



T.C.
EGE ÜNİVERSİTESİ
FenBilimleriEnstitüsü



***Pinus brutia* YAPRAKLARI ÜZERİNE
STRONSIYUM BIYOSORPSİYONUNUN
İNCELENMESİ**

Yüksek Lisans Tezi

Ahmet HACDENDEN

Nükleer Bilimler Anabilim Dalı

İzmir
2020

T.C.
EGE ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Pinus brutia YAPRAKLARI ÜZERİNE
STRONSIYUM BIYOSORPSİYONUNUN
İNCELENMESİ

Ahmed HACDENDEN

Tez Danışmanı: Doç. Dr. Ceren KÜTAHYALI ASLANI

Nükleer Bilimler Anabilim Dalı

Nükleer Teknoloji Yüksek Lisans Programı

Sunuş Tarihi: 22.04.2020

İZMİR

2020

Ahmed HACDENDEN tarafından YÜKSEK LİSANS tezi olarak sunulan “*Pinus brutia* Yaprakları Üzerine Stronsiyum Biyosorpsiyonunun İncelenmesi” başlıklı bu çalışma EÜ Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliği ile EÜ Fen Bilimler Enstitüsü Eğitim ve Öğretim Yönergesi'nin ilgili hükümleri uyarınca tarafımızdan değerlendirilerek savunmaya değer bulunmuş ve 22.05.2020 tarihinde yapılan tez savunma sınavında aday oybirliği/oyçokluğu ile başarılı bulunmuştur

Jüri Üyeleri :

Jüri Başkanı :Doç. Dr. Ceren KÜTAHYALI ASLANI

Raportör Üye: Prof. Dr. Yüksel ALTAŞ

Üye :Doç Dr. Ümran HIÇSÖNMEZ

İmza:

.....
.....
.....

EGE ÜNİVERSİTESİ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

ETİK KURALLARA UYGUNLUK BEYANI

EÜ Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin ilgili hükümleri uyarınca Yüksek Lisans Tezi olarak sunduğum “Pinus Brutia Yaprakları Üzerine Stronsiyum Biyosorpsiyonunun İncelenmesi” başlıklı bu tezin kendi çalışmam olduğunu, sunduğum tüm sonuç, doküman, bilgi ve belgeleri bizzat ve bu tez çalışması kapsamında elde ettiğimi, bu tez çalışmasıyla elde edilmeyen bütün bilgi ve yorumlara atıf yaptığımı ve bunları kaynaklar listesinde usulüne uygun olarak verdiğimi, tez çalışması ve yazımı sırasında patent ve telif haklarını ihlal edici bir davranışımın olmadığını, bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya diğer bir üniversitede başka bir tez çalışması içinde sunmadığımı, bu tezin planlanmasından yazımına kadar bütün safhalarda bilimsel etik kurallarına uygun olarak davrandığımı ve aksinin ortaya çıkması durumunda her türlü yasal sonucu kabul edeceğimi beyan ederim.

22 / 04 / 2020

Ahmet HACDENDEN



ÖZET

Pinus brutia YAPRAKLARI ÜZERİNE STRONSIYUM BİYOSORPSİYONUNUN İNCELENMESİ

HACDENDEN, Ahmed

Yüksek Lisans Tezi, Nükleer Bilimler Anabilim Dalı

Tez Danışmanı: Doç.Dr. Ceren KÜTAHYALI ASLANI

Nisan 2020, 48 sayfa

Su, insan yaşamı için ana unsurdur. Su kirliliği çevre ve insan için ciddi bir tehdittir. En önemli su kirleticilerinden biri ve en tehlikeli olanları radyoaktif elementlerdir. Bu radyoaktif elementlerden biri de stronsiyum-90'dır. Stronsiyumun sulardan uzaklaştırılması amacıyla, bu çalışmada kızılçam (*Pinus brutia*) yaprakları üzerine stronsiyumun biyosorpsiyonu incelenmiştir. Çalışmada biyosorpsiyon denemeleri kesikli (batch) yöntemi ile gerçekleştirilmiştir. Biyosorpsiyona etki eden parametreler olarak: çalkalama süresi, pH, başlangıç Sr^{+2} konsantrasyonu, sıcaklık ve adsorban miktarı incelenmiş ve optimum koşullar belirlenmiştir: çalkalama süresi 5 dakika, pH 7, sıcaklık $50^{\circ}C$, başlangıç Sr^{+2} konsantrasyonu 150 mg.L^{-1} . Bu koşullar altında maksimum biyosorpsiyon kapasitesi $31,00 \text{ mg.g}^{-1}$ bulunmuştur. Ayrıca Sr adsorpsiyonu için izoterm modelleri (Langmuir, Freundlich ve D-R), kinetik ve termodinamik parametreler de incelenmiştir. Biyosorpsiyonun kapasitesini ve verimini arttırmak için, adsorban malzeme sodyum hidroksit (NaOH) kullanılarak modifiye edilmiştir. Modifikasyondan sonra maksimum biyosorpsiyon kapasitesi, $40^{\circ}C$ sıcaklık ve 200 mg.L^{-1} başlangıç metal iyonu konsantrasyonu için $q=63,52 \text{ mg.g}^{-1}$ 'a ulaşmıştır.

Anahtar Kelimeler: Stronsiyum, *Pinus brutia*, biyosorpsiyon, biyosorbanlar



ABSTRACT**INVESTIGATION OF STRONTIUM BIOSORPTION ON*****Pinus brutia* LEAVES**

HACDENDEN, Ahmed

MscThesis, Institute of Nuclear Sciences

Supervisor: Assoc.Prof. Dr. Ceren KÜTAHYALI ASLANI

April 2020, 48 Pages

Water is the main element for human life. Water pollution is a serious threat to the environment and human beings. The most important water pollutants and the most dangerous ones are radioactive elements. One of these radioactive elements is strontium-90. In this study, biosorption of strontium was investigated in order to remove strontium from water by *Pinus brutia* leaves. Biosorption experiments were carried out by batch method. Shaking time, pH, initial Sr^{+2} concentration, temperature and adsorbent amount were examined and optimum conditions were determined as 5 minutes shaking time, pH 7, temperature 50°C, initial Sr^{+2} concentration as 150 mg.L⁻¹. Under these conditions, the maximum biosorption capacity was found as 31.00 mg.g⁻¹. In addition, isotherm models (Langmuir, Freundlich and D-R), kinetic and thermodynamic parameters for Sr adsorption were also examined. To increase the capacity and efficiency of biosorption, the adsorbent material was modified using sodium hydroxide (NaOH). After the modification, the maximum biosorption capacity has reached $q = 63.52 \text{ mg.g}^{-1}$ for 40°C and 200 mg.L⁻¹ initial metal ion concentration.

KeyWords: Strontium, *Pinus brutia*, Biosorption, Biosorbents



ÖNSÖZ

Sulu çözeltilerden ağır metallerin uzaklaştırılması için, bitki yapraklarının da basit ve ucuz bir yöntem olarak kullanılması önerilmiştir. Bu çalışmada stronsiyumun sulu çözeltilerden giderilmesi için *pinus brutia* yapraklarının kullanılabilirliği araştırılmıştır. Biyosorpsiyona etki eden parametreler; çalkalama süresi, çözeltinin pH'ı, başlangıç stronsiyum konsantrasyonu, sıcaklık ve biyosorban miktarı incelenmiştir. Biyosorbanın alım kapasitesinin artırılması için *pinus brutia* yaprakları sodyum hidroksitle (NaOH) modifiye edilmiş ve modifikasyonun alım kapasitesi üzerindeki etkisi incelenmiştir. Elde edilen bilgiler ışığında *pinus brutia* yapraklarının stronsiyum sorpsiyonunda etkin bir malzeme olduğu ve modifikasyonun alım kapasitesini arttırdığı sonucuna varılmıştır.

İzmir

Ahmed HACDENDEN

22.04.2020



İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET.....	v
ABSTRACT	vii
ÖNSÖZ.....	ix
İÇİNDEKİLER.....	xi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	xiii
ÇİZELGELER DİZİNİ	xv
1. GİRİŞ.....	1
2.GENEL BİLGİLER.....	4
2.1 Dünya’da Nükleer Enerji ve Türkiye’nin Durumu	4
2.2 Nükleer Yakıt Çevrimi	5
2.3 Radyoaktif Atıklar ve Sınıflandırılması	6
2.4 Stronsiyum.....	7
2.4.1 Özellikleri	8
2.4.2 Stronsiyum-90.....	8
2.4.3 Stronsiyum-90 ve sağlık	8
2.5 Biyosorbanlar	9
2.5.1 Kızılçam (<i>Pinus brutia</i>)	9
2.6 Biyosorpsiyon	10
2.6.1 Biyosorpsiyona etki eden ana parametreler	11
2.6.2 Biyosorpsiyon izotermi	12
2.6.3. Biyosorpsiyonun kinetiği	16
2.6.4 Biyosorpsiyon termodinamiği.....	17
3. MATERYAL VE METOD	18
3.1 Kullanılan Kimyasallar ve Cihazlar	18
3.2 Biyosorbanın Hazırlanması	18
3.3 Deneysel Yöntem	19
3.4 İndütf Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektrometresi (ICP-OES)	20
4. BULGULAR VE TARTIŞMA	23

4.1 <i>Pinus brutia</i> Yapraklarının Karakterizasyonu	23
4.2 Biyosorpsiyona Etki Eden Parametraler	24
4.2.1 Çalkalama süresinin etkisi.....	24
4.2.2 pH etkisi	25
4.2.3 Başlangıç stronsiyum iyonu konsantrasyonunun ve sıcaklığın etkisi.....	26
4.2.4 Biyosorban miktarının etkisi	29
4.3 Optimum Koşullar	30
4.4 Biyosorpsiyon İzotermleri	31
4.5 Biyosorpsiyon Kinetiği	34
4.6 Termodinamik Özelliklerinin İncelenmesi	35
4.7 Stronsiyum biyosorpsiyonuna <i>Pinus brutia</i> yapraklarının modifikasyonunun etkisi	37
5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER.....	40
KAYNAKLAR DİZİNİ.....	42
TEŞEKKÜR	47
ÖZGEÇMİŞ.....	48

ŞEKİLLER DİZİNİ

<u>Şekil</u>	<u>Sayfa</u>
Şekil 1. 1 Dünya'daki birincil enerji talebi (2009)	3
Şekil 1. 2 Dünya'daki elektrik üretimi (2009)	3
Şekil 2. 1 Dünya'daki nükleer reaktör sayısı ve üretim kapasitesi	4
Şekil2. 2 Uranyumun fisyon reaksiyonu	5
Şekil 2. 3 Nükleer yakıt çevrimi	6
Şekil 2. 4 Stronsiyum, Selestit (SrSO ₄) Minerali	7
Şekil 2. 5 Kızılçam Yaprakları	10
Şekil 2. 6 Atık sulardan ağır metallerin biyosorpsiyon ile giderilmesi	11
Şekil 3. 1 Biyosorbanın Hazırlanması için Akış Şeması	19
Şekil 3. 2 <i>Pinus brutia</i> yapraklarından elde edilen biyosorban	19
Şekil 3. 3 RF bobini farklı plazma bölgeleri ve yük bobini üstünde bir fonksiyon olarak sıcaklık, torç oluşturan üç eşmerkezli boruyu gösteren bir ICPdüzeni şematik diyagramı	21
Şekil 3. 4 Tipik ICP-OES cihazının ana bileşenleri ve düzeni	22
Şekil 4. 1 Ham ve modifiye edilmiş <i>Pinus brutia</i> yapraklarının FTIR spektroskopisi	23
Şekil 4. 2 Çalkalama süresinin stronsiyum biyosorpsiyonuna etkisi	24
Şekil 4.3 <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda pH'nın etkisi	26
Şekil 4. 4 Stronsiyumun <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine biyosorpsiyonunda Sr konsantrasyonunun etkisi	28
Şekil 4. 5 Stronsiyumun <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine sorpsiyonunda sıcaklığın etkisi	28
Şekil 4. 6 <i>Pinus brutia</i> yaprakların üzerine, Sr biyosorpsiyonunda biyosorban miktarının etkisi	30

ŞEKİLLER DİZİNİ (devam)

<u>Sekil</u>	<u>Sayfa</u>
Şekil 4. 7 <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine, Sr biyosorpsiyonunda Langmuir izotermi.....	32
Şekil 4. 8 <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine, Sr biyosorpsiyonunda Freundlich izotermi.....	33
Şekil 4. 9 <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda D-R izotermi.....	33
Şekil 4. 10 Stronsiyumun <i>Pinus brutia</i> yaprakları ile biyosorpsiyonunda psuedo ikinci dereceden kinetik grafiği.....	35
Şekil 4. 11 <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine, Sr biyosorpsiyonunda K_d ve $1/T$ arasındaki grafik	36
Şekil 4. 12 <i>Pinus brutia</i> yaprakları modifikasyon işlemi akış şeması.....	37
Şekil 4. 13 Modifiye edilmiş <i>pinus brutia</i> yaprakları.....	38
Şekil 4. 14 Sr biyosorpsiyonunda, <i>pinus brutia</i> yapraklarının modifikasyonunun etkisi.....	39

