,2g	0,4g	0,6g	0,8g	1,0g	1,5g
Pb(FPP)	50	73,25	85,85	89,9	93,05	94,65
Zn(FPP)	9	16,9	27	34,2	39	43
Cd(FPP)	22	29	37	46	52	56,3
Pb(SPP)	62,05	79,7	92,5	96,7	96,85	99
Zn(SPP)	17	29	33	39,3	44,2	56,3
Cd(SPP)	35	38,5	48,6	58,4	69	81,1



Şekil 6.3. (B) FPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna adsorban kütlesinin etkisi (karıştırma süresi; 180 dakika, metal konsantrasyonu; 100mg/L, tanecik boyutu; 90-212 μm)



Şekil 6.4. (C) SPP üzerine Pb²⁺, Zn²⁺ ve Cd²⁺ iyonlarının adsorpsiyonuna adsorban kütlesinin etkisi (karıştırma süresi; 180 dakika, metal konsantrasyonu; 100mg/L, tanecik boyutu; 90-212 µm)

6.3. pH'ın Adsorpsiyona Etkisi

Adsorpsiyon çalışmalarında süspansiyonun pH'ı en önemli faktörlerden birisidir. FPP ve SPP üzerine Pb²⁺, Zn²⁺ ve Cd²⁺ iyonlarının adsorpsiyonuna pH'ın etkisi incelenmiş ve sonuçlar Tablo 6.3, Şekil 6.5 ve Şekil 6.6'da verilmiştir.

Tablo 6.3, Şekil 6.5 ve Şekil 6.6'dan görüleceği üzere, çözelti pH'ı adsorpsiyon prosesinin tamamında önemli bir rol oynamış ve bilhassa adsorbanın adsorpsiyon kapasitesini önemli ölçüde etkilemiştir. Çözelti pH'ı hem adsorbanın yüzeyindeki bağlanma bölgeleri ve fonksiyonel grupları hem de adsorbat türlerinin yük profillerini etkiler ve bunun sonucu olarak da adsorban ve adsorbat türleri arasındaki etkileşimler üzerine önemli etkilere sahiptir [44].

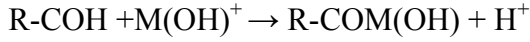
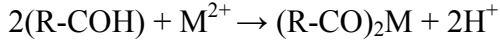
Her üç metal iyonu için de adsorpsiyon kapasitesinin pH 5'te en fazla olduğu gözlenmektedir. Bu pH'ın altında veya üstündeki pH'larda adsorpsiyon kapasitesinde azalmalar gözlenmektedir. Örnek olarak Pb^{2+} iyonu için pH 5'te, 100 mg/L başlangıç metal konsantrasyonunda maximum adsorpsiyon verimi FPP ve SPP için sırası ile %75,4 ve %88,6 olarak gözlenmiştir. Metallerin adsorban yüzeyine tutunma davranışlarını açıklayabilmek için, metallerin özellikleri ve adsorban yüzeyinin karakteristik özellikleri gereklidir [44].

Meşe palamudu posasının hücre duvarları başlıca selüloz , lignin ve birçok hidroksil gruplarından, örneğin tanin ve diğer fenolik maddelerden oluşmaktadır. Bu maddelerin tamamı aktif birer iyon değiştiricidirler. Lignin ise hücre duvarının üçüncü ana bileşeni olan bir polimerdir. Lignin molekülü fenil propan moleküllerinden oluşmaktadır. Vanilin ve sringaldehit molekülleri de lignin molekülünün temel yapı birimlerindedir [45].

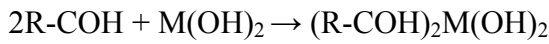
Taninler kompleks polihidrik fenollerdir ve sıklıkla sert odunsu yapılarda, kabuklarda, meyvelerde veya bazı ağaçların köklerinde bulunurlar. Taninler genel olarak hidrolize olabilen ve kondanse taninler olarak iki biçimde sınıflandırılır. Hidroliz olabilen taninler, şekerler (genellikle glikoz) ile bir polifenolik asidin (genellikle galik asit, digalik asit ve ellagik asit) esterleridirler. Kondanse taninlerin ise en temel üyesi kateşindir. Her iki cins tanin de bitki örtüsünde geniş bir biçimde yayılmışlardır [45].

Palamut posasının yapısında bulunan fenol ve karboksil grupları ile ağır metal iyonları arasında bir iyon değişim mekanizması söz konusudur. Düşük pH'larda ortamdaki H^+ iyonlarının fazla olmasından dolayı adsorban taneciklerinin etrafını H^+ iyonları kuşatır. Dolayısıyla asitliğin fazla olduğu ortamlarda metal iyonları adsorban yüzeyine fazlaca temas edemezler. Yüksek pH'larda ise metal iyonları hidroksitlerle çeşitli kompleks yapılar oluşturduklarından çoğunlukla negatif veya nötr olurlar. Örneğin $Pb(OH)_3^-$, $Pb(OH)_2$ veya $Cd(OH)_3^-$ vs. Adsorbanın ise yüzeyinin negatif olduğunu düşünürsek bağlanma verimi çok düşük olacaktır. FPP ve SPP için pH 5 olduğunda adsorpsiyon kapasitesi maksimum, pH=5'ten aşağı ve yukarı pH'larda ise

adsorpsiyon verimi azalmaktadır. Uygun pH'larda gerçekleşen iyon değişimi aşağıda gösterilmiştir [45].



Hidrojen bağı;

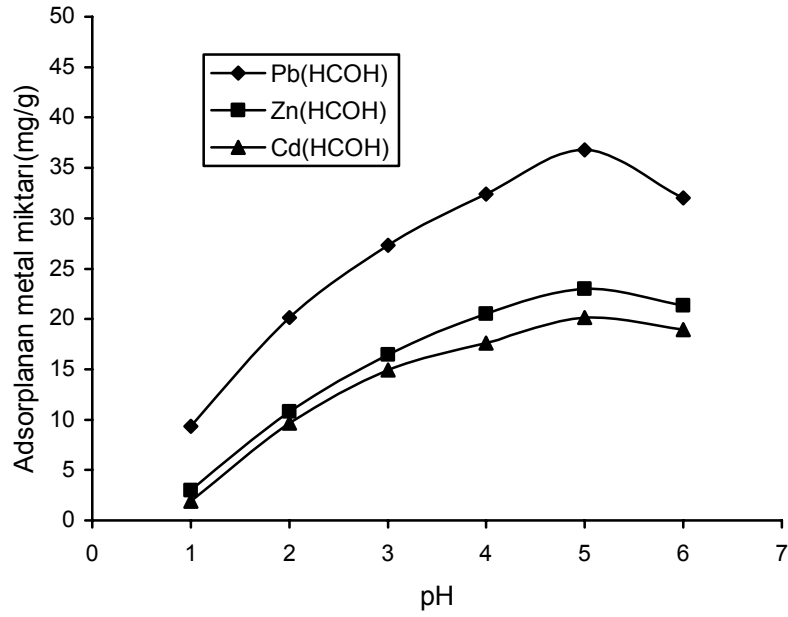


denklemlerdeki R; adsorbanın yapısında bulunan kompleks radikal bir gruptur.

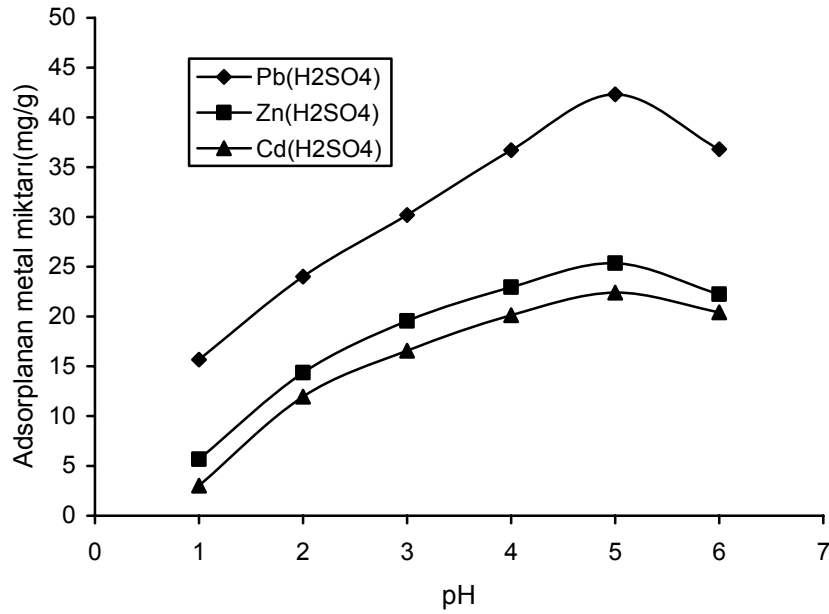
Prensip olarak, iyon değiştirme mekanizması ağır metallerin uzaklaştırılmasında da kullanılabilir. Odunsu maddelerin yapısında bulunan ana bileşen olan polimerik maddeler yani lignin, taninler ve diğer fenolik maddeler ağır metal iyonlarını çekme kabiliyetine sahiptir. Bu hipoteze zemin teşkil eden veriler, bakırın odun talaşı üzerine adsorpsiyonu ve kurşunun adsorpsiyon verilerinden alınmıştır [46].

Tablo 6.3. (A) SPP ve FPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna pH'nın etkisi (veriler 150. dakika itibariyle alınmıştır, metal konsantrasyonu; 100mg/L, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

Adsorpsiyon sistemi	Adsorplanan metal miktarı(mg/g)/pH					
	pH:2	pH:3	pH:4	pH:5	pH:6	pH:7
Pb(FPP)	9,32	15,17	20,05	31,4	38,2	26,3
Zn(FPP)	1,28	7,78	14,44	16,53	21,05	19,86
Cd(FPP)	2,4	2,6	14,93	17,61	20,11	18,96
Pb(SPP)	10,67	15,4	23,82	32,72	43,85	27
Zn(SPP)	3,33	16,14	16,49	22,94	23,94	21,2
Cd(SPP)	3,01	3,95	14,93	18,13	23,41	20,43



Şekil 6.5. (B) FPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna pH'nin etkisi (veriler 150. dakika itibariyle alınmıştır, metal konsantrasyonu; 100mg/L, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)



Şekil 6.6. (C) SPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna pH'nin etkisi (veriler 150. dakika itibariyle alınmıştır, metal konsantrasyonu; 100mg/L, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

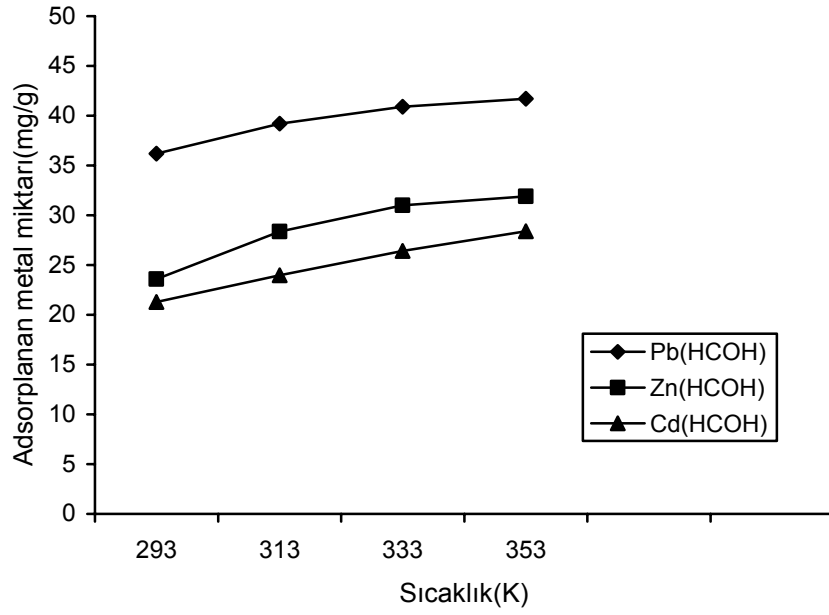
6.4. Sıcaklığın Adsorpsiyona Etkisi

Çalışmanın bu bölümünde Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 6.4, Şekil 6.7 ve Şekil 6.8'de verilmiştir.

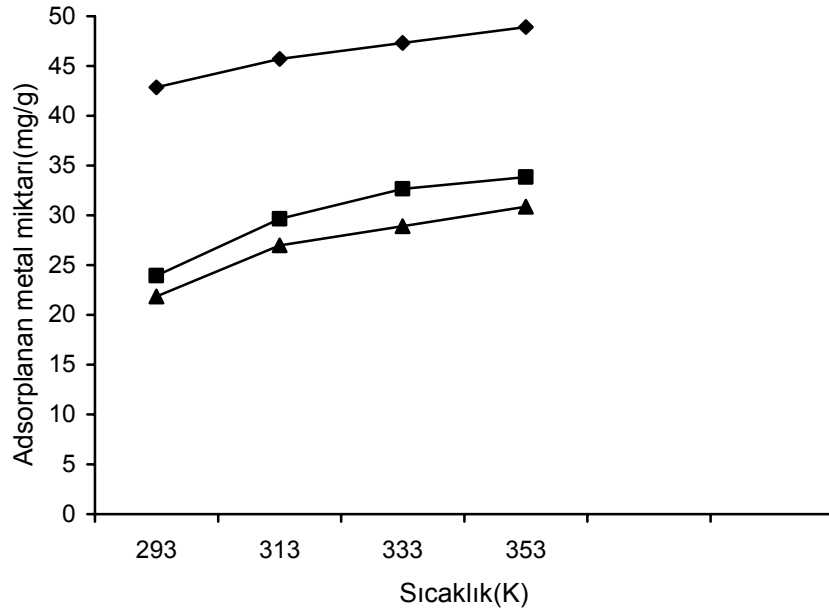
Tablo 6.4, Şekil 6.7 ve Şekil 6.8 incelendiğinde, sıcaklığın adsorpsiyon üzerinde oldukça az bir etkisinin olduğu gözlenmektedir. Sıcaklık artışıyla birlikte metal adsorpsiyonu da artmıştır, bu da metal adsorpsiyonunun endotermik olduğunu gösterir. Genel olarak bakılacak olursa, sıcaklık artışı metal adsorpsiyonunda az da olsa bir artışa sebebiyet vermektedir.