ÇİZELGELER DİZİNİ

<u>Çizelge</u>	<u>Sayfa</u>
Çizelge 2.1 Uluslararası Atom Enerji Ajansı Tarafından Önerilen Radyoaktif Atık Sınıflandırması	7
Çizelge2.2 Serbest enerji değerleri ile adsorpsiyon mekanizması.....	16
Çizelge 4. 1 <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda çalkalama süresinin etkisi.....	24
Çizelge 4. 2 <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda pH'nın etkisi .	25
Çizelge 4. 3 <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda sıcaklığın ve stronsiyumun başlangıç derişiminin etkisi	27
Çizelge4. 4 <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda biyosorban miktarının etkisi.....	29
Çizelge 4. 5 Stronsiyumun <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine biyosorpsiyonunda optimum koşullar.....	31
Çizelge 4. 6 <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine stronsiyum biyosorpsiyonu izoterm modellerine ait katsayılar	34
Çizelge 4. 7 Psuedo ikinci derece kinetik parametreleri	35
Çizelge 4. 8 <i>Pinus brutia</i> yaprakları üzerine, Sr biyosorpsiyonunda termodinamik verileri	36
Çizelge 4. 9 Stronsiyum biyosorpsiyonuna <i>Pinus brutia</i> yapraklarının modifikasyonun etkisi	38



1. GİRİŞ

Enerji yaşamlarımız için esastır ve toplumun tüm işleyişinin temelini oluşturur. Son birkaç 10 yılda, enerji sektörü büyük ölçüde değişmiştir. Sürekli artan enerji talebi, yükselen petrol fiyatları, küresel ısınma korkusu yoğun tartışma konusudur. AB içerisinde enerji talebi yılda % 1-2 oranında artmaktadır. Enerji kullanımı %80'den fazla fosil yakıtlara (gaz, petrol ve kömür) dayanır (European Commission, 2007). Şekil 1.1 ve 1.2'de elektrik üretiminde fosil yakıtların ilk sırada yer aldığı görülmektedir.

Fosil yakıtlar Dünyanın geleceği açısından en önemli tehditlerden biridir. Toksik hava kirlenici madde ve karbon dioksit emisyonu, çevre ve hava kirliliğine, küresel ısınmaya, bitki örtüsünün bozulmasına, su kaynaklarının kirlenmesine ve ölümcül hastalıklara neden olur (Kaya, 2018; Perera, 2017).

Nükleer enerji, fisyon veya füzyon sonucu ortaya çıkan enerjidir. Fisyon, bir nötronun, ağır bir atomunun çekirdeğine çarparak yutulması sonucunda bu atomun kararsız hale gelerek daha küçük iki veya daha fazla farklı çekirdeğe bölünmesi reaksiyonudur. Füzyon ise, hafif atom çekirdeklerinin birleşerek yeni bir ağır atom çekirdeği oluşturmasıdır (TAEK, 2020). Nükleer enerji temiz, güvenilir ve rekabetçi bir enerji kaynağıdır. Fosil yakıtların kullanılması sonucu açığa çıkan karbondioksit, kükürt dioksit veya azot oksitleri üretmez. Bir gram uranyum yaklaşık bir ton kömür veya petrol kadar enerji üretir, buna karşılık nükleer atık fosil yakıt atıklarından milyon kez daha küçüktür (Comby, 2006). Ancak nükleer atık konusunun ciddi olarak ele alınması gerekmektedir. Radyoaktif atıklar, kirliliğe neden olmaması için, doğru bir şekilde bertaraf edilmelidir (Ali et al, 2015). Radyonüklitlerin sulu çözeltilerden ayrılması için birçok yöntem vardır, bunların arasında adsorpsiyon, kimyasal çöktürme membran filtrasyonu ve iyon değişimi gibi yöntemler sayılabilir (Yuşan, 2017).

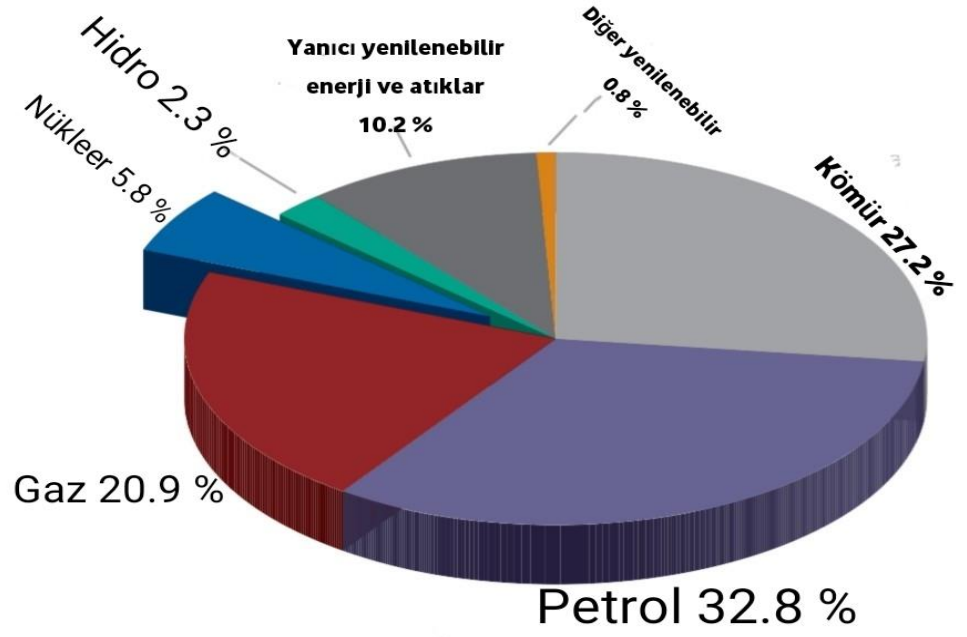
Atık sularda toksik maddelerin uzaklaştırılması için yeni teknoloji arayışı, çeşitli biyolojik malzemelerin metal bağlama kapasitelerine dayanarak biyosorpsiyona dikkat çekmiştir. Biyosorpsiyon, biyolojik malzemelerin atık sulardan ağır metalleri biriktirme yeteneği olarak tanımlanabilir. Biyosorpsiyonun avantajları olarak, düşük maliyet, yüksek verim, biyosorbanın yeniden kullanılabilirliği ve metal geri kazanma olasılığı sayılabilir (Ahalya et al, 2003).

Sulu çözeltilerden ağır metallerin giderilmesi için adsorban olarak biyokütle kullanımı ile ilgili pek çok çalışma bulunmaktadır. Mantarlar (Bano et al, 2018), patates kabukları (El-Azazy et al, 2019), portakal kabukları (Mahmoud, 2013), Ca-Aljinat biyopolimer kürecikleri (Gök vd, 2009), hint fasulye ve jojoba atıkları (Kotband Algharib, 2014), kullanılmış kahve taveleri (Hanini and Bouzidi, 2013), karahindiba kökleri (Fuks et al, 2016), çam yaprakları (Shfique et al, 2012), talaş (Atalay, 2007), bu çalışmalara örnek olarak verilebilir.

Seryum ve lantanın adsorpsiyonu için, daha önce yapılan çalışmalarda, *Pinus brutia*'nın (kızıl çam) etkili bir biyosorban olduğu gözlenmiştir (Kütahyalı vd, 2015). *Pinus brutia* ışığı seven ve hızlı büyüyen bir ağaçtır. Bu ağaç Türkiye'de en çok Akdeniz ve Ege Bölgelerinde bulunmaktadır. Boyları 5-20 m'ye ulaşabilir. Kozalak boyu 6-11 cm, parlak açık kahverengi ve topaç şeklindedir. Yaprakları iğne şeklinde uzunlukları 10-16 cm, kalın sert ve renkleri koyu yeşildir (Özman, 2019).

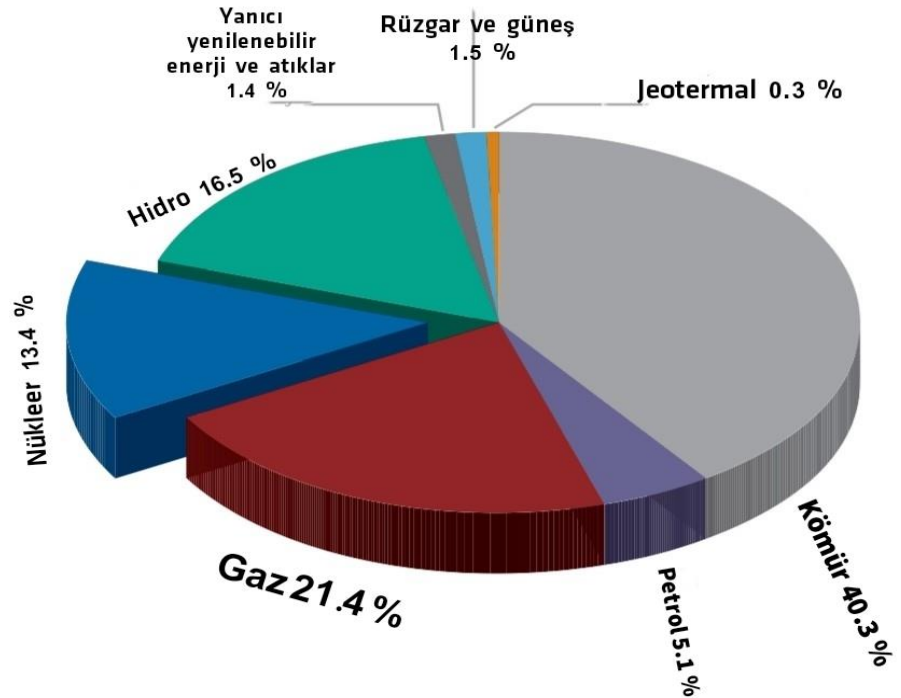
Stronsiyumun sembolü Sr, atom numarası 38, doğada dört kararlı izotoptan oluşan yumuşak gümüş grisi bir metaldir. Sr-88 doğada esas olarak selestit ve stronsiyanit olarak bulunur. Stronsiyumun 16 ana radyoaktif izotopu vardır, ancak sadece stronsiyum-90 yeterince uzun bir yarı ömre sahiptir (29 yıl), beta yayınlıdır. Sr-90 nükleer fisyon sonucunda üretilir, mobil bir elementtir ve toprak katmanlarından yer altı sularına kolayca karışabilir. Stronsiyum, vücuda girdiğinde kalsiyuma benzer şekilde davranır, kemiklerde yoğunlaşır ve sonrasında birçok ciddi sağlık risklerine neden olabilir (Human Health Fact Sheet, 2001).

Bu çalışmada toz halde kullanılan *Pinus brutia* yaprakları stronsiyumun sulu çözeltilerden giderilmesi için biyosorban olarak test edilmiştir. Biyosorpsiyona etki eden parametreler olarak; çalkalama süresi, pH, başlangıç Sr konsantrasyonu, sıcaklık ve adsorban miktarının biyosorpsiyon verimine etkisini incelenmiştir.



Şekil 1. 1 Dünya'daki birincil enerji talebi (2009)

(IAEA, Key World Energy Statistics, 2011)



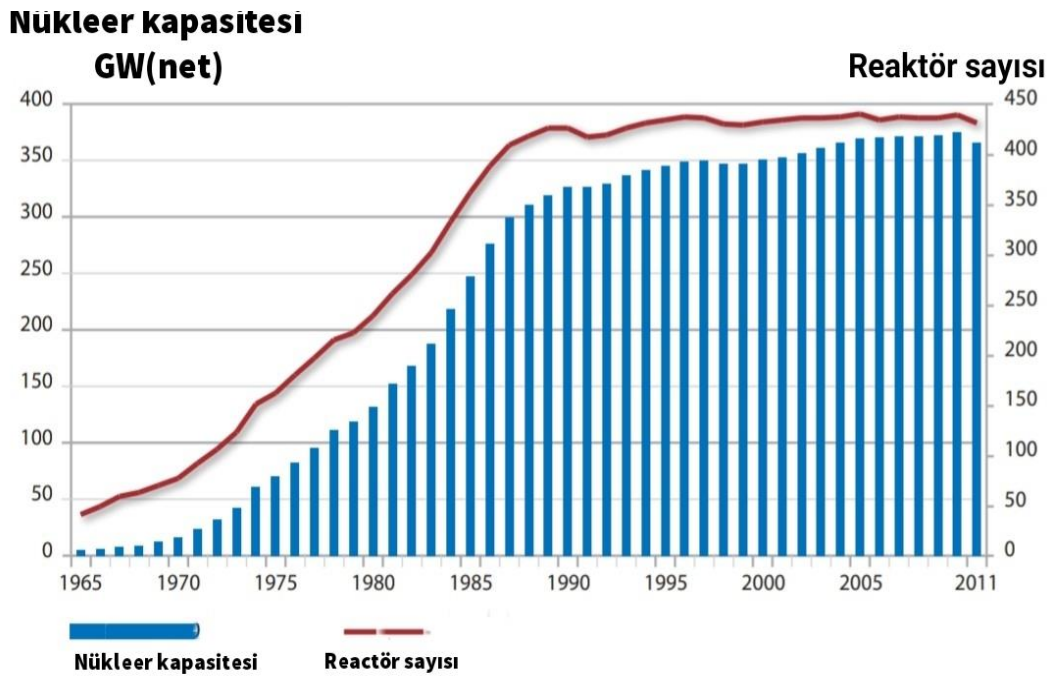
Şekil 1. 2 Dünya'daki elektrik üretimi (2009)

(IAEA, Electricity Information, 2011)

2.GENEL BİLGİLER

2.1 Dünya’da Nükleer Enerji ve Türkiye’nin Durumu

Elektrik üretiminde nükleer enerjinin kullanımı 1950’lerin sonunda başlamıştır ve 1990’a kadar hızlı bir şekilde büyümüştür. Dünya elektrik tüketiminin yaklaşık %14’ü ve OECD ülkelerinde elektriğin % 21’i nükleer enerjiden sağlanmaktadır. Nükleer enerjiyi elektrik üretmek için kullanan ilk ülkeler, eski SSCB, İngiltere, Amerika Birleşik Devletleri ve Fransa’dır. Şekil 2.1’de Dünya çapında nükleer enerji üretim kapasitesi ve işletme reaktörlerinin sayısı (1965-2011) gösterilmektedir.



Şekil 2. 1 Dünya'daki nükleer reaktör sayısı ve üretim kapasitesi (1965-2011)

(IAEA Power Reactor Information System (PRIS))

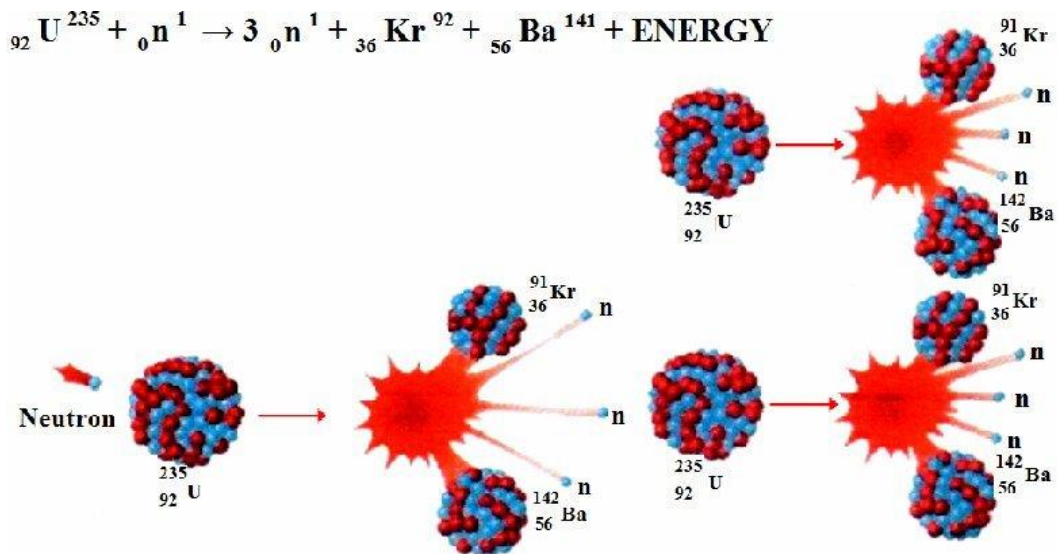
2011 yılı sonunda 30 ülkede 435 güç reaktörü faaliyette bulunmaktadır, toplam kapasite olarak yaklaşık 369 GW elektrik ve yılda 2500 TWh (veya 2,5 trilyon KWh) sağlanmaktadır. Nükleer enerji, Dünya'nın toplam birincil enerjisinin yaklaşık %6'sını ve tüm elektriğin yaklaşık %14'ünü sağlamaktadır. Tüm nükleer enerji üretiminin %80'inden fazlası OECD ülkelerinde gerçekleşmektedir (OECD/NEA, 2012).

Nükleer enerji, Türkiye'nin gelecekteki enerji stratejisinde önemli bir rol oynayacaktır. Her yıl Türkiye'nin elektrik talebi yüzde beşin üzerinde artmaktadır ve yeni nükleer enerji programı, Türkiye'nin Enerji ve Tabii Kaynaklar Bakanlığına göre 2023'e kadar ülke enerjisinin en az yüzde 10'unu sağlamayı amaçlamaktadır. 2010 yılında Türkiye ve Rusya Federasyonu, Akkuyu sahasında bir nükleer santralin yapımı ve işletilmesi için bir anlaşma imzalamıştır. Üç yıl sonra Japonya ile hükümetlerarası bir anlaşma, Karadeniz'deki Sinop bölgesinde ikinci bir nükleer enerji santrali projesi geliştirmek üzere imzalanmıştır.

2.2 Nükleer Yakıt Çevrimi

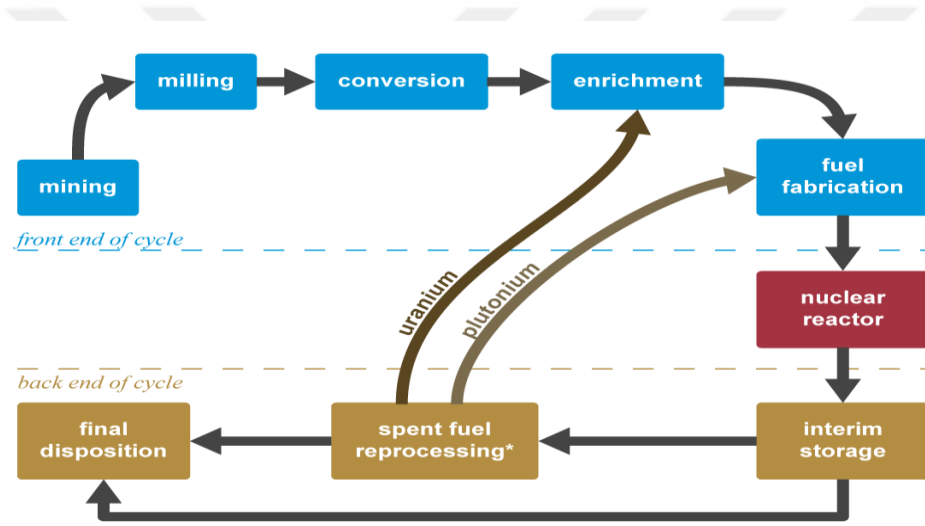
Nükleer fisyon, bir nötronun, fisyon yapabilen bir çekirdeğe çarpmasıyla meydana gelir. Çekirdek nötronu absorbe eder, kararsız hale gelir, sonra ikiye bölünür ve büyük miktarda enerji açığa çıkar. Fisyon uğrayan izotoplar arasında uranyum-235 ve plütonyum-239 bulunur. Nükleer reaktörlerin çoğu uranyum-235 kullanır.

Şekil 2.2'de Uranyum-235'in fisyonu şematik olarak gösterilmektedir. Nükleer fisyon bir zincir reaksiyonu ile sonuçlanır, çünkü bir çekirdek her bölündüğünde, daha fazla nötron açığa çıkar ve daha fazla bölünme reaksiyonu oluşur. Nükleer fisyon sırasında açığa çıkan çekirdeklerin bazıları kararlı izotoplardır, ancak çoğu kararsız ve radyoaktiftir (BordworksLtd, 2011). Nükleer santrallerde kullanılan uranyum "nükleer yakıt" olarak adlandırılır.



Şekil 2. 2 Uranyumun fisyon reaksiyonu(www.thestargaden.co.uk)

Nükleer yakıt çevrimi, nükleer güç reaktörlerinde uranyumdan elektrik üretmek için çeşitli faaliyetler içeren endüstriyel bir süreçtir. Bu çevrim, uranyum madenciliği ile başlar ve nükleer atıkların elden çıkarılmasıyla sona erer. Günümüzdeki nükleer yakıtın hammadresi uranyumdur. Elektrik üretmek için bir dizi adımla işlenmesi gerekir. Nükleer yakıt çevriminin, 'ön ucu' yani yakıtın hazırlanması ve elektrik üretmek için reaktörde çalışma sırasında yakıtın kullanıldığı hizmet süresi ve 'arka ucu' yani yeniden işleme, yeniden kullanım ve bertaraf etme de dahil olmak üzere kullanılmış nükleer yakıtın güvenli yönetimini içermektedir. Kullanılmış yakıtta yeniden işleme yapılmazsa açık yakıt çevrimi, kullanılmış yakıtın yeniden işlenmesi durumunda, kapalı yakıt çevrimi olarak adlandırılır (IAEA, 2011). Nükleer yakıt çevrimi Şekil 2.3'te gösterilmektedir.



Şekil 2. 3 Nükleer yakıt çevrimi

(IAEA, 2011)

2.3 Radyoaktif Atıklar ve Sınıflandırılması

Radyoaktif atıklar, nükleer santrallerde elektrik üretiminden, nükleer yakıt çevrimi işlemlerinden ve radyoaktif malzemenin kullanıldığı diğer faaliyetlerden açığa çıkmaktadır. Radyoaktif atıklar insan sağlığına ve çevreye potansiyel bir tehlike sunar ve ilgili riskleri kabul edilebilir seviyelere indirmek için iyi bir atık yönetimi uygulanmalıdır. Uluslararası Atom Enerji Ajansı (IAEA) tarafından radyoaktif atıklar için önerilen sınıflandırma Çizelge 2.1'de verilmiştir (IAEA, 2006).

Çizelge 2.1 Uluslararası Atom Enerji Ajansı Tarafından Önerilen Radyoaktif Atık Sınıflandırması

Atık Tipi	Tanımı
Serbest atık	Radyoaktif atık olarak düşünilemeyecek düzeyde çok az radyoaktif materyal içerir.
Düşük düzeyli atık	Aktivite düzeyleri tolere edilebilir seviyenin üstünde olan atıklardır. Korunmak amacıyla plastik eldivenler kullanılmalıdır. Zırhlamaya gerek yoktur.
Kısa ömürlü orta düzeyli atık	Araştırma ve medikal amaçlı kısa ömürlü radyonüklitleri içerir. Bozunması için birkaç yıla kadar depolanabilir. Deşarj için kontrolden muaf olan atıktır.
Uzun ömürlü orta düzeyli atık	Yarılanma süresi 30 yıldan fazla olan radyonüklitlerdir. Zırh kullanımı gerektirir.
Yüksek düzeyli atık	Yüksek konsantrasyonda hem kısa hem de uzun ömürlü radyonüklid içerir. Soğutma ve zıhlama gereklidir. Atığın bir metre kübünden 2kW'dan daha fazla ısı yayılmaktadır.

2.4 Stronsiyum

Sembölü Sr, atom numarası 38'dir. Adı İskoçya'da bir kasaba olan Strontian'dan gelmektedir. Davy tarafından 1808'de elektrolizle izole edilmiştir. Stronsiyum en çok selestit (Şekil 2.4) ve stronsiyanit olarak bulunmaktadır.



Şekil 2. 4 Stronsiyum, Selestit (SrSO₄) Minerali (www.istockphoto.com)

2.4.1 Özellikleri

- Erime noktası 777°C, kaynama noktası 1377°C
- Elektron dizilişi (Kr)5s²
- Stronsiyum kalsiyumdan daha yumuşaktır ve suda daha kuvvetli bir şekilde ayrışır
- Taze kesilmiş stronsiyum, gümüş rengi bir görünme sahiptir, ancak hızlı bir şekilde oksit oluşumuyla sarımsı bir renge döner
- İnce metal havada kendiliğinden tutuşur
- Uçucu stronsiyum tuzları alevlere güzel bir kıvılcık verir ve bu tuzlar pirotekniklerde ve işaret fişeklerinin üretiminde kullanılır.(Los Alamos National Laboratory, 2019)

Stronsiyumun doğada dört kararlı (Sr-84, Sr-86, Sr-87 ve Sr-88) ve 16 radyoaktif izotopu vardır. Bunların arasında, en önemlisi Sr-90 dır (Human Health Fact Sheet, 2001).

2.4.2 Stronsiyum-90

Stronsiyum-90, stronsiyumun radyoaktif bir izotopudur, yarı ömrü 29 yıldır. Nükleer reaktörlerde fisyon sonucu oluşur. Nükleer reaktörlerde kullanılmış yakıt çubuklarında bulunur ve atık ürün olarak kabul edilir. Tıbbi çalışmalarda ve tarımsal ürün çalışmalarında radyoaktif izleyici olarak kullanılır, aynı zamanda navigasyon, uzak hava istasyonları ve uzay araçları için işaretlerde kullanılır. Elektron tüplerinde göz hastalıklarını tedavi etmek için ve endüstriyel kalınlık göstergelerinde bir radyasyon kaynağı olarak kullanılır.