Tablo 6.4. (A) SPP ve FPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi (veriler 150. dakika itibarıyla alınmıştır, metal konsantrasyonu; 100mg/L, tanecik boyutu; 90-212 μ m, adsorban kütlesi; 1 g/L)

Adsorpsiyon sistemi	Adsorplanan metal miktarı(mg/g)/Sıcaklık(K)			
	293 K	313 K	333 K	353 K
Pb(FPP)	38,2	39,2	40,2	41,7
Zn(FPP)	19,87	28,36	30,02	31,88
Cd(FPP)	21,28	23,99	24,99	28,4
Pb(SPP)	43,85	44,7	47,32	48,9
Zn(SPP)	23,94	29,65	32,65	33,85
Cd(SPP)	21,85	26,99	28,9	30,85



Şekil 6.7. (B) FPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi (veriler 150. dakika itibariyle alınmıştır, metal konsantrasyonu; 100mg/L, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)



Şekil 6.8. (C) SPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna sıcaklığın etkisi (veriler 150. dakika itibariyle alınmıştır, metal konsantrasyonu; 100mg/L, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

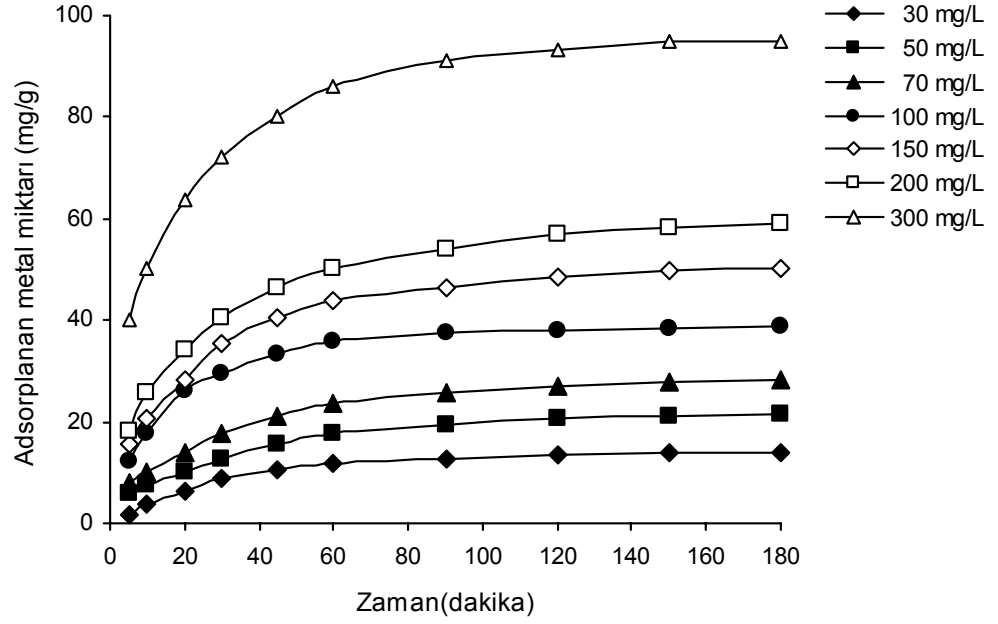
6.5. Başlangıç Metal Konsantrasyonunun Adsorpsiyona Etkisi

Çalışmanın bu bölümünde Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının başlangıç konsantrasyonlarının adsorpsiyon üzerindeki etkileri incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar Tablo 6.5-6.10 ile Şekil 6.8-6.13 te verilmiştir.

Tablo 6.5-6.10 ile Şekil 6.8-6.13 incelendiğinde, ilk konsantrasyonun artmasıyla birlikte adsorpsiyonun verimi de artmaktadır. Bu sonuç, adsorban olarak kullanılan meşe palamodu posasının adsorpsiyon kapasitesinin oldukça yüksek olduğunu gösterir. Farklı konsantrasyonlarda yapılan çalışmalarda, verilen adsorban kütlesinin belirli bir adsorplama kapasitesi vardır ve belirli miktarlarda madde adsorplayabilir [43].

Tablo 6.5. FPP üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecik boyutu; 90-212 μ m, adsorban kütlesi; 1 g/L)

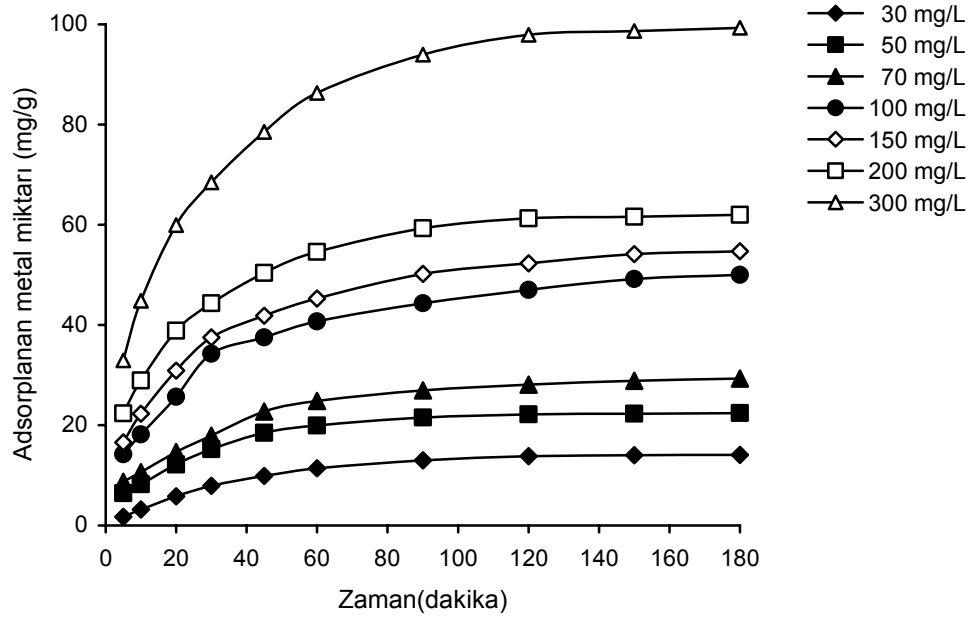
Zaman (Dakika)	Adsorplanan metal miktarı(mg/g)/Başlangıç metal konsantrasyonu(mg/L)						
	30mg/L	50mg/L	70mg/L	100mg/L	150mg/L	200mg/L	300mg/L
5	1,58	5,97	7,97	12,25	15,6	18,3	39,98
10	3,62	7,47	9,97	17,8	20,54	25,68	50,35
20	6,32	10,27	13,8	25,97	28,39	33,98	63,88
30	8,66	12,62	17,52	29,42	35,39	40,39	72,33
45	10,52	15,65	21,2	33,35	40,4	46,38	80,13
60	11,74	17,77	23,58	36,07	43,84	50,37	86,28
90	12,8	19,45	25,55	37,45	46,38	53,93	91,13
120	13,42	20,6	26,87	37,97	48,73	56,84	93,35
150	13,87	21,15	27,73	38,2	49,63	58,16	94,88
180	13,94	21,42	28,15	38,77	50,38	59,13	95



Şekil 6.9. FPP üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

Tablo 6.6. SPP üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

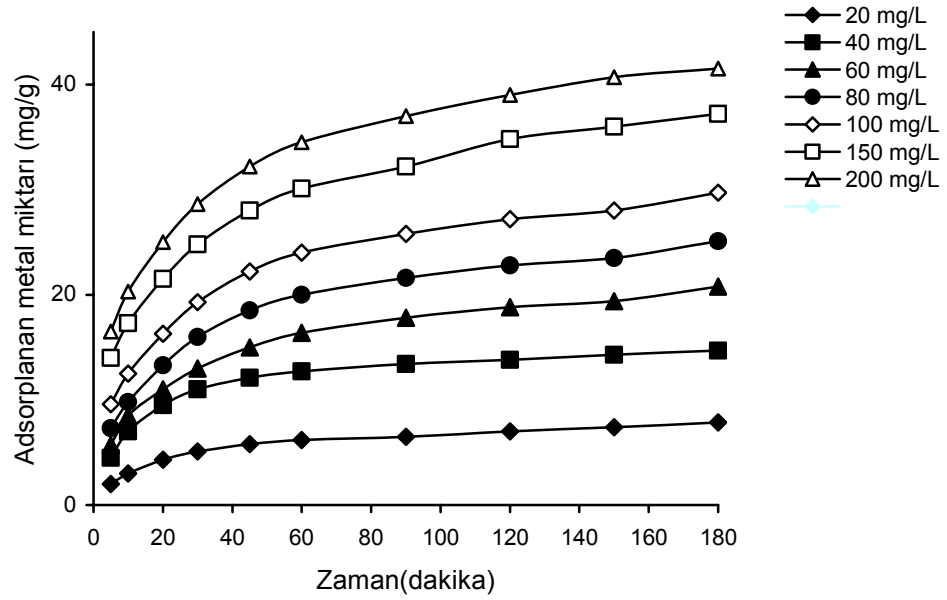
Zaman (Dakika)	Adsorplanan metal miktarı(mg/g)/Başlangıç metal konsantrasyonu(mg/L)						
	30mg/L	50mg/L	70mg/L	100mg/L	150mg/L	200mg/L	300mg/L
5	1,74	6,45	8,75	14,23	16,59	22,38	32,93
10	3,2	8,2	10,62	18,13	22,28	28,94	44,85
20	5,82	12,17	14,67	25,69	30,87	38,84	59,94
30	7,92	15,2	17,9	34,25	37,5	44,36	68,5
45	9,9	18,5	22,77	37,5	41,87	50,37	78,51
60	11,37	19,95	24,87	40,68	45,29	54,59	86,29
90	12,98	21,5	26,97	44,35	50,17	59,3	93,94
120	13,80	22,15	28,12	46,98	52,3	61,3	97,89
150	14	22,27	28,85	49,15	54,17	61,6	98,69
180	14,07	22,45	29,27	50,03	54,74	61,96	99,27



Şekil 6.10. SPP üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

Tablo 6.7. FPP üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

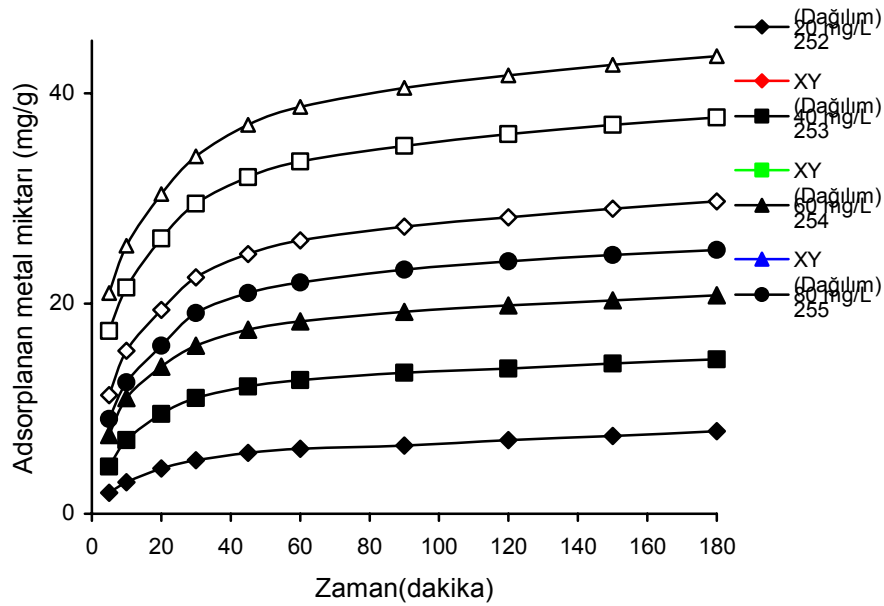
Zaman (Dakika)	Adsorplanan metal miktarı(mg/g)/Başlangıç metal konsantrasyonu(mg/L)						
	20mg/L	40mg/L	60mg/L	80mg/L	100mg/L	150mg/L	200mg/L
5	2	4,5	7,5	9	11,3	17,4	21
10	3	7	11	12,5	15,5	21,5	25,5
20	4,3	9,5	14	16	19,4	26,2	30,4
30	5,1	11	16	19,1	22,5	29,5	34
45	5,8	12,1	17,5	21	24,7	32	37
60	6,2	12,7	18,3	22	26	33,5	38,7
90	6,5	13,4	19,2	23,2	27,3	35	40,5
120	7	13,8	19,8	24	28,2	36,1	40,7
150	7,4	14,3	20,3	24,6	29	37	41
180	7,87	14,7	20,8	25,1	27,7	37,2	41,5