2.4.3 Stronsiyum-90 ve sağlık

Gıda ve içme suyu stronsiyum-90'a en büyük maruz kalma kaynaklarıdır. Çoğu insan tarafından alınan radyoaktif stronsiyum miktarı, radyoaktif stronsiyum ile kirlenmiş bir bölgede yetişen yiyecekleri yemedikleri sürece küçüktür. Vücutta stronsiyum kalsiyum gibi davranır ve büyük bir kısmı kemiklerde birikir. Radyoaktif stronsiyum kemiğe alındığında, kemiğin kendisi ve yakındaki yumuşak dokular zamanla radyasyondan zarar görebilir. Kemik iliği kırmızı kan hücrelerinin en önemli kaynağıdır, eğer stronsiyum-90'ın seviyesi yüksekse bu hücreler tükenir. Bazı kanser hastalarına kemik iliğinde kanser dokusunu yok etmek için radyoaktif stronsiyum (Sr-89) enjeksiyonu yapılır. Azalan kırmızı kan hücreleri sayımlarından kaynaklanan problemler arasında aşırı yorgunluğa neden olan anemi, doğru şekilde pıhtılaşmayan kan ve hastalıklara karşı savaşta direnç

azalması sayılabilir. Stronsiyum-90 kansere neden olan madde olarak kabul edilir, çünkü hücrelerdeki genetik materyale (DNA) zarar verir (Delaware Health and Social Services, 2019).

2.5 Biyosorbanlar

Sulu çözeltilerden kirleticilerin uzaklaştırılması için, biyosorbanların kullanımı üzerine çok sayıda çalışma bulunmaktadır. Geleneksel atık su arıtımında biyosorbanların kullanımı alternatif bir yöntem olarak kabul edilmiştir. Kurutulmuş bitki kökleri, çay yaprakları, zeytin çekirdekleri, soya kabuğu, pirinç kabukları, bakteriler, deniz yosunu, maya, talaş, mantarlar ve hayvan kemikleri biyosorbanlara örnek olarak verilebilir (Robalds, 2015). Bunlar oldukça seçici, verimli ve ucuz olabilir, ticari iyon değişim reçineleri ve aktivite edilmiş karbonlarla rekabet edebilirler. Biyosorbanlar hem çevresel kontrol hem de metal geri kazanım işlemlerinde potansiyel bir uygulamaya sahiptir (Wang and Chen, 2009).

2.5.1 Kızılçam (*Pinus brutia*)

Kızılçam (*Pinus brutia*) çamgiller-*pinaceae* familyasından, hızlı büyüyen, iğne yapraklı bir ağaçtır. Genel coğrafi yayılımı Doğu Akdeniz Bölgesidir. Yunanistan'ın doğusundan başlar ve Türkiye, Kıbrıs, Girit, Suriye, Lübnan, Irak ve Ürdün'e yayılır. Ancak en geniş yayılımı Türkiye'dedir. Ülkemizde Marmara, Ege ve Akdeniz Bölgelerinde ve ayrıca Karadeniz Bölgesinde bulunmaktadır. Türkiye'de neredeyse 3,5 milyon hektar kızılçam ormanı bulunmaktadır. Bu ağaçlar deniz seviyesinden 1200 metreye kadar yayılabilirler. Kızılçam ağaçlarının dalları kalın ve boyları 15-20 metredir. Genç sürgünleri kalın ve renkleri de kıızıdır, bu nedenle onlara kızılçam adı verilmiştir. Kozakları topaç biçiminde, boyları 6-11 cm ve renkleri parlak açık kahverengidir. Yapraklar ise iğne şeklinde, 10-16 cm boyunda, koyu yeşil renkte ve kalın serttir (Şekil 2.5) (agaclar.net, 2005).

Kirletici maddelerin sulu çözeltilerden uzaklaştırılması için, *Pinus brutia* ağacının yaprakları uygun bir biyosorban olarak kullanılabilir. Örneğin: Cr(III), Cr(VI), Cu (II), Zn (II) ve Cd(II) sulu çözeltilerden giderilmesi için kızılçam talaşı biyosorban olarak kullanılmıştır (Atalay, 2007). Seryum ve Lantan'ın adsorpsiyonu için çam yaprakları kullanılmıştır (Kütahyalı vd, 2015).



Şekil 2. 5 Kızılcım Yaprakları
(bitkitanitim.blogspot.com)

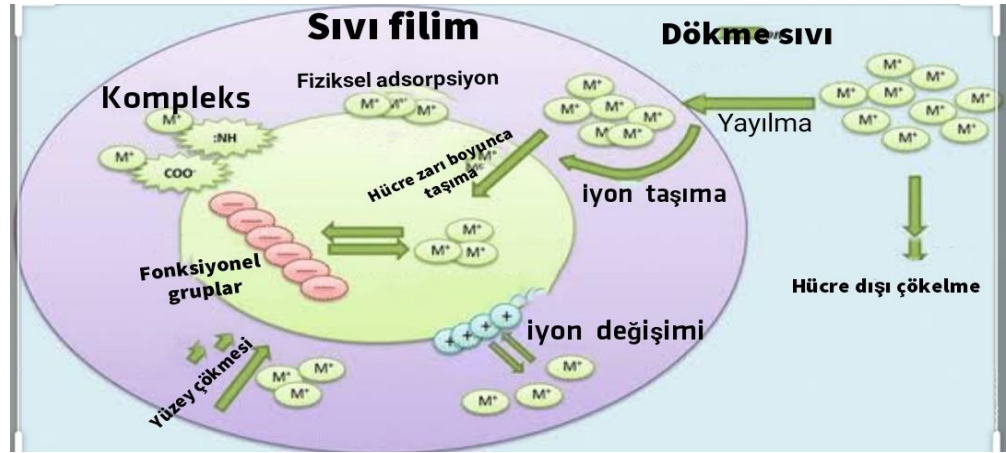
2.6 Biyosorpsiyon

➤ Biyosorpsiyon, maddelerin çözeltilerden biyolojik materyal ile uzaklaştırılmasıdır.

➤ Biyosorpsiyon terimi genellikle metal iyonlarının veya radyoaktif elementlerin ölü biyokütle ile pasif bağlanması için kullanılır (Robalds, 2015).

Biyosorpsiyon, endüstriyel faaliyetler sonucunda ortaya çıkan ağır metallerin atık sulardan uzaklaştırılmasında etkili bir tekniktir. Biyosorbanlar, nispeten düşük maliyetli ve ağır metaller için yüksek adsorpsiyon kapasiteleri nedeniyle ideal alternatifler olarak kabul edilir. Endüstriyel operasyonlardan elde edilen düşük maliyetli atık biyomateryaller, atık sulardan ağır metallerin uzaklaştırılması için biyosorban olarak başarıyla kullanılmışlardır (Zhang, 2014).

Çözünmüş ağır metallerin atık sulardan etkili bir şekilde uzaklaştırılması için uygulanan biyosorpsiyon çeşitli mekanizmalara dayanmaktadır, ancak en önemlisi fiziksel adsorpsiyon, iyon değişimi ve yüzeyde çökmedir. Bu mekanizmalar, metal katyonlarının hücre yüzeyine bağlanması ya da hücre içinde ve hücre dışı polimerler ile reaksiyona girerek çökelti içeren metal oluşumu gibi çeşitli farklı yollar içerebilir. Şekil 2.6'da sulu çözeltilerden ağır metallerin biyosorpsiyonu gösterilmektedir.



Şekil 2. 6 Atık sulardan ağır metallerin biyosorpsiyon ile giderilmesi

(Papirio et al., 2017)

2.6.1 Biyosorpsiyona etki eden ana parametreler

Adsorpsiyon süreci karmaşık bir olgudur. Sorpsiyonun performansı, bağlanma yerlerinin sayısı ile ilişkilidir ve bunlar da seçilen biyosorbanın kimyasal bileşimine bağlıdır. Adsorpsiyona etki eden çeşitli parametreler bulunmaktadır.

Temas süresi: metal sorpsiyonu genellikle hızlıdır ve kısa sürede tamamlanır. Metal iyonlarının sudaki partiküllere bağlanması hızlı kimyasal bir reaksiyon olarak kabul edilir, sadece denge süresiyle kütle transfer direncine bağlıdır. Biyosorban, metalik iyonlar ve çözelti arasında uygun bir temas süresi oluşturmak için, metal iyonunun adsorpsiyon kapasitesinin zamanın bir fonksiyonu olarak ölçülmesi gerekir. Başlangıçta adsorpsiyon daha hızlıdır ve zaman geçtikçe azalır. Bu olay biyosorbanların başlangıçta, metallerin adsorpsiyonu için daha çok adsorpsiyon bölgeleri mevcut olduğundan kaynaklanmaktadır. Yüzeydeki adsorpsiyon bölgeleri tükendikçe, alım hızı, adsorbatın dışardan adsorban partiküllerinin iç bölgelerine aktarılma hızı ile kontrol edilir (Hossain, 2013)

Çözelti pH'ı: Birçok adsorpsiyon çalışması, pH'ın metallerin biyosorpsiyonuna önemli etkisi olduğunu göstermiştir. pH'ın ana etkisi fonksiyonel grupların biyokütle üzerindeki protonlanmasıdır (Baha et al, 2019). Katyonik türlerin hücresel yüzeyde bulunan fonksiyonel gruplar için afinitesinin, çözeltinin pH'ına güçlü bir şekilde bağlı olduğu gösterilmiştir. Biyosorpsiyon kapasitesi düşük pH değerlerinde düşüktür ve optimum pH değerine ulaşıncaya kadar

pH artışı ile artar. Bununla birlikte pH yükseldikçe M(OH) oluşumu nedeniyle çökme başlar (Abdi and Kazemi, 2015).

Sıcaklık: Sıcaklık artışı, genellikle adsorbatın aktivitesini, dolayısıyla alımı arttırır. Ancak biyosorbanın fiziksel yapısına zarar verebilir (Abdi and Kazemi, 2015). Metal iyonlarının ortamdaki verimli bir şekilde uzaklaştırılması için optimum sıcaklığın araştırılması gerekmektedir.

Başlangıç metal iyonu konsantrasyonu: Başlangıç metal iyonu konsantrasyonu, metalin sulu ve katı faz arasındaki tüm kütle transfer direncinin üstesinden gelmek için önemli bir itici güç sağlar. Biyokütle tarafından adsorbe edilen metalin artan miktarı, başlangıç metal konsantrasyonu ile artacaktır. Düşük başlangıç metal konsantrasyonunda optimum metal alım yüzdesi elde edilebilir. Böylece, belirli bir biyokütle konsantrasyonunda başlangıçtaki konsantrasyondaki artışla metal alımı artar (Shamim, 2018).

Biyosorban dozu: Biyokütlenin konsantrasyonu metal alımı ile doğru orantılıdır. Hücreler arasındaki elektrostatik etkileşimin metal alımında önemli bir rol oynadığı bilinmektedir. Belirli bir dengede biyokütle, düşük hücre yoğunluklarında yüksek yoğunluklara göre daha fazla metal iyonu adsorbe eder. Daha fazla biyokütle konsantrasyonu veya daha fazla metal iyonu, metal iyonlarının bağlanma bölgelerine erişimini kısıtlar (Shamim, 2018).

2.6.2 Biyosorpsiyon izotermi

Biyosorpsiyon dengesi ile ilgili çalışmalar, uygun adsorbanın seçiminde en önemli kriterlerden biri olan adsorbanın afinitesini veya kapasitesini değerlendirmek için gerekli temel bilgiler sağlar. Bu arada bir adsorpsiyon sisteminin denge davranışı, adsorpsiyon kinetiğinin matematiksel modellenmesi sırasında önemli bir ön koşuldur. Çeşitli denge izotermelerinin ve uygulamalarının açık bir şekilde incelenmesi literatürde bulunmaktadır. Adsorban ile adsorbat yeterince uzun zaman temas ettiğinde, adsorbe edilen madde miktarı ile çözeltide kalan miktar arasında denge gelişecektir. Denge koşulları altındaki herhangi bir sistem için, adsorbe edilen malzeme miktarı, kütle dengesi kullanılarak hesaplanabilir:

$$q = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (1)$$

q : Biyosorbanın birim kütlesi başına adsorplanan metal miktarı (mg.g^{-1}),
 C_0 : Çözeltideki başlangıç metal iyonu konsantrasyonu (mg.L^{-1}),
 C_e : Dengedeki metal iyonu konsantrasyonu (mg.L^{-1}),
 V : Çözelti hacmi (L),
 m : Madde miktarı (g)'dir

Langmuir izotermi:

Langmuir izotermi, adsorpsiyon ve desorpsiyon (dinamik denge) oranlarını dengeleyerek yüzey kapsamını açıklar. Adsorpsiyon, adsorban yüzeyinin açık olan fraksiyonu ile orantılıyken, desorpsiyon kaplanan adsorban yüzeyinin fraksiyonu ile orantılıdır (Ayawei et al, 2017).