Şekil 6.11. FPP üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

Tablo 6.8. SPP üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

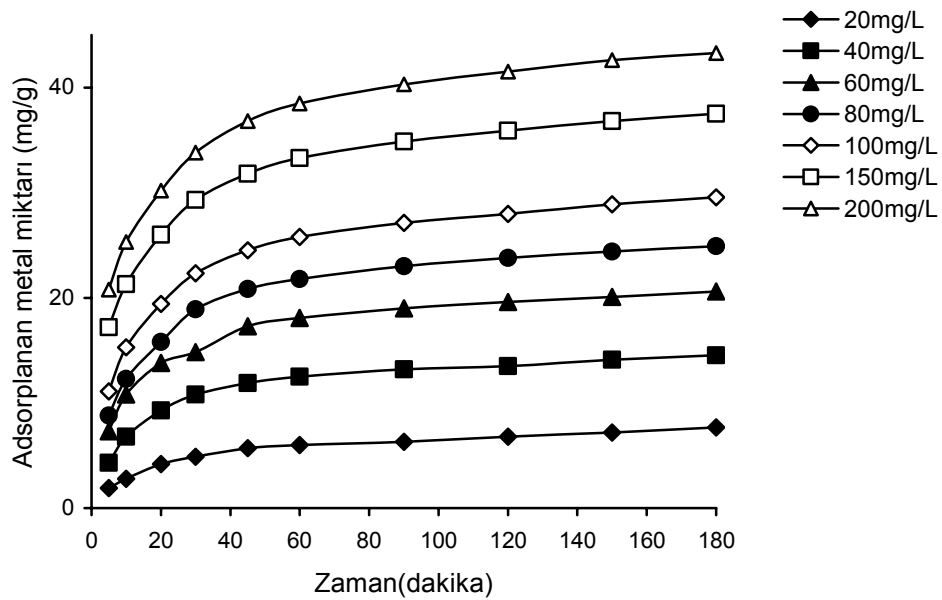
Zaman (Dakika)	Adsorplanan metal miktarı(mg/g)/Başlangıç metal konsantrasyonu(mg/L)						
	20mg/L	40mg/L	60mg/L	80mg/L	100mg/L	150mg/L	200mg/L
5	2	3,8	5,7	7,3	9,6	14	16,5
10	3,2	5,5	8,5	9,8	12,5	17,3	20,3
20	4,4	7,5	11	13,3	16,3	21,5	25
30	5,4	9	13	16	19,3	24,8	28,6
45	6,1	10,5	15	18,5	22,2	28	32,2
60	6,53	11,5	16,4	20	24	30,1	34,5
90	7	12,3	17,8	21,6	25,8	32,2	37
120	7,2	13	18,8	22,8	27,2	33,8	39
150	7,4	13,4	19,4	23,5	28	34,8	40
180	7,6	13,7	19,8	24,1	28,7	35,7	40,5



Şekil 6.12. SPP üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

Tablo 6.9. FPP üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecek boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

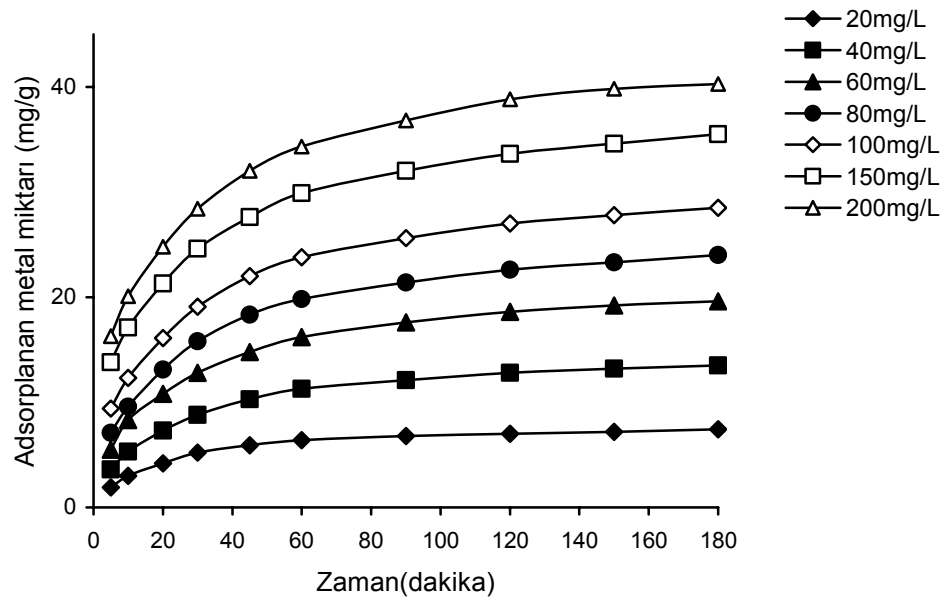
Zaman (Dakika)	Adsorplanan metal miktarı(mg/g)/Başlangıç metal konsantrasyonu(mg/L)						
	20mg/L	40mg/L	60mg/L	80mg/L	100mg/L	150mg/L	200mg/L
5	1,9	4,3	7,32	8,8	11,1	17,2	20,8
10	2,8	6,8	10,8	12,3	15,3	21,3	25,31
20	4,2	9,3	13,8	15,8	19,41	26	30,18
30	4,9	10,8	14,84	18,9	22,32	29,3	33,8
45	5,7	11,9	17,3	20,84	24,51	31,8	36,8
60	6	12,5	18,1	21,8	25,79	33,3	38,49
90	6,3	13,2	19	23	27,12	34,85	40,3
120	6,8	13,5	19,6	23,8	27,99	35,9	41,5
150	7,2	14,11	20,1	24,41	27,8	36,8	42
180	7,69	14,52	20,6	24,9	29,54	37,52	43,28



Şekil 6.13. FPP üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecek boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

Tablo 6.10. SPP üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

Zaman (Dakika)	Adsorplanan metal miktarı(mg/g)/Başlangıç metal konsantrasyonu(mg/L)						
	20mg/L	40mg/L	60mg/L	80mg/L	100mg/L	150mg/L	200mg/L
5	1,9	3,6	5,5	7,1	9,41	13,8	16,3
10	3	5,32	8,3	9,6	12,31	17,1	20,1
20	4,2	7,3	10,8	13,1	16,12	21,3	24,8
30	5,21	8,8	12,8	15,8	19,1	24,62	28,4
45	5,91	10,3	14,79	18,32	22	27,6	32,01
60	6,41	11,3	16,2	19,81	23,8	29,9	34,32
90	6,8	12,11	17,6	21,4	25,6	32	36,8
120	7	12,79	18,6	22,6	27	33,62	38,82
150	7,18	13,2	19,2	27,81	27,8	34,6	39,8
180	7,42	13,5	19,6	28,5	30,2	35,5	40,28

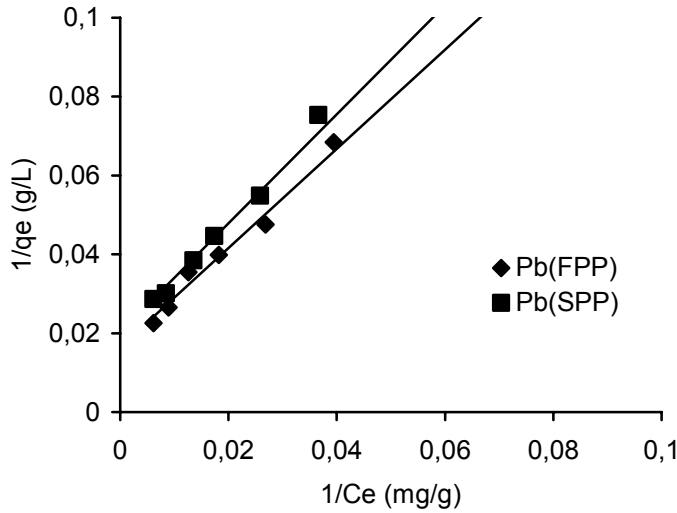


Şekil 6.14. SPP üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonuna başlangıç konsantrasyonunun etkisi (pH: 6, tanecik boyutu; 90-212 μm , adsorban kütlesi; 1 g/L)

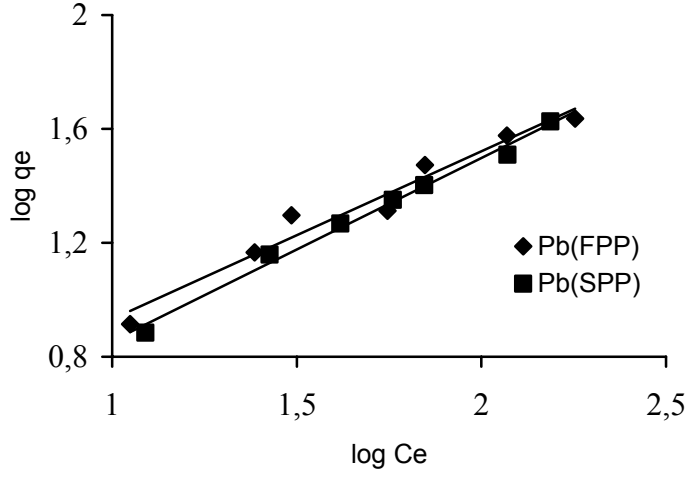
6.6. Adsorpsiyon İzotermeleri

Bu çalışmada adsorpsiyon prosesinin, Langmuir, Freundlich ve Temkin adsorpsiyon izotermine uygunluğu incelenmiştir. Şekil 6.15-23'te FPP ve SPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının lineer Langmuir, Freundlich ve Temkin izotermeleri verilmiştir.

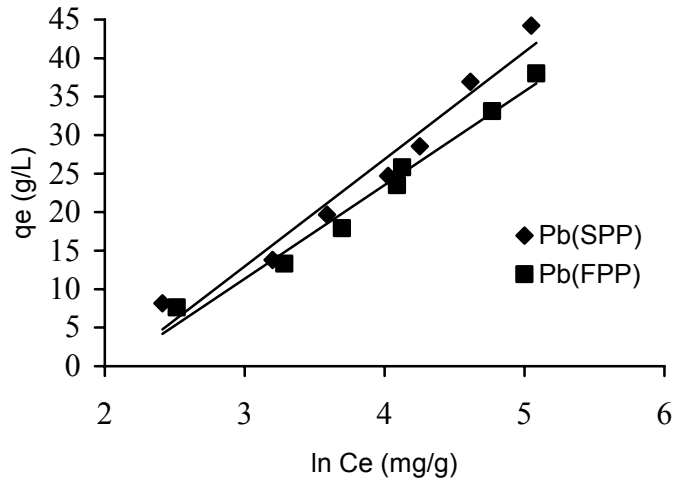
Şekil 6.15-23 incelendiğinde adsorpsiyon prosesinin langmuir ve freundlich izotermine uyduğu, ancak Langmuir izotermine daha iyi uyduğu gözlenmiştir.



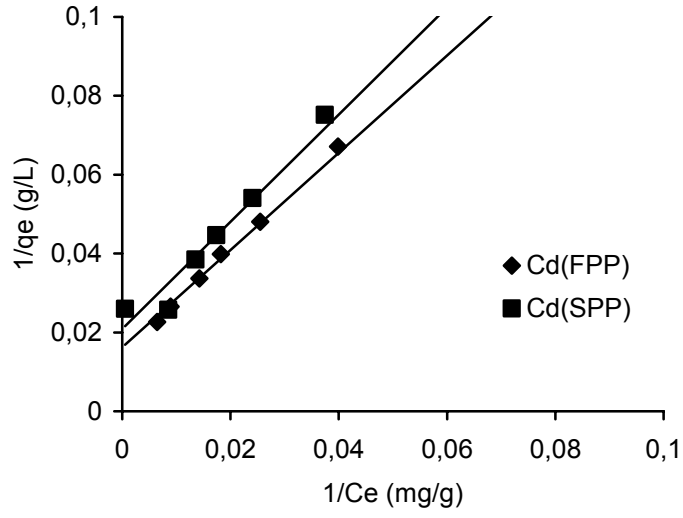
Şekil 6.15. FPP ve SPP üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Langmuir izotermeleri



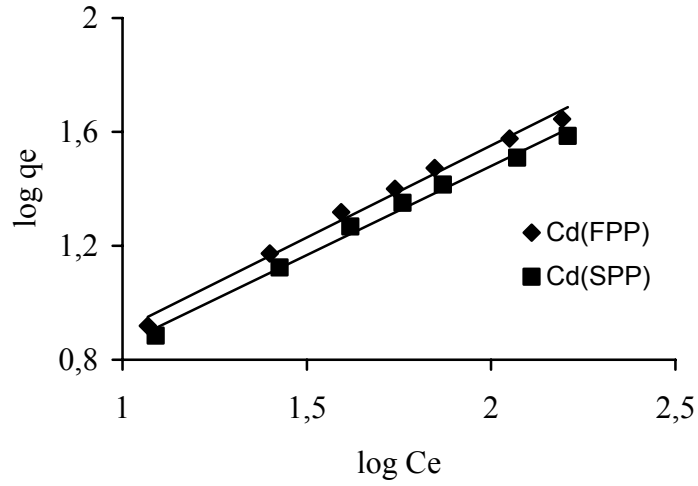
Şekil 6.16. FPP ve SPP üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Freundlich izotermi