Langmuir adsorpsiyon izoterm modeli kantitatif olarak adsorbanın yüzeyinde tek tabakalı adsorpsiyonun oluşumunu açıklar ve bu tek tabaka oluştuğundan başka adsorpsiyon gerçekleşmez. Böylece Langmuir İzotermi, metal iyonlarının katı ve sıvı fazlar arasındaki denge dağılımını temsil eder (Ali et al, 2016). Langmuir İzotermi için eşitlik şu şekildedir:

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (2)$$

Denklemin doğrusal şekli ise:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad (3)$$

Burada;

C_e : Adsorbatın denge konsantrasyonu (mg.L^{-1}),
 q_e : Dengedeki 1 g adsorban başına adsorbe edilen metal miktarı (mg.g^{-1}),
 q_m : Maksimum biyosorpsiyon kapasitesi (mg.g^{-1}),
 K_L : Langmuir izoterm sabiti (L.mg^{-1})

R_L ; aşağıdaki ilişki ile ifade edilen, ayırma faktörü veya denge parametresi adı verilen, Langmuir izoterm modelinin önemli bir parametresidir:

$$R_L = \frac{1}{1 + b C_0} \quad (4)$$

Burada;

C_0 : Başlangıç konsantrasyonu,

b: Lagmuir sabiti ($L \cdot mg^{-1}$),

R_L : parametresi boyutsuz bir sabittir, adsorban ve adsorbat arasındaki ilgiyi tahmin etmek için kullanılır.

- $0 < R_L < 1$ Adsorpsiyon uygundur.
- $R_L > 1$ Adsorpsiyon uygun değildir.
- $R_L = 1$ Adsorpsiyonun doğrusallığını ifade eder.
- $R_L = 0$ Adsorpsiyon tersinmezdir

Freundlich İzotermi:

Freundlich adsorpsiyon izotermi (Freundlich, 1906) tek tabakalı bir oluşum ile sınırlı değildir. Bu ampirik model, adsorpsiyon ısısının ve afinitelerin heterojen yüzey üzerindeki homojen olmayan dağılımı ile çok tabakalı adsorpsiyon için uygulanabilir. Freundlich İzotermi heterojen adsorpsiyon sistemlerinde özellikle organik bileşikler veya oldukça etkileşimli türler için yaygın olarak kullanılır. Eğim aralıkları 0-1 arasındadır ve adsorpsiyon yoğunluğunun veya yüzey heterojenliğinin bir ölçüsüdür ve değeri sınıra yaklaştıkça daha heterojen haline gelir. (Hossain, 2013).

Bu izoterm modeli aşağıdaki denklemlerle tanımlanmıştır:

$$q_e = K_f C_e^{\frac{1}{n}} \quad (5)$$

Burada;

q_e : Dengedeki 1 g adsorban başına adsorbe edilen metal miktarı ($mg \cdot g^{-1}$),

C_e : Dengedeki adsorbatın konsantrasyonu ($mg \cdot L^{-1}$)

Freundlich modelinin lineer formu $\log q_e$ 'ye $\log C_e$ 'nin grafiğini çizerek doğrusal bir ilişki verir:

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad (6)$$

K_f sabiti (Freundlich kapasite faktörü) adsorpsiyon kapasitesinin yaklaşık bir göstergesidir. $1/n$ ise Freundlich yoğunluk parametresidir (Ali et al, 2016).

Dubinin- Radushkevich (D-R) İzotermi

Dubinin-Radushkevich izotermi, gazların katı yüzeye adsorpsiyonu için ampirik bir model olarak tasarlanmıştır. Katı ve sıvı heterojen sistemlerin

adsorpsiyonu için başarıyla uygulanmıştır. Bu model Langmuir'den daha genel kabul edilir, çünkü türetilmesinde homojen yüzey ve sabit sorpsiyon potansiyeli varsayılmaz (Batoool et al, 2018).

Bu model, adsorpsiyonun bir gözenek doldurma mekanizmasını izlediği yarı ampirik bir denklemdir. Fiziksel adsorpsiyon süreçleri geçerli olan Van Der Waals kuvvetlerini içeren çok katmanlı bir karakter olduğunu varsayar, gaz ve buharların mikro gözenekli sorbentlere adsorpsiyonunu niteliksel olarak tanımlayan temel bir denklemdir. Genellikle metal iyonlarının fiziksel ve kimyasal adsorpsiyonu arasında ayırım yapmak için uygulanır. Dubinin-Radushkevich izotermine ayrıt edici bir özelliği, sıcaklığa bağlı olmasıdır (Ayawei et al, 2017).

D-R izoterm modelinin doğrusal formu aşağıdaki denklem ile ifade edilir.

$$\ln X = \ln X_m - K\varepsilon^2 \quad (7)$$

Burada;

X: Adsorbanın birim kütlesi başına adsorbe edilen madde miktarı (mol.g⁻¹).

X_m: Maksimum adsorpsiyon kapasitesi (mol.g⁻¹).

K: adsorpsiyonun ortalama serbest enerjisi (E) ile ilişkili sabit,

ε: Polanyi potansiyelidir.

Polanyi potansiyeli aşağıdaki eşitlikle ifade edilir:

$$\varepsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right) \quad (8)$$

T: Mutlak sıcaklık (K),

R: İdeal gaz sabiti (8,314Jmol⁻¹K⁻¹),

C: Dengedeki adsorbat konsantrasyonudur (mg.L⁻¹).

Ortalama sorpsiyon enerjisi aşağıda verilen eşitliğinden hesaplanabilir:

$$E = (-2K)^{-\frac{1}{2}} \quad (9)$$

Adsorpsiyonun mekanizması E değerlerine göre belirlenebilir (Çizelge 2.2) (Kaçan, 2011)

Çizelge2.2 Serbest enerji değerleri ile adsorpsiyon mekanizması

E (kJ.mol ⁻¹)	Adsorpsiyon mekanizması
E<8	Fiziksel
8<E<16	Kimyasal
E> 16	Partikül difüzyonu

2.6.3. Biyosorpsiyonun kinetiği

Gözenekli bir katı üzerindeki adsorpsiyonun tanımlanması sadece denge davranışı değildir, aynı zamanda kütle transferi olaylarıdır. Prensipten olarak, adsorpsiyon kinetiği birkaç proses ile belirlenebilir:

- Partikülü çevreleyen bir sıvı sınır tabakası yoluyla moleküllerin parçacık fazından parçacığın dış yüzeyine transferi (harici kütle transferi).
- Gözeneklerdeki sıvıda moleküllerin difüzyonu (gözenek difüzyonu).
- Önceden adsorbe edilmiş moleküllerin gözeneklerin yüzeyi boyunca difüzyonu (yüzey difüzyonu)
- Adsorpsiyon ve desorpsiyonun prensipleri

Bu işlemlerden biri veya birkaçı diğerlerinden daha yavaş olabilir ve bu durumda yavaş olan basamak toplam adsorpsiyon hızını belirlerler (Kouyoumdjiv, 1992).

Kinetik oranlarına etkileyen faktörleri anlamak için, kimyasal proseslerin oranları araştırılmalıdır. Kimyasal kinetiğin incelenmesi, kimyasal reaksiyonun hızını etkileyen koşulların dikkatle izlenmesini içerir, bu nedenle makul bir sürede dengeye ulaşmak için yardımcı olur. Bu tür çalışmalar, nihai adsorbat-adsorban kompleksinin oluşumuna giden olası adsorpsiyon mekanizması ve farklı geçiş durumları hakkında bilgi verir ve etkileşimleri tanımlamak için uygun matematiksel modellerin geliştirilmesine yardımcı olur (Gupta and Bhattacharyya, 2011).

Kinetik inceleme, adsorpsiyon mekanizması hakkında önemli bilgiler verir. Bu, endüstriyel ölçekli batch prosesi için optimum çalışma koşullarının elde edilmesine yardımcı olur. Kinetik verilerin iyi bir korelasyonu, metal iyonunun katı fazdaki biyosorpsiyon mekanizmasını açıklar. Lagergren pseudo birinci derece modeli:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_1 t}{2.303} \quad (10)$$

denklemleri ile temsil edilir.

Burada q_e ve q_t (mg.g^{-1}) sırasıyla dengede ve t zamanında adsorbe edilen metal miktarlarıdır.

K_1 (min^{-1}): pseudo birinci dereceden hız sabitidir.

q_e ve hız sabiti, $\log(q_e - q_t)$ grafiğinin t zamanına karşı eğiminden ve kesişiminden hesaplanabilir.

Pseudo ikinci dereceden hız denklemleri, hız sınırlama adımının kimyasal adsorpsiyondan kaynaklanabileceğini varsayar. Bu modele göre metal katyonları, adsorban yüzeyi üzerindeki iki bağlanma yerine bağlanabilir. Denklem aşağıda gösterildiği gibi ifade edilebilir:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 K_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (11)$$

K_2 ($\text{g.mg}^{-1}\text{min}^{-1}$): pseudo ikinci dereceden adsorpsiyonun hız sabitidir. Adsorpsiyon kinetiği pseudo ikinci dereceden modeline uyuyorsa, t/q_t 'ye karşı t 'nin doğrusal bir grafiği gözlemlenebilir (Anzeze et al, 2014).

2.6.4 Biyosorpsiyon termodinamiği

Biyosorpsiyon prosesi için serbest enerjideki (ΔG°), entalpi (ΔH°) ve entropi (ΔS°) gibi termodinamik parametreleri aşağıdaki denklemleri kullanılarak değerlendirilmiştir.

$$\ln K_d = \frac{\Delta S^\circ}{R} - \frac{\Delta H^\circ}{RT} \quad (12)$$

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_d \quad (13)$$

Burada;

K_d : Dağılma sabiti.

R: Gaz sabiti ($R = 8.314 \text{ J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$).

T: Mutlak sıcaklıktır (K).

ΔH° ve ΔS° değerleri, sırasıyla $\ln K_d$ 'nin $1/T$ 'ye karşı van't Hoff grafiğinin eğiminden ve kesişmesinden hesaplanabilir (Alpat et al, 2010).

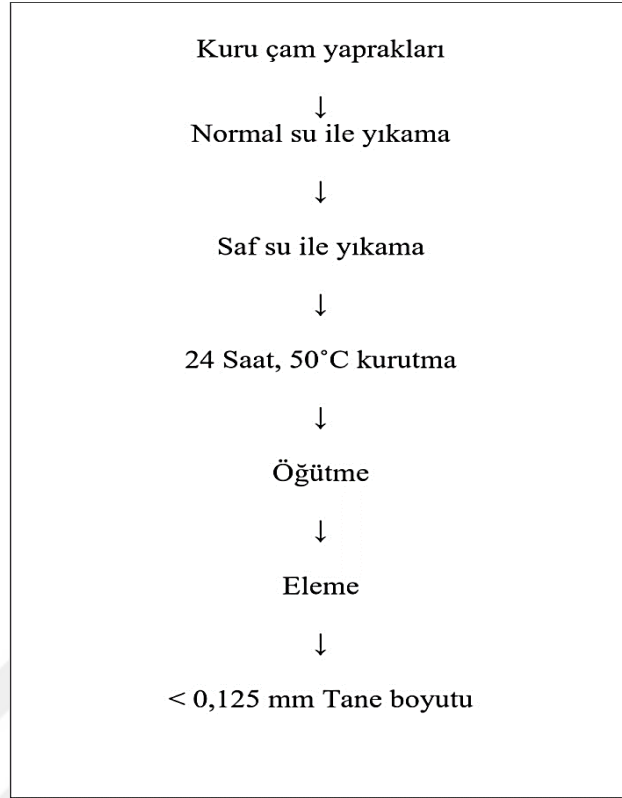
3. MATERYAL VE METOD

3.1 Kullanılan Kimyasallar ve Cihazlar

- Stronsiyum Nitrat $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$, Merck
- Sodyum Hidroksit NaOH, Merck
- Amonyak, NH_3 , Merck
- Nitrik Asit, HNO_3 , Merck
- Metrohm 645 pHMetre
- Sıcaklık kontrollü termostatlı çalkalayıcı, GFL 1086
- İndüktif eşleşmiş plazma optik emisyon spektrometresi (ICP-OES, Optima 2000 DV, Perkin Elmer)
- FTIR Cihazı (Perkin Elmer Marka Spectrum One Model FTIR spektrometresi)
- Etüv

3.2 Biyosorbanın Hazırlanması

Çalışmada sulu çözeltilerden stronsiyumun uzaklaştırılmasında biyosorban olarak *Pinus brutia* (kızılçam) yaprakları kullanılmıştır. Ege Üniversitesi Kampüsü alanındaki ağaçlardan toplanan *Pinus brutia* yaprakları, kirliliklerden arınana kadar yıkanmış ve ardından 50°C'de 24 saat boyunca etüvde kurutma işlemi uygulanmıştır. Kuruyan *Pinus brutia* yaprakları öğütülerek <0,125 mm tane boyutuna elenmiştir. Akış şeması Şekil 3.1'de verilmiştir. Şekil 3.2'de elde edilen biyosorban gösterilmektedir.