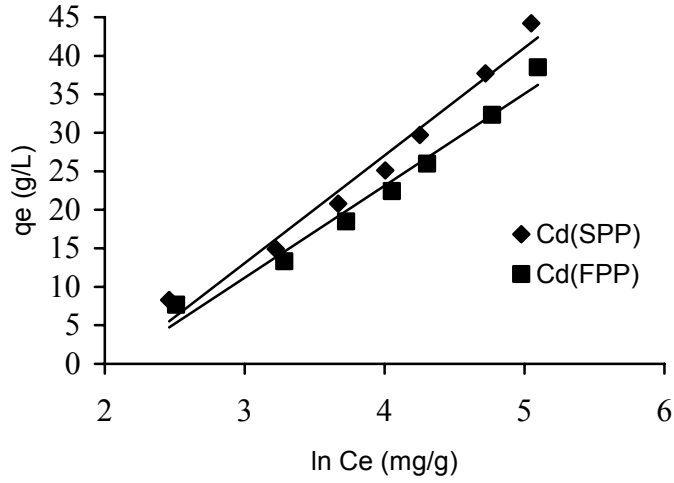
Şekil 6.17. FPP ve SPP üzerine Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Temkin izotermi



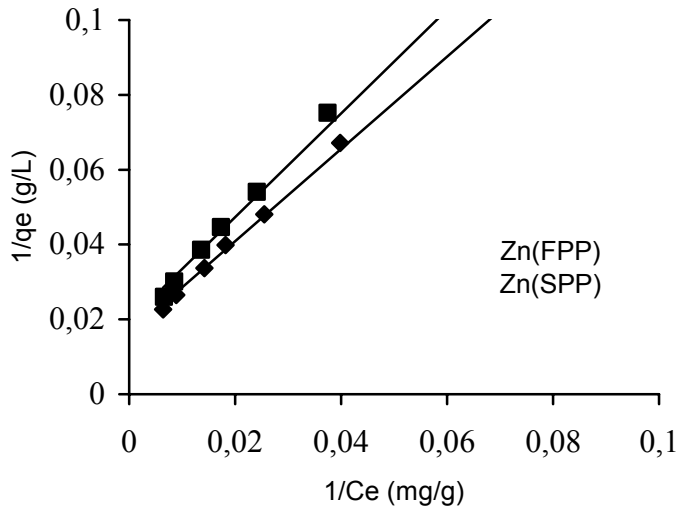
Şekil 6.18. FPP ve SPP üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Langmuir izotermi



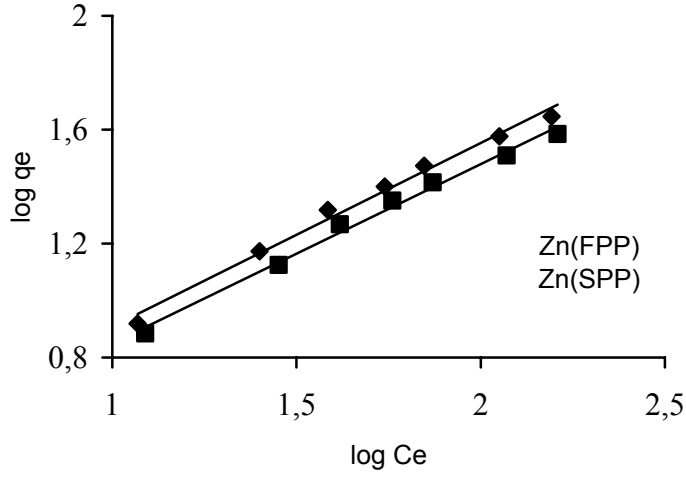
Şekil 6.19. FPP ve SPP üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Freundlich izotermi



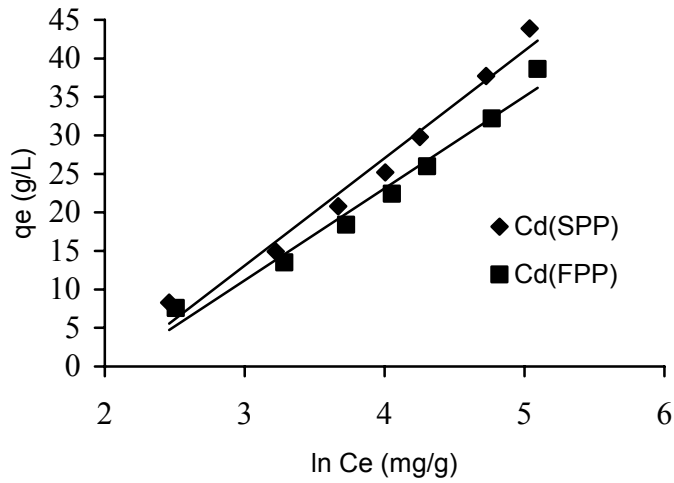
Şekil 6.20. FPP ve SPP üzerine Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Temkin izotermi



Şekil 6.21. FPP ve SPP üzerine Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Langmuir izotermi



Şekil 6.22. FPP ve SPP üzerine Zn²⁺ iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Freundlich izotermi



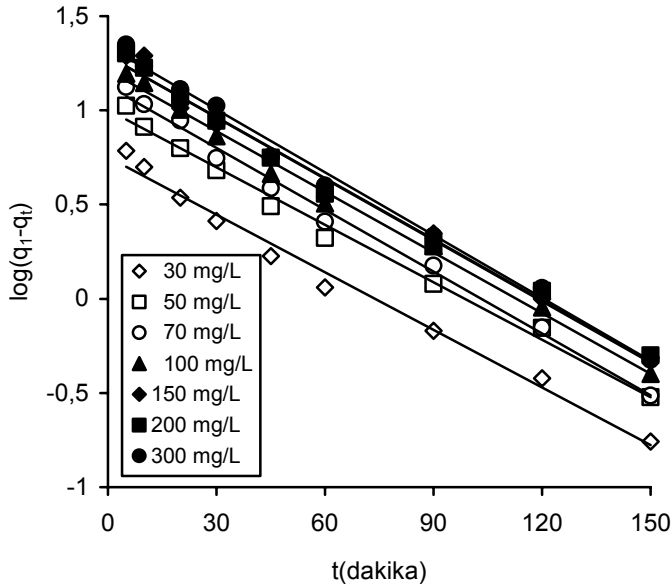
Şekil 6.23. FPP ve SPP üzerine Zn²⁺ iyonlarının adsorpsiyonu için lineer Temkin izotermi

Tablo 6.11. FPP ve SPP üzerine Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyoları için Langmuir, Freundlich ve Temkin izoterm sabitleri

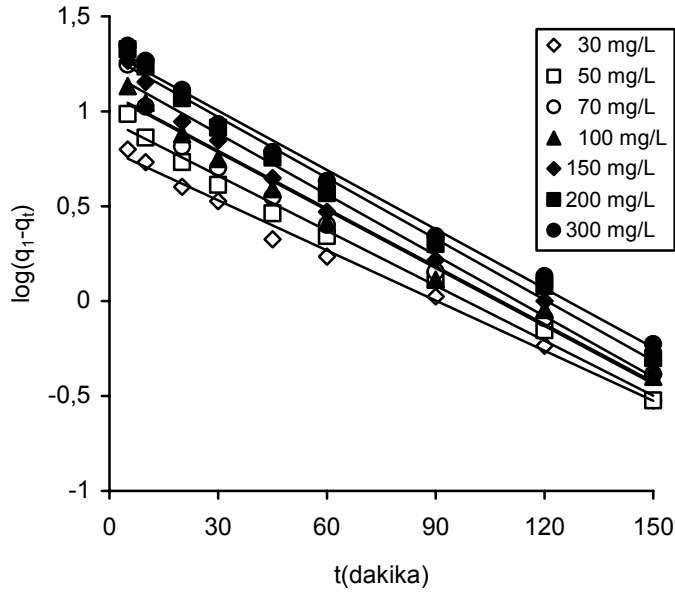
Adsorban	Langmuir				Freundlich			Temkin		
	K_L (L/g)	a_L (L/mg)	Q_0 (mg/g)	r^2	K_F (L/g)	n	r^2	B	A (L/g)	r^2
FPP (Pb^{2+})	0.821	0.005	164.2	0.996	1.771	1.374	0.991	27.16	0.076	0.961
SPP (Pb^{2+})	0.993	0.008	124.1	0.996	2.476	1.495	0.960	26.27	0.091	0.979
FPP (Zn^{2+})	0,741	0,006	114,1	0,960	1,547	1,265	0,989	24,5	0,06	0,976
SPP (Zn^{2+})	0,613	0,004	96	0,991	2,159	1,387	9,905	21,64	0,071	0,975
FPP (Cd^{2+})	0,789	0,006	106,3	0,990	1,458	1,2	0,990	23,88	0,054	0,975
SPP (Cd^{2+})	0,654	0,004	89,6	0,998	2,05	1,330	0,991	22,04	0,069	0,975

6.7. Adsorpsiyon Hız Eşitlikleri

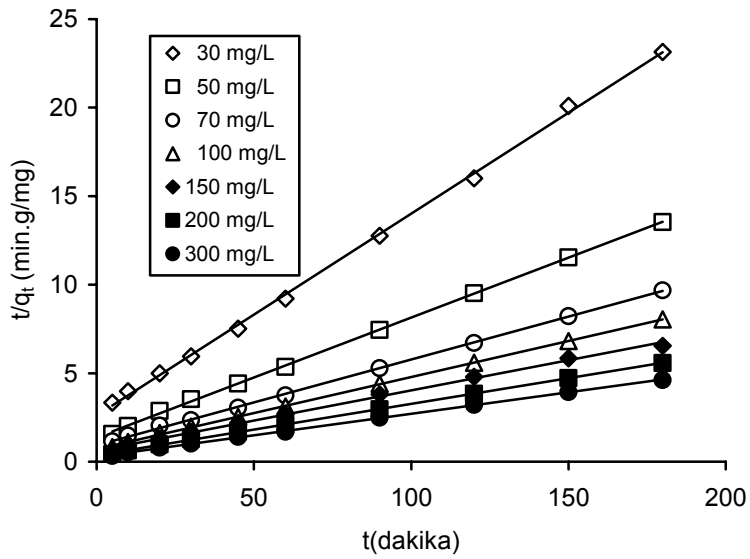
Adsorpsiyon hız eşitlikleri, yalancı birinci ve ikinci dereceden hız eşitlikleri, elovich hız eşitliği ve partikül içi difüzyon hız eşitliği olmak üzere incelenmiş ve elde edilen sonuçlar Şekil 6.24-47’te verilmiştir. Şekil 6.24-47 incelendiğinde adsorpsiyon prosesinin yalancı birinci ve ikinci dereceden hız eşitliklerine uyduğu, ancak ikinci dereceden hız eşitliğine daha iyi uyduğu gözlenmiştir.



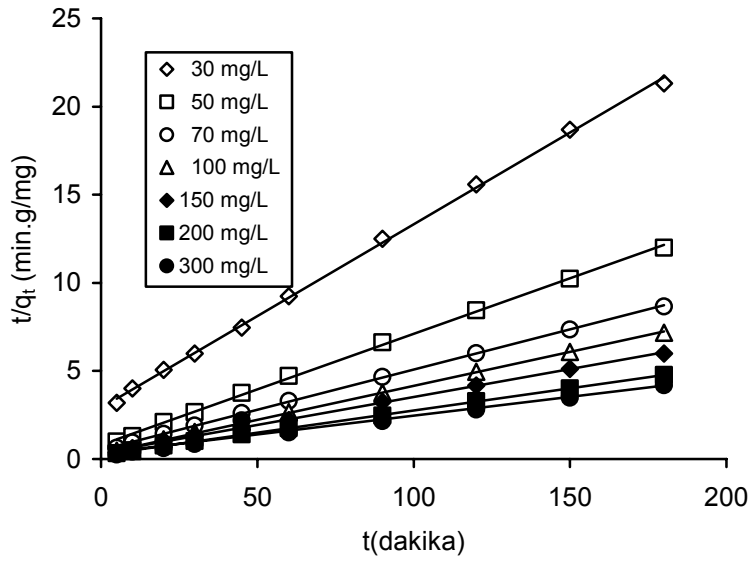
Şekil 6.24. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri



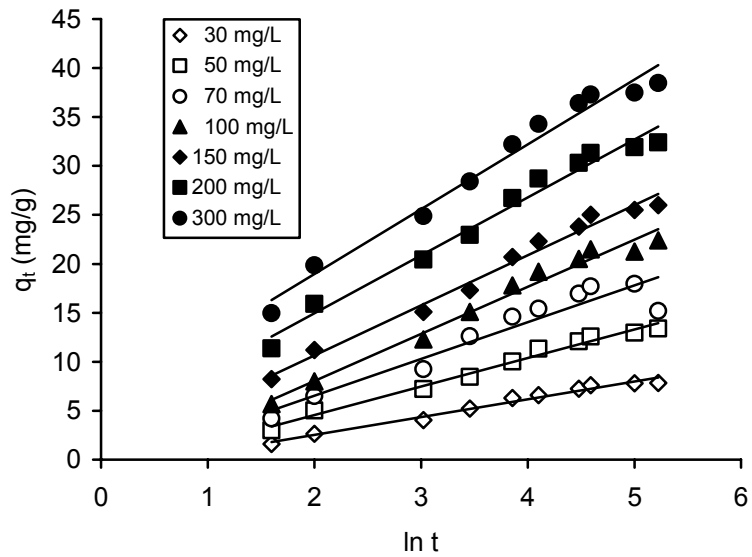
Şekil 6.25. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri



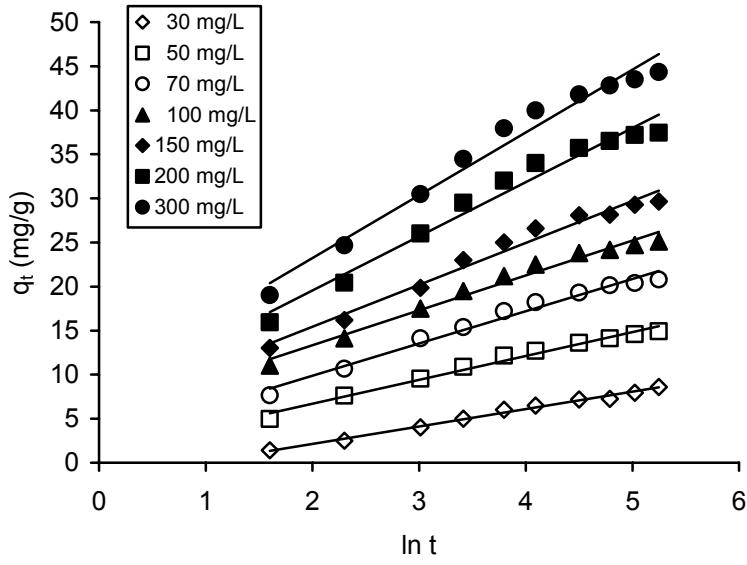
Şekil 6.26. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri



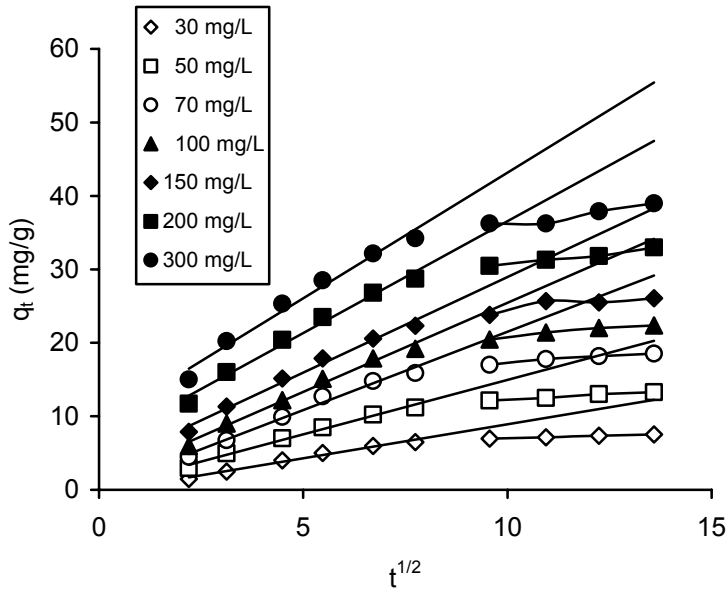
Şekil 6.27. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri



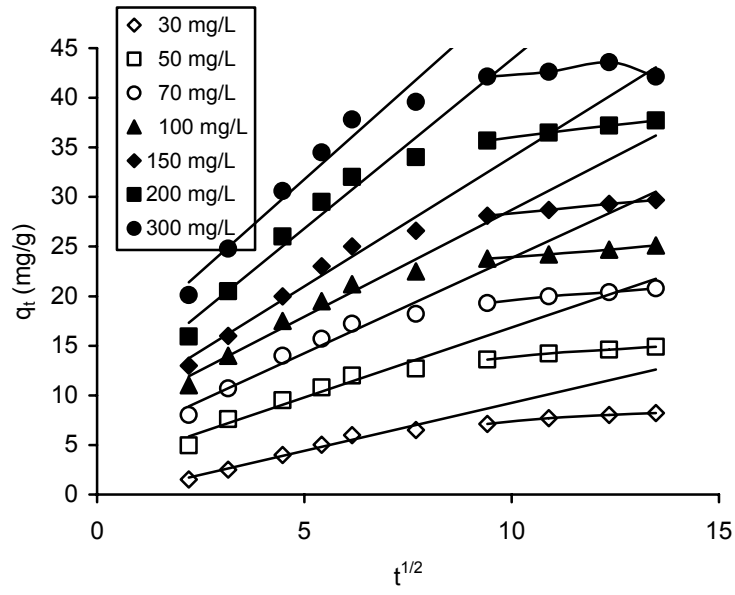
Şekil 6.28. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri



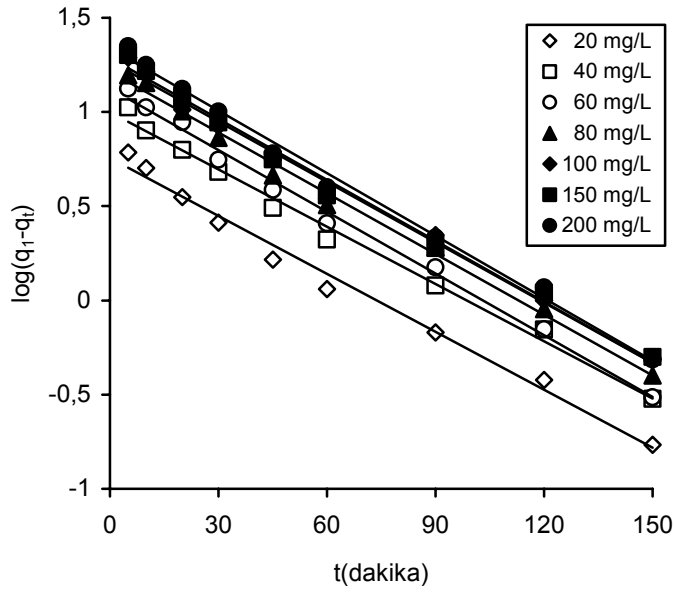
Şekil 6.29. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri



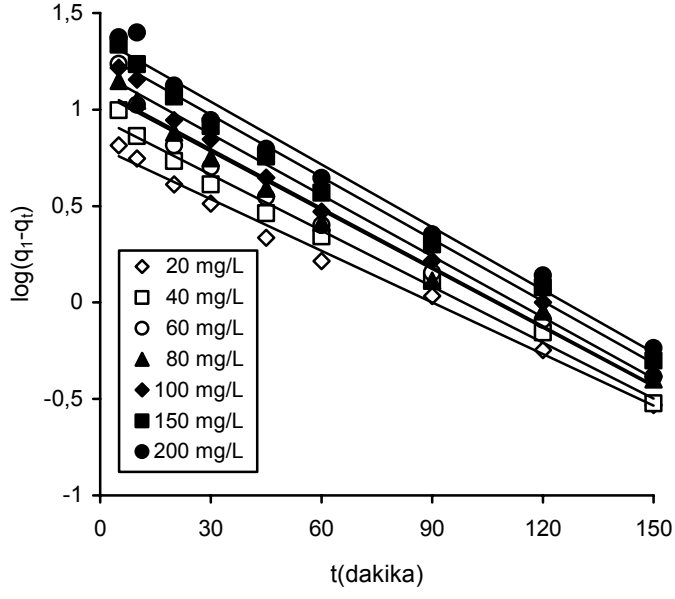
Şekil 6.30. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için partikül içi difüzyon hız eşitlikleri



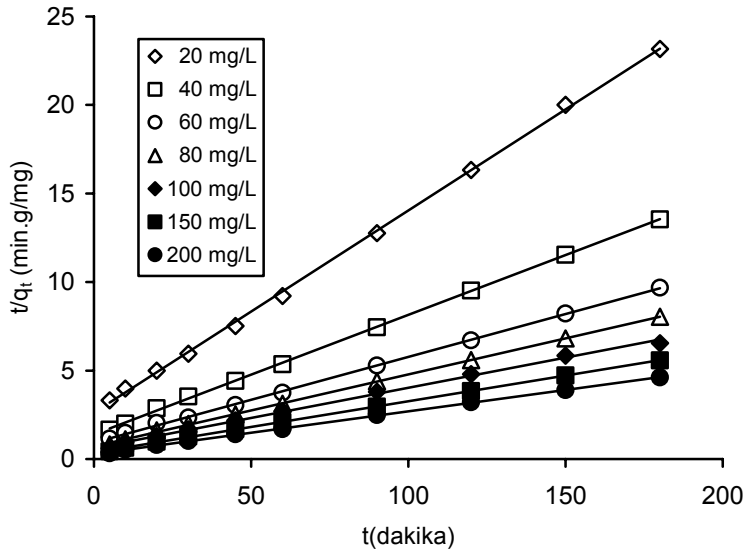
Şekil 6.31. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Pb^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için partikül içi difüzyon hız eşitlikleri



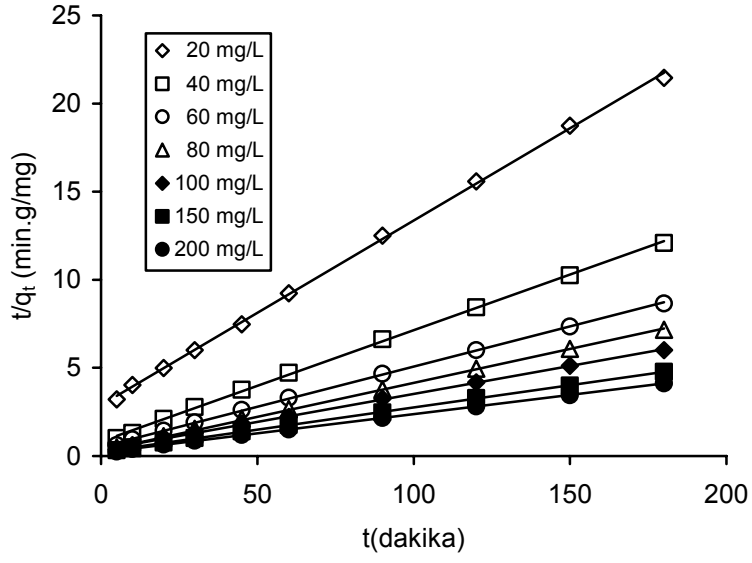
Şekil 6.32. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri



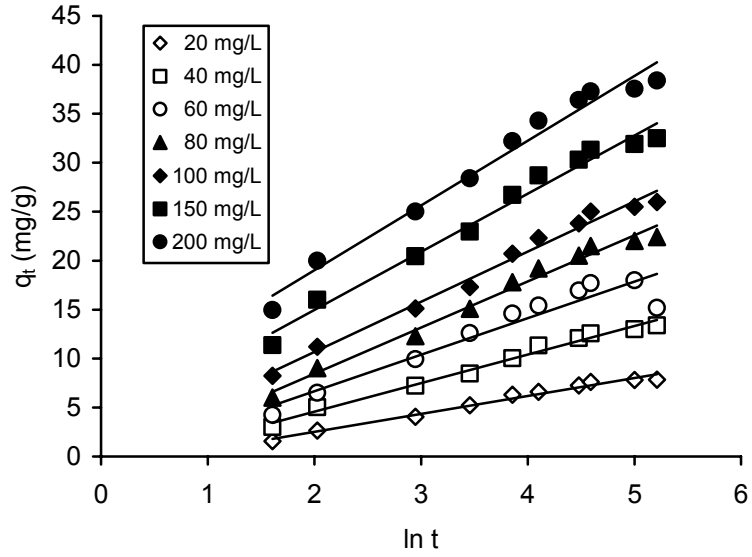
Şekil 6.33. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri



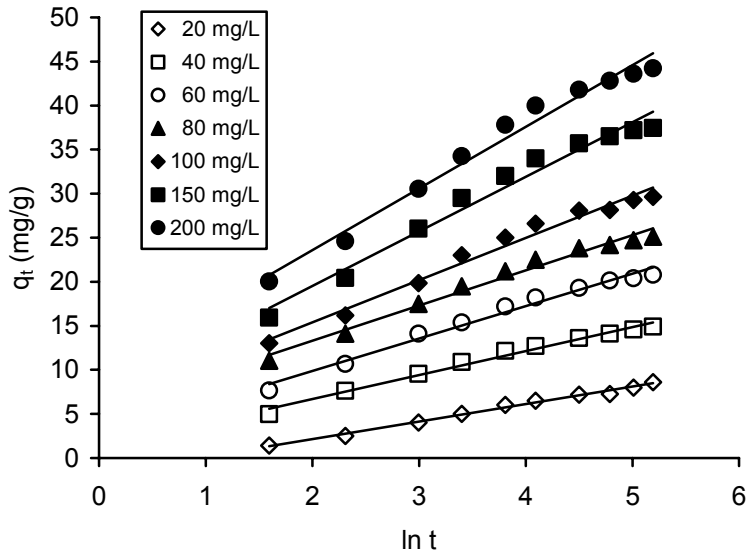
Şekil 6.34. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri



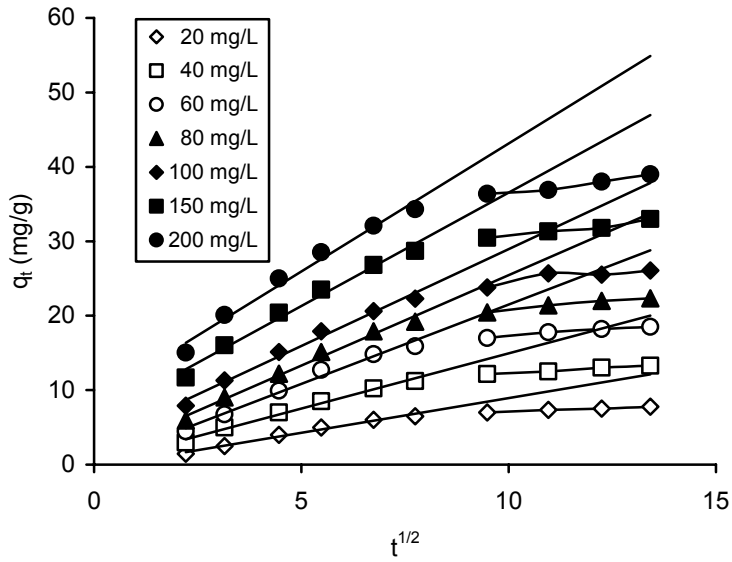
Şekil 6.35. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri



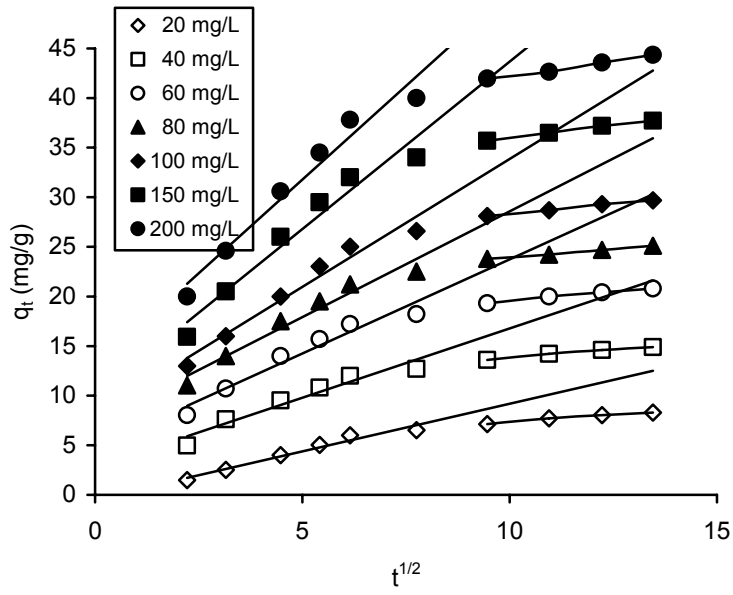
Şekil 6.36. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri



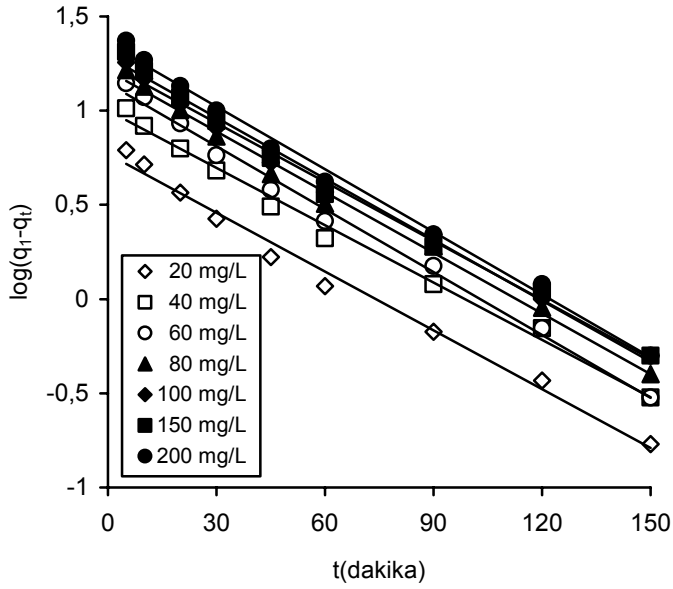
Şekil 6.37. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri



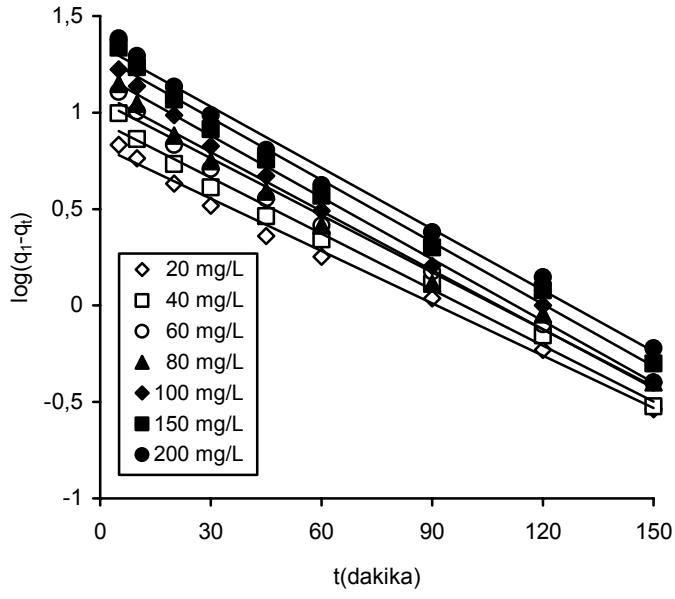
Şekil 6.38. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için partikül içi difüzyon hız eşitlikleri



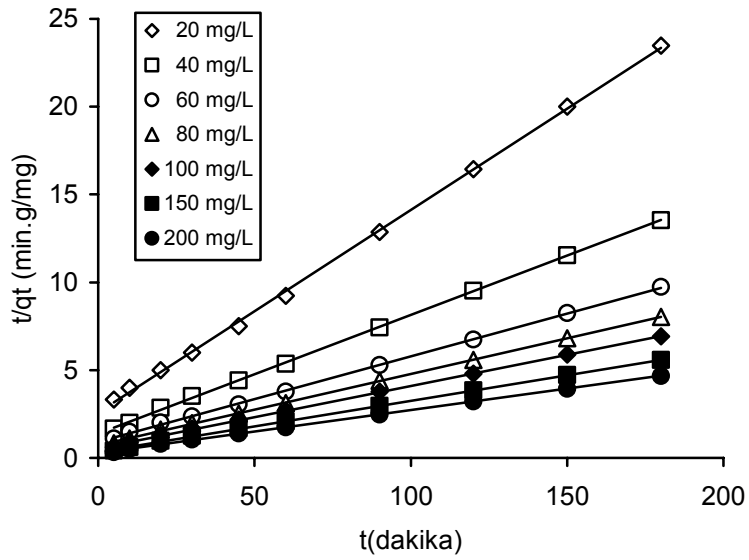
Şekil 6.39. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Zn^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için partikül içi difüzyon hız eşitlikleri



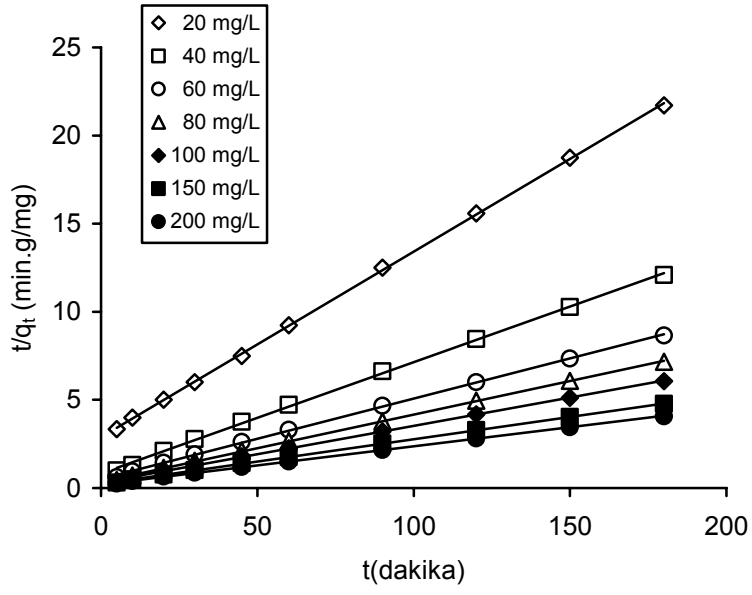
Şekil 6.40. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri



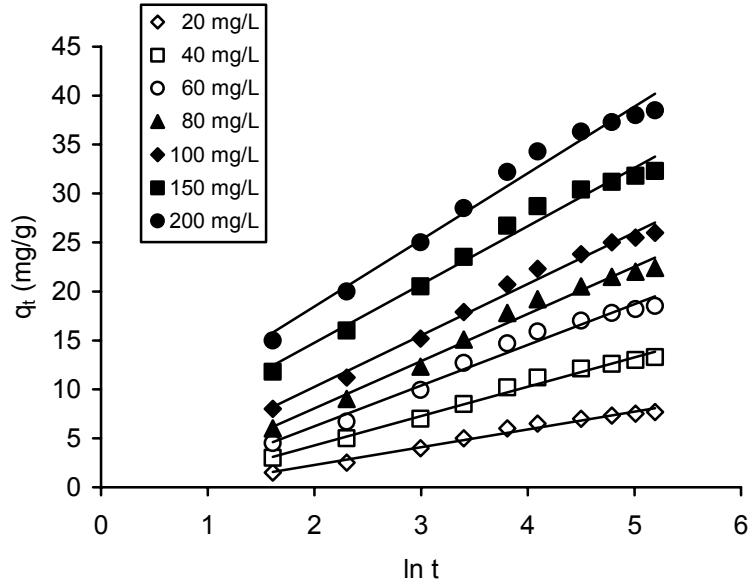
Şekil 6.41. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı birinci dereceden hız eşitlikleri



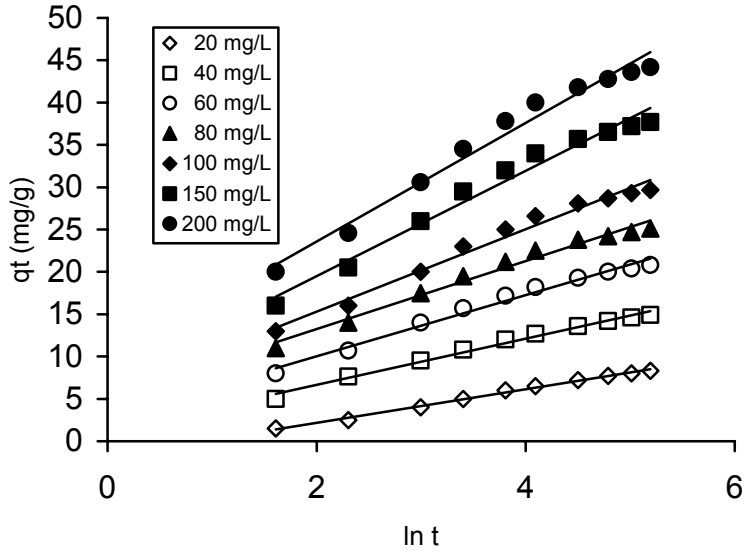
Şekil 6.42. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri



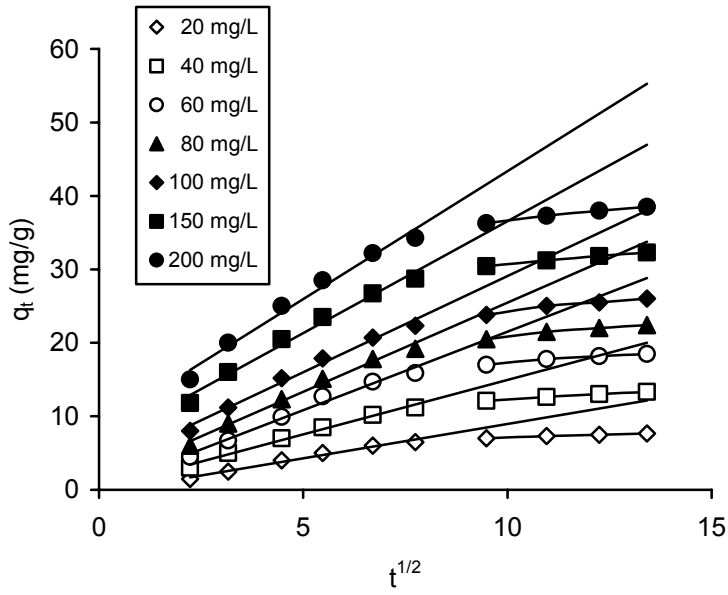
Şekil 6.43. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için yalancı ikinci dereceden hız eşitlikleri