Şekil 3. 1 Biyosorbanın Hazırlanması için Akış Şeması



Şekil 3. 2 *Pinus brutia* yapraklarından elde edilen biyosorban

3.3 Deneysel Yöntem

Çalışmada, stronsiyum nitrat çözeltisi $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$, 1000 mg.L^{-1} ana stok çözelti olarak hazırlanmıştır. İstenilen konsantrasyonlarda çözeltiler bu ana stok çözeltilerden seyreltilerek hazırlanmıştır. Adsorpsiyon denemelerinde kesikli (Batch) yöntem kullanılmıştır. Çözelti pH'ı amonyak (NH_3) ve nitrik asit (HNO_3)

kullanılarak ayarlanmış ve ölçümler Metrohm 645 pH metre cihazı ile yapılmıştır. Cam tüplerde 0,01 g biyosorban üzerine 10 mL stronsiyum çözeltisi eklenerek sıcaklık kontrollü termostatlı çalkalayıcıda sorpsiyon denemeleri gerçekleştirilmiştir. Çalkalama işlemi sonrasında örnekler süzülerek çözeltide kalan stronsiyum miktarı ICP-OES cihazı kullanılarak saptanmıştır. Biyosorpsiyona etki eden parametreler çalkalama süresi, çözelti pH'ı, sıcaklık, başlangıç Sr konsantrasyonu ve biyosorban miktarı incelenmiş ve optimum koşullar belirlenmiştir. Optimum koşulların belirlenmesinde kullanılan alım kapasitesi (q), alım verimi ve dağılım katsayısı (K_d) değerleri aşağıdaki eşitlikler ile hesaplanmıştır:

$$q = \frac{(C_i - C_e) \times V}{m} (\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}) \quad (14)$$

$$\% \text{ Verim} = \frac{(C_i - C_e) \times 100}{C_i} \quad (15)$$

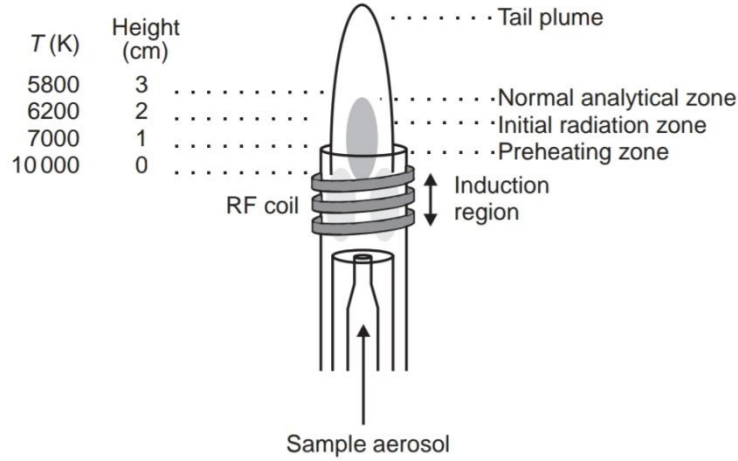
$$K_d = \frac{C_i - C_e}{C_e} \times \left(\frac{V}{m}\right) (\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}) \quad (16)$$

Burada; C_i başlangıç metal konsantrasyonu ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), C_e dengedeki metal konsantrasyonu ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), V toplam hacim (mL) ve m biyosorban miktarı (g)'dir.

3.4 İndüktif Eşleşmiş Plazma Optik Emisyon Spektrometresi (ICP-OES)

ICP-OES eser element analizinde kullanılan en etkin analitik cihazlardan biridir. Bu teknik RF deşarjında uyarılmış olan atom ve iyonlardan fotonların kendiliğinden yayılmasına dayanmaktadır. Sıvı ve gaz numuneleri doğrudan cihaza enjekte edilebilirken, katı numuneler genellikle ekstraksiyon veya asit bozundurma gerektirir, böylece analitler bir çözelti içinde bulunur. Numune çözeltisi bir aerosole dönüştürülür ve plazmanın merkezi kanalına yönlendirilir. Özünde, indüktif olarak bağlanmış plazma (ICP) yaklaşık 10000 K sıcaklığına sahiptir ve böylece aerosol hızla buharlaşır. Analit elementleri gaz halindeki serbest atomlar olarak serbest bırakılır. Plazmada daha fazla çarpışma uyarımı, atomlara ek enerji verir ve onları uyarılmış hale getirir. Hem atomik hem de iyonik uyarılmış durum türleri, daha sonra bir foton emisyonu yoluyla temel duruma geçebilir. Bu fotonlar her bir atom veya iyon türü için nicelleştirilmiş enerji seviyesi yapısı ile belirlenen karakteristik enerjilere sahiptir. Toplam foton sayısı, numunedeki kaynak elementin konsantrasyonu ile doğru orantılıdır. Şekil 3.3'te gösterildiği gibi, ICP torç genellikle üç eş merkezli kaynaşık silika

tüpün bir araya getirilmesidir. ICP şu şekilde üretilir yük bobinine tipik olarak 700-1500 W olan RF gücü uygulanır ve alternatif akım, bobin içinde, RF jeneratörün frekansına karşılık gelen bir hızda salınır.

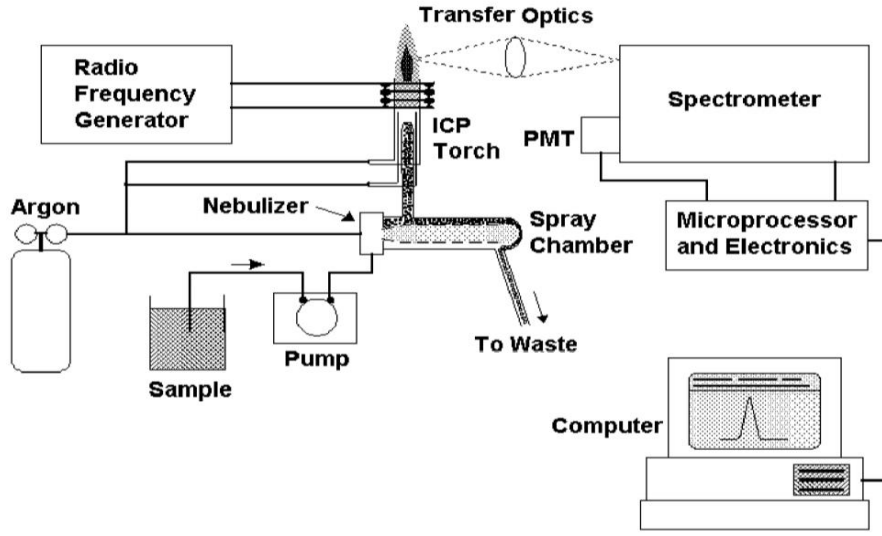


Şekil 3. 3 RF bobini farklı plazma bölgeleri ve yük bobini üstünde bir fonksiyon olarak sıcaklık, torç oluşturan üç eşmerkezli boruyu gösteren bir ICP düzeni şematik diyagramı (Kumar,2013)

Bir ICP-OES ile ilişkili enstrümantasyon sistemi nispeten basittir. Fotonların bir kısmı ICP tarafından yayılan bir mercekle veya içbükey bir ayna ile toplanır. Bu odaklama optiği, dalga boyu seçim cihazının giriş açıklığından monokromatör gibi ICP'nin bir görüntüsünü oluşturur. Monokromatörden çıkan ışığın belirli dalga boyu, bir foto dedektör ile bir elektrik sinyaline dönüştürülür. Sinyal dedektör elektroniği tarafından güçlendirilir ve işlenir, ardından görüntülenir ve kişisel bir bilgisayar tarafından saklanır. ICP-OES uygulamalarının çoğunda plazma gazı olarak argon kullanılır. ICP-OES cihazının avantajları aşağıdaki şekilde sıralanabilir;

- Yüksek sıcaklık (6000-8000 K),
- Yüksek elektron yoğunluğu ($10^{14}-10^{16} \text{cm}^{-3}$),
- Birçok element için kayda değer iyonizasyon derecesi,
- Eş zamanlı çok elementli kapasite (P ve S dahil 70'in üzerinde element),
- Düşük artortam emisyonu ve nispeten düşük kimyasal madde girişimi,
- Çoğu elementi için mükemmel deteksiyon limiti ($0.1-300 \mu\text{gL}^{-1}$),
- Geniş doğrusal dinamik aralık (LDR) (dört ile altı büyüklük derecesi),
- Refrakter elementlere uygulanabilir ve uygun maliyetli analizler (Hou et al, 2016).

Şekil 3.4 tipik bir ICP-OES cihazının yerleşiminin bir temsilini göstermektedir.

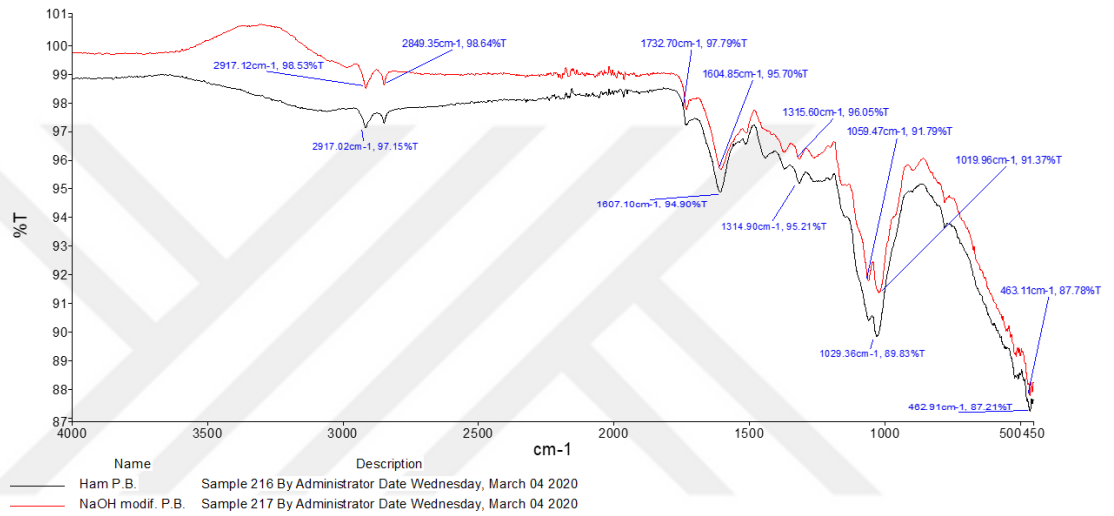


Şekil 3. 4 Tipik ICP-OES cihazının ana bileşenleri ve düzeni (Kumar, 2013)

4. BULGULAR VE TARTIŞMA

4.1 *Pinus brutia* Yapraklarının Karakterizasyonu

Ham ve sodyum hidroksitle (NaOH) ile modifiye edilmiş *Pinus brutia* yapraklarının karakterizasyon çalışmaları FTIR analizi uygulanarak yapılmıştır. FTIR spektroskopisi biyosorbanların kimyasal yapılarının ve yüzey gruplarının incelenmesinde sıkça kullanılan bir yöntemdir. Şekil 4.1'de ham ve modifiye edilmiş *Pinus brutia* yapraklarının FTIR spektroskopisi verilmiştir.



Şekil 4. 1Ham ve modifiye edilmiş *Pinus brutia* yapraklarının FTIR spektroskopisi

FTIR analizinin sonucunda ham *Pinus brutia* yapraklarının spektroskopisinde gözlenen 2917 cm^{-1} bandı C-H gerilmesine, 1607 cm^{-1} 'de C=C gerilmesine ve 1314 cm^{-1} bandı ise O-H bükülmesine karşılık gelmektedir. Sodyum hidroksit ile modifiye edilmiş *Pinus brutia* yapraklarında ise ham yapraklar ile aynı yapıya sahip olmasının yanı sıra 2849 cm^{-1} bandında C-H gerilmesi, 1732 cm^{-1} bandında C-O gerilmesi ve 1059 cm^{-1} bandında ise C-O gerilmesi gözlenmiştir. Sodyum hidroksitle modifiye edilmiş *pinus brutia* yapraklarına ait pikler ise parmak izi bölgesine karşılık gelmesi nedeni ile FTIR spektroskopisinde görülmemektedir (Merck, 2020).

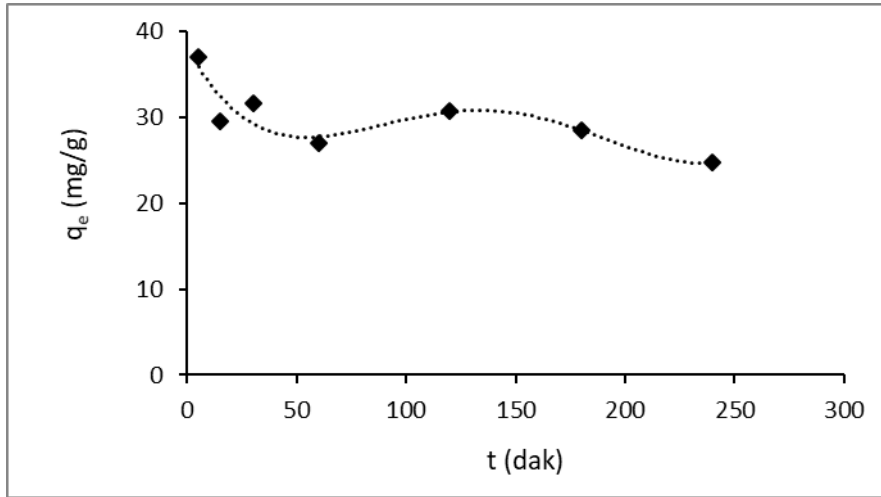
4.2 Biyosorpsiyona Etki Eden Parametraler

4.2.1 Çalkalama süresinin etkisi

Sorpsiyon deneyleri tasarlanırken zaman önemli bir faktördür. Bu nedenle çalkalama süresinin metal iyonlarının biyosorpsiyonu üzerindeki etkisi 5-240 dakika arasında değişen değerlerde incelenmiştir. Denemelerde biyosorpsiyonu etkileyen diğer parametreler; adsorban miktarı 0,01 g, başlangıç Sr konsantrasyonu 100 mg.L⁻¹, sıcaklık 30°C ve pH7 olarak sabit tutulmuştur.Çalkalama süresinin biyosorpsiyona etkisi Çizelge 4.1’de listelenmiş, Şekil 4.2’de grafik ile gösterilmiştir.