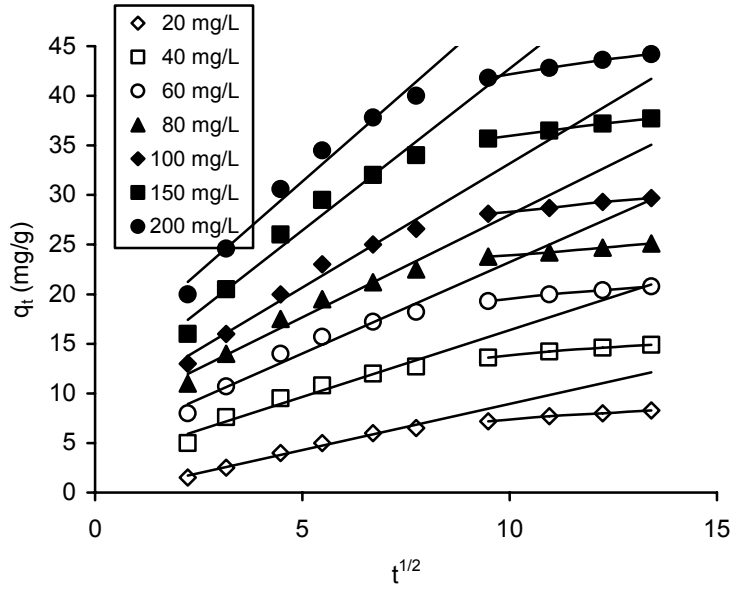
Şekil 6.44. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri



Şekil 6.45. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için Elovich hız eşitlikleri



Şekil 6.46. FPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için partikül içi difüzyon hız eşitlikleri



Şekil 6.47. SPP üzerine farklı başlangıç konsantrasyonlarında Cd²⁺ iyonlarının adsorpsiyonu için partikül içi difüzyon hız eşitlikleri

Tablo 6.12. FPP ve SPP üzerine Pb^{2+} iyonunun adsorpsiyonu için kinetik parametreler

Adsorban	C_0 (mg/L)	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Birinci derece hız eşitliği			İkinci derece hız eşitliği		
			q_1 (mg/g)	k_1 (1/min) $\times 10^2$	r_1^2	q_2 (mg/g)	k_2 [g/(mg.min)] $\times 10^4$	r_2^2
FPP	30	13.9	14.18	3.06	0.986	16.72	1.92	0.995
	50	21.4	19.94	2.86	0.988	24.27	1.81	0.997
	70	28.2	22.80	2.49	0.997	31.55	1.49	0.998
	100	38.8	21.60	2.70	0.951	41.49	2.10	0.999
	150	50.4	35.49	2.56	0.994	54.95	1.14	0.999
	200	59.1	42.36	2.51	0.995	64.10	0.974	0.999
	300	95	76.95	3.85	0.949	101	0.965	0.999
SPP	30	14.1	16.57	3.29	0.993	17,67	1.48	0.994
	50	22.5	18.35	3.20	0.992	25.00	2.30	0.998
	70	29.3	23.84	2.65	0.995	32.68	1.52	0.997
	100	43.9	37.68	4.03	0.994	47.62	1.62	0.998
	150	54.7	43.92	2.72	0.978	59.88	0.966	0.999
	200	62	47.12	3.27	0.994	67.11	1.13	0.999
	300	99.3	81.51	3.25	0.995	108.7	0.619	0.999
Adsorban	C_0 (mg/L)	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Elovich hız eşitliği			Partikül içi difüzyon hız eşit.		
			α	β	r_E^2	k_{int} [mg/(g.min ^{1/2})]	r_{int}^2	
FPP	30	13.9	1.203	0.276	0.980	1.827	0.990	
	50	21.4	2.621	0.207	0.979	2.200	0.997	
	70	28.2	3.675	0.160	0.981	2.951	0.996	
	100	38.8	9.806	0.131	0.952	4.319	0.969	
	150	50.4	9.096	0.096	0.981	5.300	0.988	
	200	59.1	11.18	0.084	0.991	5.838	0.988	
	300	95	41.49	0.061	0.980	8.390	0.984	
SPP	30	14.1	1.064	0.263	0.982	1.775	0.996	
	50	22.5	3.365	0.200	0.968	2.598	0.992	
	70	29.3	4.044	0.156	0.975	3.082	0.993	
	100	43.9	10.43	0.115	0.965	4.536	0.997	
	150	54.7	9.472	0.088	0.992	5.329	0.981	
	200	62	15.85	0.084	0.983	5.898	0.986	
	300	99.3	21.20	0.050	0.987	9.608	0.989	

Tablo 6.13. FPP ve SPP üzerine Zn^{2+} iyonunun adsorpsiyonu için kinetik parametreler

Adsorban	C_0 (mg/L)	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Birinci derece hız eşitliği			İkinci derece hız eşitliği		
			q_1 (mg/g)	k_1 (1/min) x 10^2	r_1^2	q_2 (mg/g)	k_2 [g/(mg.min)] x 10^4	r_2^2
FPP	20	7,87	5,65	2,1	0,988	8,75	50	0,999
	40	14,7	9,98	2,3	0,992	14,8	32	0,999
	60	20,8	13,34	2,5	0,994	20,6	22	0,999
	80	25,1	16,32	2,4	0,993	24,5	23,2	0,999
	100	29,7	18,55	2,4	0,991	29,3	18,8	0,997
	150	43,5	19,32	2,5	0,991	34,3	24	0,999
	200	45,5	21,83	2,6	0,993	41,3	20,8	0,999
SPP	20	7,6	6,33	2,0	0,991	9,54	38,1	0,999
	40	13,7	8,95	2,2	0,989	15,8	48,3	0,999
	60	19,8	12,29	2,3	0,968	21,9	40,9	0,999
	80	24,1	12,54	2,4	0,984	25,9	48,8	0,998
	100	28,7	15,47	2,4	0,986	31,4	29,8	0,999
	150	35,7	19,65	2,5	0,987	39,6	26,6	0,999
	200	40,5	23,16	2,5	0,978	45,7	24,8	0,999
Adsorban	C_0 (mg/L)	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Elovich hız eşitliği			Partikül içi difüzyon hız eşit.		
			α	β	r_E^2	k_{int} [mg/(g.min ^{1/2})]	r_{int}^2	
FPP	20	7,87	1,01	0,547	0,982	0,929	0,985	
	40	14,7	4,51	0,342	0,986	1,481	0,988	
	60	20,8	4,60	0,268	0,911	2,132	0,983	
	80	25,1	5,80	0,212	0,984	2,428	0,988	
	100	29,7	5,55	0,195	0,985	2,601	0,985	
	150	43,5	10,0	0,168	0,980	3,048	0,983	
	200	45,5	15,9	0,151	0,977	3,438	0,981	
SPP	20	7,6	4,99	0,503	0,991	0,960	0,965	
	40	13,7	4,28	0,367	0,986	1,396	0,935	
	60	19,8	7,24	0,271	0,983	1,899	0,946	
	80	24,1	15,4	0,250	0,981	2,133	0,955	
	100	28,7	8,84	0,208	0,979	2,581	0,963	
	150	35,7	19,4	0,161	0,974	3,377	0,954	
	200	40,5	27,3	0,142	0,980	3,777	0,962	

Tablo 6.14. FPP ve SPP üzerine Cd^{2+} iyonunun adsorpsiyonu için kinetik parametreler

Adsorban	C_0 (mg/L)	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Birinci derece hız eşitliği			İkinci derece hız eşitliği		
			q_1 (mg/g)	k_1 (1/min) x 10^2	r_1^2	q_2 (mg/g)	k_2 [g/(mg.min)] x 10^4	r_2^2
FPP	20	7,69	5,87	2,3	0,989	8,67	51,2	0,999
	40	14,52	1,00	2,3	0,992	14,8	32,8	0,999
	60	20,6	13,95	2,5	0,993	20,5	25,7	0,999
	80	24,9	16,25	2,4	0,993	24,5	23,2	0,999
	100	29,54	17,7	2,3	0,994	28,1	22,8	0,999
	150	37,52	19,36	2,4	0,991	34,3	24,0	0,999
	200	43,28	22,6	2,5	0,993	40,8	21,8	0,999
SPP	20	7,42	6,66	2,0	0,993	9,48	38,6	0,999
	40	13,5	8,95	2,2	0,989	15,8	48,7	0,999
	60	19,6	8,41	2,3	0,988	24,1	33,8	0,999
	80	28,5	5,20	2,4	0,984	26,2	40,7	0,999
	100	30,2	2,25	2,4	0,989	31,1	32,5	0,999
	150	35,5	2,21	2,4	0,987	39,5	26,4	0,999
	200	40,28	1,88	2,4	0,987	46,2	23,6	0,999
Adsorban	C_0 (mg/L)	$q_{e,exp}$ (mg/g)	Elovich hız eşitliği			Partikül içi difüzyon hız eşit.		
			α	β	r_E^2	k_{int} [mg/(g.min ^{1/2})]	r_{int}^2	
FPP	20	7,69	1,04	0,550	0,981	0,931	0,984	
	40	14,52	3,45	0,334	0,988	1,480	0,989	
	60	20,6	5,4	0,240	0,979	2,137	0,983	
	80	24,9	9,37	0,207	0,985	2,427	0,988	
	100	29,54	10	0,190	0,988	2,619	0,985	
	150	37,52	13,5	0,168	0,982	3,048	0,983	
	200	43,28	16,1	0,147	0,982	3,481	0,981	
SPP	20	7,42	6,3	0,506	0,994	0,931	0,984	
	40	13,5	10,1	0,366	0,988	1,346	0,951	
	60	19,6	12,8	0,276	0,983	1,840	0,959	
	80	28,5	18,2	0,205	0,981	2,067	0,967	
	100	30,2	24,1	0,160	0,981	2,498	0,977	
	150	35,5	27,0	0,143	0,976	3,262	0,967	
	200	40,28	29,8	0,144	0,979	3,659	0,977	

6.8. Termodinamik Parametreler

Termodinamik parametreler, termodinamik denge sabitinin (K) değişiminden hesaplanır. Bu sabit yüzeyde bulunan metal konsantrasyonunun, çözeltideki metal konsantrasyonuna bölümü ile bulunur.

Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının modifiye edilmiş palamut posası ile adsorpsiyonunda serbest enerji değişiminin (ΔG) negatif olması, prosesin spontone olduğunu yani kendiliğinden gerçekleşebileceğini ifade eder. Entalpi değişiminin pozitif olması adsorpsiyonun endotermik olduğunu, serbest entropi değişiminin ise pozitif işaretli olması, metal adsorpsiyonu esnasında katı ile çözelti ara yüzeyi arasındaki düzensizliğin arttığı anlamına gelir. Katı ile çözelti ara yüzeyindeki adsorpsiyondaki artış, adsorban ile adsorbat arasındaki yakın ilişki ve birtakım yapısal değişikliklerden ileri gelmektedir [30].

Standart serbest enerjideki değişim ΔG Eşitlik (6.1), entalpi değişimi ΔH Eşitlik (6.3) entropi değişimi ise Eşitlik (6.3) ile hesaplanabilir.

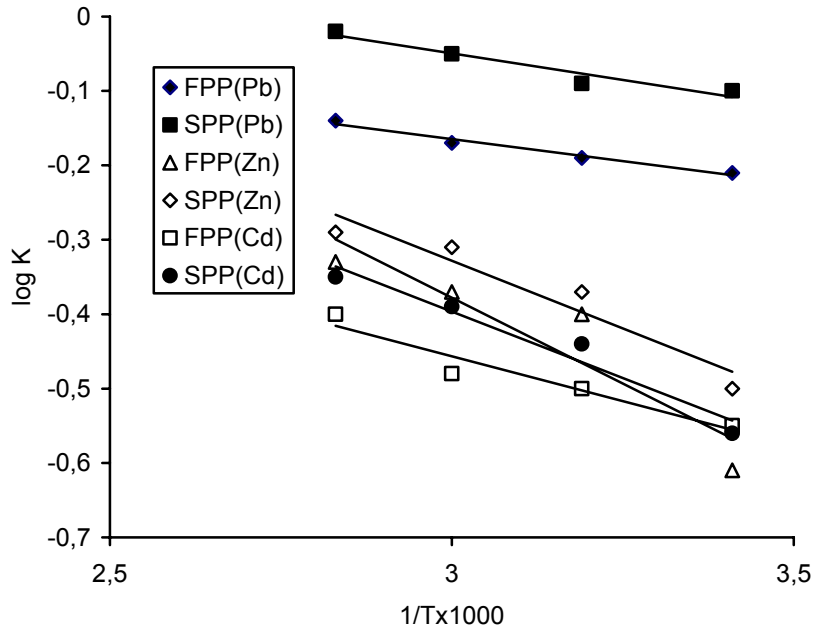
$$\Delta G = -RT \ln K \quad (6.1)$$

$$\Delta H = \Delta G + T \Delta S \quad (6.2)$$

$$\ln K = \frac{\Delta S}{R} - \frac{\Delta H}{RT} \quad (6.3)$$

Tablo 6.15. Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının değişik sıcaklıklardaki adsorpsiyonu için termodinamik denge sabitleri

Adsorpsiyon sistemi	Adsorpsiyon Ortamının sıcaklığı / Termodinamik Denge Sabiti (K)			
	298	313	333	353
Pb (FPP)	0,61	0,64	0,67	0,71
Pb (SPP)	0,78	0,80	0,89	0,95
Zn (FPP)	0,24	0,39	0,42	0,46
Zn (SPP)	0,31	0,42	0,48	0,51
Cd (FPP)	0,28	0,31	0,33	0,39
Cd (SPP)	0,27	0,36	0,40	0,44



Şekil 6.48. FPP ve SPP için Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının adsorpsiyonu için log K-1/T grafiği

1/T'ye karşılık log K grafiğinin eğiminden ΔH hesaplanabilir. 1/T'ye karşılık log K grafiğinin kesim noktasından ise ΔS hesaplanabilir.

Tablo 6.16. Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarının değişik sıcaklıklardaki adsorpsiyonu için serbest enerji değişimleri

Adsorpsiyon sistemi	Adsorpsiyon ortamının sıcaklığı (K) / Serbest enerji değişimi			
	298	313	333	353
Pb (FPP)	12,07	11,4	10,9	9,91
Pb (SPP)	6,07	5,7	3,18	1,48
Zn (FPP)	34,87	24,16	23,6	22,4
Zn (SPP)	28,61	22,26	20,04	19,4
Cd (FPP)	31,1	30,05	30,02	27,25
Cd (SPP)	31,99	26,22	25,02	23,76

BÖLÜM 7. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada palamut posasının Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarını adsorplaması, tanecik boyutu, adsorban dozajı, sıcaklık, pH ve ilk konsantrasyon parametreleri değiştirilerek incelenmiştir. Genel olarak, söz konusu ağır metal iyonlarının giderilmesinde palamut posasının adsorban olarak kullanılabilceği sonucuna varılmıştır.

Tanecik boyutunun adsorpsiyona etkisi incelenmiş olup en yüksek adsorpsiyon kapasitesinin 90-212 μm boyutundaki palamut posası taneciklerine ait olduğu gözlenmiştir. Tanecik boyutu artırıldığında yüzey alanının azalması sonucunda adsorpsiyon kapasitesinin düştüğü gözlenmiştir.

Adsorban kütlesi 1 g dan az kullanıldığında adsorpsiyon kapasitesinin düştüğü gözlenmiştir. pH değişimi incelendiğinde ise adsorpsiyon veriminin en yüksek olduğu pH aralığının 5-6 olduğu tespit edilmiştir. pH bu değerlerin altına ve üstüne çıktıkça adsorpsiyon kapasitesinin de düştüğü gözlenmiştir.

Sıcaklık değişiminde ise sıcaklık artışının adsorpsiyonu pozitif yönde etkilediği ve adsorpsiyon kapasitesini artırdığı gözlemiştir. İlk konsantrasyonun artışıyla adsorban kütlesi sabit olmasına rağmen adsorplanan metal miktarında bir artış sözkonusudur. Bu durum adsorbanın adsorpsiyon kapasitesinin yüksek olduğunu göstermektedir.

Yapılan deneysel çalışmanın sonucunda adsorban olarak kullanılan palamut posasının, Pb^{2+} , Zn^{2+} ve Cd^{2+} iyonlarını, atıksu ortamından belirli bir ölçüde giderebildiği anlaşılmıştır. Giderme veriminin Pb metalinde %75, Zn ve Cd metalllerinde ise %45-50 seviyelerinde olduğu gözlenmiştir. Meşe palamudu posası, endüstriyel atık sulardaki ağır metallerin arıtılmasında adsorban olarak, uygun parametreler seçilerek kullanılabilir.

Adsorpsiyon izotermi incelendiğinde adsorpsiyon prosesinin Langmuir ve Freundlich izotermine uyduğu, kinetik eşitlikler incelendiğinde ise Yalancı birinci ve ikinci dereceden kinetik hız eşitliklerine uyumlu olduğu gözlenmiştir.

Yapılan deneyler sonucunda modifiye edilmiş palamut posasının iyi bir adsorban olduğu tespit edilmiştir. MPP'nin farklı metalleri veya boyar maddeleri gidermedeki etkileri incelenebilir. Ayrıca bu çalışmada kullanılan metaller başka adsorbanlar kullanılarak da deneysel çalışmalar yapılabilir.

KAYNAKLAR

- [1] PATTERSON, J.W., “Metal Separation and Recovery”, In Metal Speciation Separation and Recovery Vol. I, 1987
- [2] AYDIN M., ÖZCAN, S., SARI, S., “ Ağır Metallerin Doğal Killerle Uzaklaştırılması”, Selçuk Üniversitesi, Mimarlık-Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, KONYA
- [3] COUGHLIN, M. F., KINKLE, B.K., TEPER, A. And BISHOP, P.L., “Characterisation of Aerobic Azo-Dye Degrading Bacteria and Their Activity in Biofilms” Water Science and Tecnology, 36(1) 215-220. 1997
- [4] KILIÇ, M. , KESKİN, M. E. , MAZLUM, S . “Aktif Çamur Biyosorpsiyon Özelliği ile Atıksulardan Pb(II) İyonunun Uzaklaştırılmasının İncelenmesi” Süleyman Demirel Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi, 9- 1, 89-94, 2005
- [5] MUTLUAY, H.DEMİRAK, A. “Su Kimyası”, Beta basım yayım dağıtım A. Ş. 83- 94 1996
- [6] ATANASSOVA, I. , “Competitive Effect of Copper, Zinc, Cadmium and Nickel on Ion Adsorption and Desorption by Soil Clays”, Water, Air and Soil Pollution 113, 115-125, 1999
- [7] KLASSEN C.D., AMDUR M.O. and DOULL J., “Toxicology.” 3th Ed. Macmillan Publishing Company, NewYork. 1986
- [8] CASTAING P., ASSOR R., “Heavy metal origin and concentration in the sediments of the pointe a pitre bay”, Env. Geo. Water Science; 8(4):175-184. 1986
- [9] TONGUÇ, E. , “ Meslek Hastalığı Klavuzu Broşürleri” , Türk Tabipler Birliği Yayını, Ankara, Kasım- 1992

- [10] BAŞ A.L., ve DEMET Ö., “ Çevresel Toksikoloji Yönünden Bazı Ağır Metaller.” Ekoloji Çevre Dergisi; 2(5): 42-46,1992
- [11] KANAT, G., GÖNÜLCÜ, M. T., ELMASLAR, T., “Piller ve Çevre Kirliliği Açısından Değerlendirilmesi-1”, Yıldız Teknik Üniversitesi, Çevre Mühendisliği Bölümü, İstanbul
- [12] KAPDAN, İ.A. ve KARGI, F., “Atıksulardan Tekstil Boyar Maddesinin Coriolus Versicolor ile Dolgulu Kolon Reaktörde Giderimi”, İTÜ, 7. Endüstriyel Kirlenme Kontrolü Sempozyumu, İstanbul, 1-7, 2000
- [13] HO, Y.-S., OFOMAJA, A.E., “Pseudo-second-order model for lead ion sorption from aqueous solutions onto palm kernel fiber”, Journal of Hazardous Materials, 129(1-3), 137-142, 2006.
- [14] GLASSTONE, S., LEWIS, D., “Elements of Physical Chemistry”, Second Edition, London, 1960
- [15] TEKER, M., “Adsorpsiyon ve Yüzey Kimyası”, Yüksek Lisans Ders Notları, 2000
- [16] DREGG, S. I. and SİNG, K.S.W., “Adsorption.Surface Area.and Porosity”, Academic Press, England, 1967
- [17] ÇUHADAR, C., CAR, S., “Tekstil Atık Sulardaki Boyar Maddelerinin Alunit-Çinko oksit Karışımı ile Adsorpsiyonu”, Bitirme Tezi, SAÜ Fen-Edb. Fak., 1999
- [18] BERKEM, A.R, BAYKUT, S. VE BERKEM, M. L. , “Fizikokimya” İstanbul,1994
- [19] YILDIZ, S., “Fizikokimya”, Cilt I, Bizim Büro Basımevi Konya, 1995
- [20] DANİELS, F., ALBERY, R.A., “Physical Chemistry”, Thir Edition, Printed in the United States of Amerika, 287-289, 1967
- [21] RAMAKRİSHNA, K:R: AND VİRARAGHAVAN, T., “Dye Removal Using Low Cost Adsorbents”, Water Science Technology, 189-196, 1997

- [22] PANDAY, K. K., GÜR, P. and SING, V. N., "Coppers 2 Removal From Aqueous Solution by fly Ash", Water Research Technology, 869-873, 1985
- [23] TEMKIN, M.J., PYZHEV, V., "Acta Pysiochim" USSR, 12;217 ,1940
- [24] DUBININ, M.M., RADUSHKEVICH, L. V., "Equation of the Characteristic Curve of Activated Charcoal" Chem Zentr, 1;875, 1947
- [25] HASANS, S. M, CHAUDHARY M. H., "Sorption Potential of Hare River Sand Fort the Removar of Antimony From Acidic Aqueous Solution" Appl.Radiat.isot., 47; 467, 1996
- [26] ÖZACAR, M., ŞENGİL, İ.A, "Adsorption of Reactive Dyes on Calcined Alunite From Aqueous Solutions" J. Hazard Mater, B 98; 211-24, 2003
- [27] AKSU, Z., TEZER, S., "Equilibrium and Kinetic Modelling of Biosorption of Remazol Black B by Rhizopus Arrhizus in a Batch Ahatem, Effect of Temperature" Process Biochem., 36;431-39, 2000
- [28] AKSU, Z. "Biosorption of Reactive Dyes by Driet Activated Sludge; Equilibrium and Kinetic Modelling", Biochem. Eng. J., 7:79 -84, 2001
- [29] HO, Y. S., MCKAY, G., "Pseudo-Second Order Model for Sorption Processes" , Process Biochem, 34 :451 -465, 1999
- [30] ÖZACAR, M. , "Equilibrium and Kinetic Modelling of Adsorption of Phosphorus on Calcined Alunite" Adsorption, 9: 125 -132, 2003
- [31] HO, Y. S. , MCKAY, G. , " A kinetic Study of Dye Sorption by Biosorbent Waste Product Pith" Resources Conserv Recycling, 25: 171- 193, 1999
- [32] ANNADURAI, G, JUANG R-S, LEE, D-J., "Use of Cellulose – Based Wastes for Adsorption of Dyes From Aqueous Solution" J. Hazard Mater, 92: 263- 274, 2002

- [33] CHEUNG, C. V., PORTER, J. F, McKAY, G., “Sorption Kinetics for the Removal of Copper and Zinc from Effluents Using Bone Char” Sep. Purif. Technology, 19: 55- 64, 2000
- [34] SAĞ, Y., AKTAY, Y., “Kinetic Studies on Sorption of Cr(IV) and Cu(II) İons by Chitin, Chitosan and Rhizopus Arrhizus” Biochem. Eng. J., 12: 143- 153, 2002
- [35] SHENG, J., “Adsorption of Disperse Dyes by Various Adsorbents”, J. Chem. Tech. Biotechnology, 159-163, 1993
- [36] LİN, S. H., “Adsorption of Disperse Dye by Powdered Activated Carbon”, J. Chem. Technology, 57, 387-391, 1993
- [37] ENGİN, A., “Tohumlu Bitkiler Sistematığı” 19 Mayıs Üniversitesi Eğitim Fakültesi, SAMSUN, 109-111, 1991
- [38] TSE, “Palamut ve Palamut Tırnakları”, TS No: 1016, Şubat 1975
- [39] KÜÇÜKYAVUZ, O., “Valeks İmalatı Sanayi Profili”, T.C. Sanayi ve Ticaret Bakanlığı, Sanayi Araştırma ve Geliştirme Genel Müdürlüğü, Ankara, 2002
- [40] www.sodakrom.com
- [41] ÖZACAR, M., ŞENGİL, İ.A “ Tanin Kimyası ve Teknolojisi”, SAÜ Fen Bilimleri Ens. Dergisi, 2 (1), 79-85, 1998
- [42] ÖZACAR, M., ŞENGİL, İ.A., “Evaluation of Tannins Biopolymer as a Coagulant Aid for Coagulation of Colloidal Particles” , Colloids Surfaces A: Physochem. Eng. Aspects, 229 (1-3), 85-96, 2003
- [43] MCKAY, G., EL-GEUNDİ, M. and NASSAR, M.M., “External Mass Transport Processes During the Adsorption of Dyes onto Bagasse Pith”, Water Research, 1527-1533, 1988

- [44] KRISHNAN, K.A., SHEELA, A., ANIRUDHAN, T.S., “Kinetic and equilibrium modeling of liquid-phase adsorption of lead and lead chelates on activated carbons”, *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 78, 642-653, 2003.
- [45] SHUKLA, A., ZHANG Y.-H., DUBEY, P., MARGRAVE, J.L., SHUKLA, S.S., “The role of sawdust in the removal of unwanted materials from water”, *J. Hazard. Mater.*, B95, 137-152, 2002.
- [46] YU, B., ZHANG, Y., SHUKLA, A., SHUKLA, S.S., DORRIS, K.L., “The removal of heavy metals from aqueous solutions by sawdust adsorption—removal of lead and comparison of its adsorption with copper”, *Journal of Hazardous Materials* B84 (2001) 83–94.

ÖZGEÇMİŞ

Ahmet Örnek 1977 yılında İstanbul/Fatih'te doğdu. İlkokulu Adapazarı Ahmet Akkoç İlkokulu, Derince Necatibey İlkokulu ve Malatya Sümer İlkokulunda, orta öğrenimini Malatya Atatürk Ortaokulu ve İzmit Merkez Ortaokulunda, lise öğrenimini ise İstanbul Haydarpaşa Lisesinde 1994 yılında tamamladı. Aynı yıl girdiği Sakarya Üniversitesi Fen Edebiyat Fakültesi Kimya Bölümünü 2000 yılında bitirdi. 2003 yılında Sakarya Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Anabilim dalında Yüksek Lisans öğrenimine başladı. Aynı zamanda özel bir eğitim kurumunda Kimya öğretmenliği yapmaktadır.