Çizelge4. 1*Pinus brutia* yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda çalkalama süresinin etkisi

Süre (dk.)	q (mg.g ⁻¹)	K _d (mL.g ⁻¹)	Verim (%)
5	37,06	569,89	36,72
15	29,58	398,24	28,40
30	31,60	454,17	32,30
60	27,03	361,48	27,23
120	30,78	432,53	30,75
180	28,48	403,75	31,36
240	24,92	324,02	25,15



Şekil 4. 2 Çalkalama süresinin stronsiyum biyosorpsiyonuna etkisi

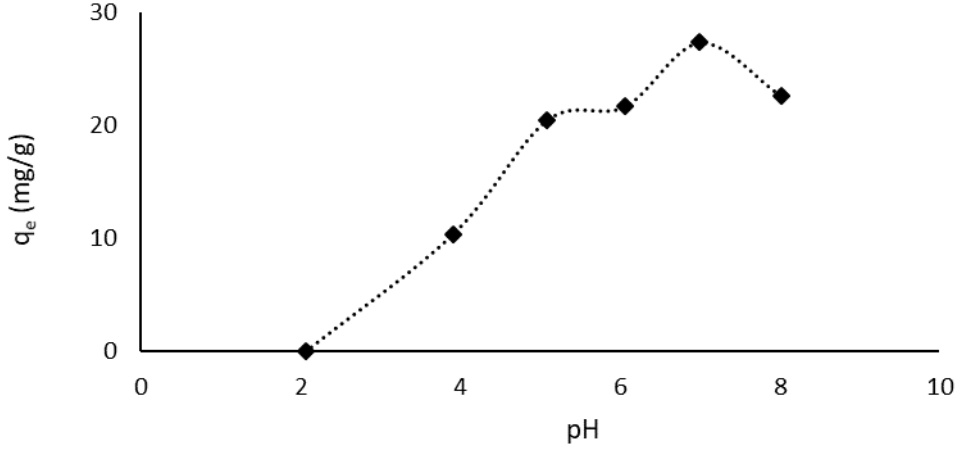
Şekil4.2’de görüldüğü gibi stronsiyumun *Pinus brutia* yaprakları üzerine biyosorpsiyonunda alım kapasitesinin 5 dakika çalkalama süresinde maksimuma ulaştığı ve sonrasında azalarak dengeye geldiği görülmektedir. Bu durum, başlangıçta biyosorban üzerindeki büyük miktarda bağlanma bölgelerinin varlığı ve doygunluğa ulaşması ile ilişkilendirilmektedir. Optimum çalkalama süresi 5 dakika olarak kabul edilmiş olup, diğer parametre incelemeleri bu süre kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

4.2.2 pH etkisi

pH değeri, metal iyonlarının sulu çözeltilerden sorpsiyonunu etkileyen en önemli parametrelerden biridir. *Pinus brutia* yaprakları kullanılarak Sr iyonlarının biyosorpsiyonuna pH’nın etkisi 2-8 aralığında değişen değerlerde incelenmiştir. Gerçekleştirilen denemelerde çalkalama süresi 5 dakika, sıcaklık 30°C, adsorban miktarı 0,01g ve başlangıç Sr konsantrasyonu 100 mg.L⁻¹olarak kullanılmıştır. Çizelge 4.2’de ve Şekil 4.3’de sonuçları gösterilmektedir.

Çizelge4. 2 *Pinus brutia* yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda pH'nın etkisi

pH	q (mg.g ⁻¹)	K _d (mL.g ⁻¹)	Verim (%)
2	0	0	0
4	10,42	121,19	11,19
5	20,51	271,65	21,98
6	21,71	289,90	22,61
7	27,35	362,74	27,32
8	22,58	307,83	24,21



Şekil 4.3 *Pinus brutia* yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda pH'nın etkisi

Şekil 4.3'te görüldüğü üzere stronsiyumun *Pinus brutia* yaprakları üzerine sorpsiyonunda pH 7'ye kadar alım kapasitesinde artış ve pH 7'den sonra ise düşüş gözlenmiştir. Bu durum, düşük pH değerlerinde, hidrojen (H⁺) iyonlarının hareketliliğinin metal iyonlarından daha yüksek olması ve metal iyonlarını sorpsiyonundan önce aktif bölgelerle reaksiyona girmesi nedeniyle, alım kapasitesinde azalmayasebep olduğu düşünülmektedir (Hossain, 2013).

4.2.3 Başlangıç stronsiyum iyonu konsantrasyonunun ve sıcaklığın etkisi

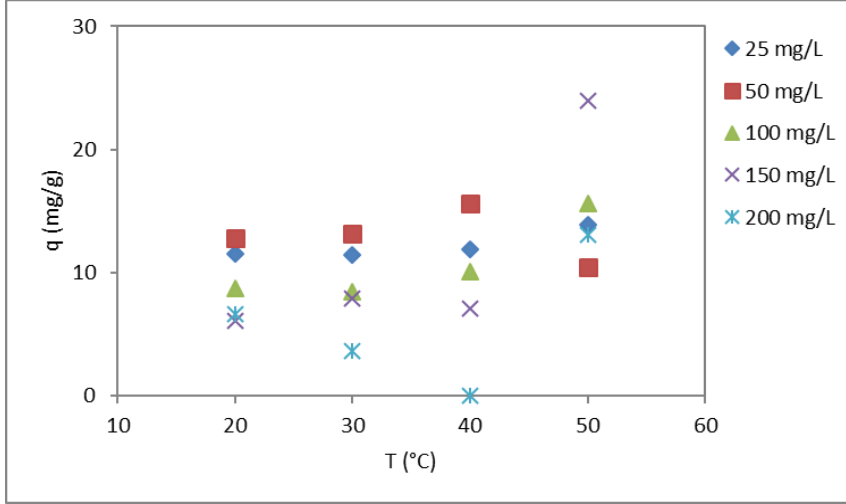
Stronsiyumun *Pinus brutia* yaprakları üzerindeki sorpsiyonunda sıcaklık ve başlangıç Sr iyonu konsantrasyonunun etkisini incelemek amacıyla başlangıç stronsiyum konsantrasyonu 25-200 mg.L⁻¹ aralığında, sıcaklık ise 30-50°C arasında değişen değerlerde denemeler gerçekleştirilmiştir. Gerçekleştirilen denemelerde sorpsiyonu etkileyen diğer parametreler (pH 7, çalkalama süresi 5 dakika ve adsorban miktarı 0,01 g) sabit tutulmuştur. Elde edilen sonuçlar Çizelge 4.3'te verilmiştir. *Pinus brutia* yaprakları üzerine stronsiyum sorpsiyonunda başlangıç Sr konsantrasyonunun etkisi Şekil 4.4'te, sıcaklığın etkisi ise Şekil 4.5'te gösterilmektedir.

Çizelge4. 3 *Pinus brutia* yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda sıcaklığın ve stronsiyumun başlangıç derişiminin etkisi

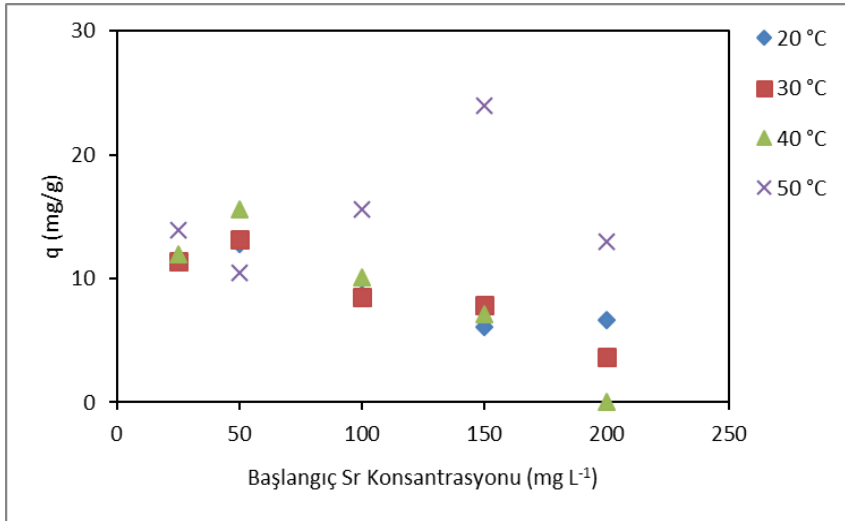
Sıcaklık (°C)	Başlangıç Srkonsantrasyonu (mg.L ⁻¹)	q (mg.g ⁻¹)	K _d (mL.g ⁻¹)	Verim (%)
20	25	11,48	776,05	45,35
20	50	12,80	353,83	26,30
20	100	8,70	109,61	10,39
20	150	6,07	45,80	4,57
20	200	6,61	40,21	4,12
30	25	11,43	727,64	42,01
30	50	13,17	376,57	28,70
30	100	8,46	105,72	9,55
30	150	7,89	60,19	5,66
30	200	3,62	21,63	2,20
40	25	11,91	800,28	45,05
40	50	15,62	481,41	33,89
40	100	10,05	128,90	11,92
40	150	7,10	54,08	5,42
40	200	0,00	0,00	0,00
50	25	13,86	1046,46	51,07
50	50	10,43	272,66	22,06
50	100	15,62	215,49	18,10
50	150	23,99	210,82	18,06
50	200	13,02	82,63	8,04

Şekil 4.4 ve Şekil 4.5'ten anlaşılacağı gibi, başlangıç stronsiyum konsantrasyonundaki ve sıcaklıktaki artışla alım kapasitesinin arttığı görülmektedir. Bu durum, artan başlangıç metal iyonu konsantrasyonunun sulu ve katı fazlar arasındaki metal iyonlarının kütle aktarım direncinin üstesinden gelmek için önemli bir itici güç sağlaması ile açıklanabilmekte ve böylece sorpsiyon kapasitesini arttırması ile ilişkilendirilmektedir (Mohamed et al, 2016). Alım kapasitesinin sıcaklıkla artışı iki faktöre bağlanabilir, bunlardan biri, biyosorban üzerinde biyosorpsiyon için mevcut olan aktif yüzey alanlarının sayısında bir artıştır, değeri ise, biyosorbanı çevreleyen sınır tabakasının kalınlığında sıcaklıkla azalma ve sınır tabakasındaki metalin kütle transfer direnci üzerindeki olumlu etkisidir (Alpat et al, 2010).

Gerçekleştirilen denemeler ile elde edilen sonuçlar karşılaştırıldığında alım kapasitesinin 150 mg.L^{-1} başlangıç Sr konsantrasyonunda ve 50°C sıcaklık değerinde maksimum değere ulaştığını görülmüştür. Optimum başlangıç Sr^{+2} konsantrasyonu 150mg.L^{-1} ve optimum sıcaklık 50°C olarak belirlenmiştir.



Şekil 4. 4 Stronsiyumun *Pinus brutia* yaprakları üzerine biyosorpsiyonunda Sr konsantrasyonunun etkisi



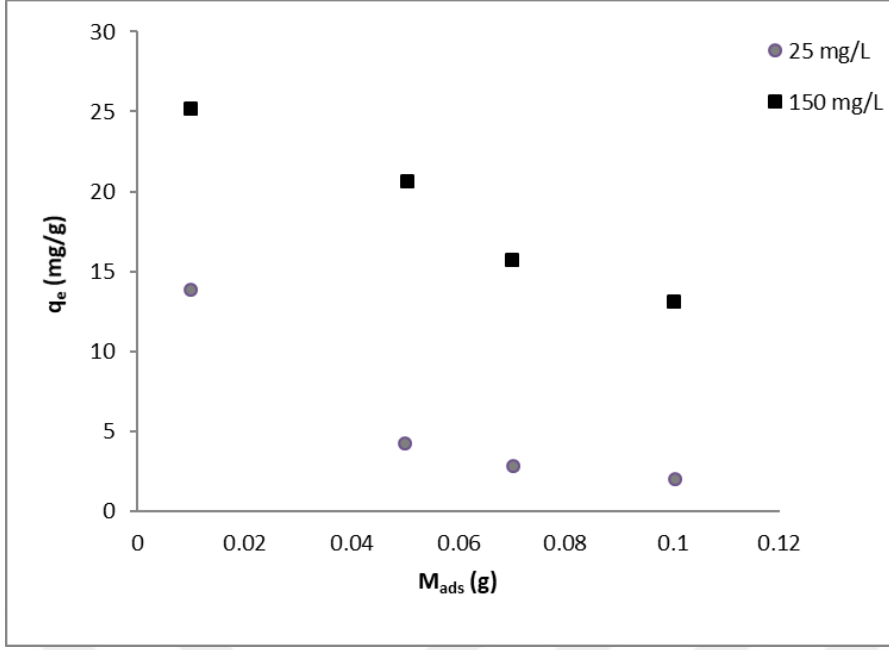
Şekil 4. 5 Stronsiyumun *Pinus brutia* yaprakları üzerine sorpsiyonunda sıcaklığın etkisi

4.2.4 Biyosorban miktarının etkisi

Biyosorban miktarı bir elementin belirli bir konsantrasyonu için alım kapasitesini belirlemesi nedeniyle biyosorpsiyon çalışmalarında oldukça önemlidir. Biyosorban miktarının etkisi diğer parametreler sabit tutularak (çalkalama süresi 5 dakika, pH 7, sıcaklık 50°C, başlangıç Sr konsantrasyonu düşük ve yüksek konsantrasyonlardaki etkinliğini incelemek amacı ile 25 ve 150 mg.L⁻¹) incelenmiştir. Sonuçlar Çizelge 4.4 ve Şekil 4.6'da gösterilmektedir.

Çizelge 4. 4*Pinus brutia* yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda biyosorban miktarının etkisi

C_i (mg.L ⁻¹)	Biyosorban Miktarı (g)	q (mg.g ⁻¹)	K_d (mL.g ⁻¹)	Verim (%)
25	0,01	13,87	1046,46	51,07
25	0,05	4,22	1133,26	84,97
25	0,07	2,81	550,51	79,42
25	0,1	2,03	458,83	82,16
150	0,01	25,20	221,42	18,06
150	0,05	20,61	258,92	56,61
150	0,07	15,75	214,07	59,92
150	0,1	13,10	249,47	71,38



Şekil 4. *Pinus brutia* yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda biyosorban miktarının etkisi

Elde edilen bilgiler ışığında, 25 mg.L⁻¹ ve 150 mg.L⁻¹ başlangıç stronsiyum konsantrasyonlarında 0,01 g biyosorban kullanıldığında alım kapasitesinin maksimum değere ulaştığı görülmektedir. Biyosorban miktarı alım kapasitesinde gözlenen düşüş aşağıdaki şekilde açıklanabilir:

Malzeme yüzeyinde metal iyonları için mevcut olan etkili alanların oranı, daha az miktarda biyosorban malzeme kullanıldığında daha yüksektir. Bu nedenle biyosorban madde miktarındaki artışla, bu alanlar ve metal iyonu arasında madde katmanları oluşur. Böylece alım kapasitesi azalmaktadır.

Biyosorban madde miktarındaki artışla alım verimi artışı şu şekilde açıklanabilir:

Mteallerin adsorpsiyon etkinliği, adsorbab dozundaki artışla artmaktadır. Bu, adsorpsiyon reaksiyonları sırasında adsorpsiyon bölgelerinin doymamış kaldığını, adsorpsiyon bölgesi için mevcut bölge sayısının adsorban dozunu artırarak arttığını ortaya çıkmaktadır. (Desta, 2013).

Optimum biyosorban miktarı olarak 0,01 g belirlenmiştir.

4.3 Optimum Koşullar

Stronsiyumun *Pinus brutia* üzerine biyosorpsiyonu incelemeleri sonucu elde edilen optimum koşullar Çizelge 4.5'te verilmiştir.

Çizelge4. 5 Stronsiyumun *Pinus brutia* yaprakları üzerine biyosorpsiyonunda optimum koşullar

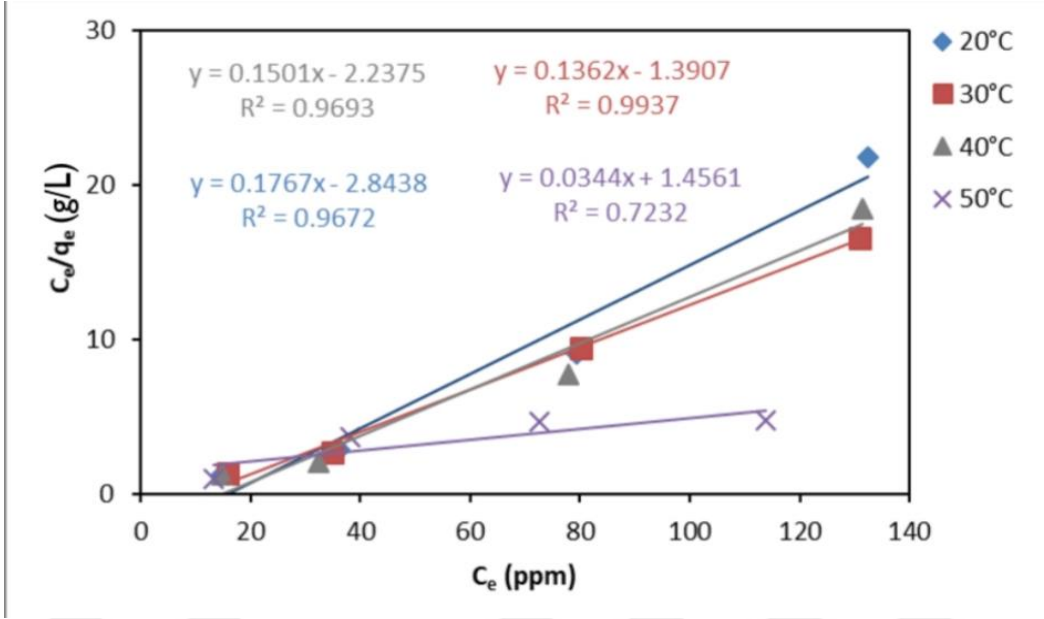
Çalkalama Süresi (dk.)	5
pH	7
Başlangıç Sr Konsantrasyonu (mg.L ⁻¹)	150
Sıcaklık (°C)	50
Biyosorban Miktarı (g)	0,01

Optimum koşullarda yapılan denemelerin sonucunda alım kapasitesi 31,1±0,1 mg.g⁻¹ bulunmuştur.

4.4 Biyosorpsiyon İzotermi

Sorpsiyon izotermi, proses dengeye ulaştığında sorpsiyon moleküllerinin sıvı faz ile katı faz arasında nasıl dağıldığını göstermektedir. İzoterm verilerinin farklı izoterm modellerine uygulanarak analizi, tasarım amaçları için kullanılabilir uygun modeli bulmak için önemli bir adımdır (Ertugay and Malkoc, 2014). Sorpsiyon süreçlerinin tasarımını optimize etmek için, denge eğrilerine en uygun korelasyonun oluşturulması önemlidir (Nethaji et al, 2012). Bu çalışmada Langmuir, Freundlich ve Dubinin-Radushkevich izoterm modelleri incelenmiştir. Elde edilen sonuçlar ışığında izoterm modellerine ait hesaplanan katsayılar Çizelge 4.6'da verilmektedir. Langmuir izoterimine ait grafik Şekil 4.7'de gösterilmektedir.

Çizelge 4.6'daki verilere göre 20, 30 ve 40°C'de b Langmuir sabitleri negatiftir. Bu fiziksel olarak olanaksızdır. R_L için incelediğimizde; 20, 30 ve 40°C'de hesaplanan R_L değerleri $0 < R_L < 1$ aralığında değildir. 50°C'de ise R_L değerleri $0 < R_L < 1$ aralığındadır ve adsorpsiyon uygundur. Sonuç olarak, *Pinus brutia* yaprakları üzerine Sr adsorpsiyonunda 20-40°C'deki sıcaklıklarda adsorpsiyon Langmuir İzoterm modeline uygun değildir. Ancak, 50°C'de gerçekleştirilen denemelerin sonuçlarına göre, stronsiyumun *Pinus brutia* yaprakları üzerine sorpsiyonun homojen bir yapıda olduğu ve tek tabakada gerçekleştiği sonucuna varılmıştır.

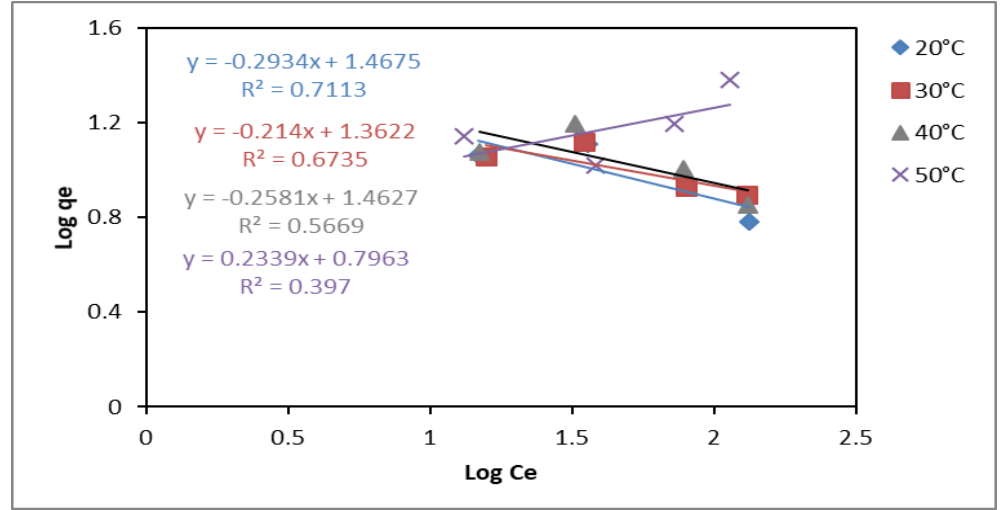


Şekil 4. *Pinus brutia* yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda Langmuir izotermi

Freundlich izotermine ait “n” katsayısı yüzey heterojenliği ile ilgili olup sahip olduğu değerlere göre üç ayrı şekilde ifade edilmektedir:

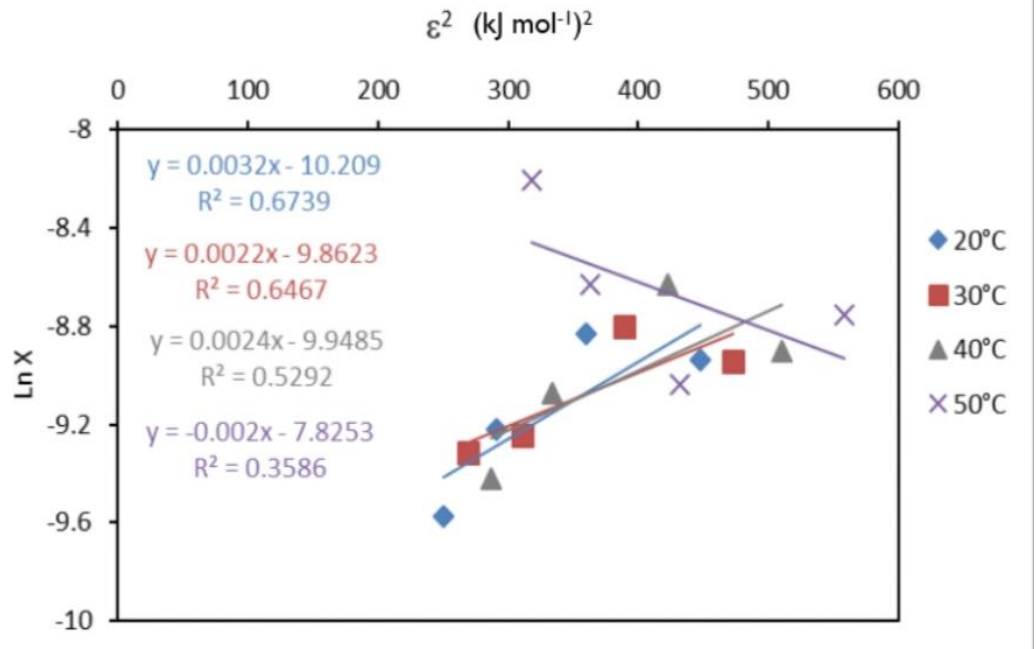
- $0 < 1/n < 1 \rightarrow$ sorpsiyon olumludur,
- $1/n = 1 \rightarrow$ sorpsiyon homojendir ve adsorbe edilen türler arasında etkileşim yoktur.
- $1/n > 1 \rightarrow$ sorpsiyon olumsuzdur (Ertugay ve Malkoc, 2014).

Stronsiyumun *Pinus brutia* üzerine sorpsiyonuna ait Freundlich İzotermi Şekil 4.8’de verilmiştir. Grafiğin eğiminden ve kesim noktasından elde edilen değer ile hesaplanan katsayılar Çizelge 4.6’da listelenmiştir. Çizelge 4.6’dan da görüldüğü üzere 50°C’de $0 < 1/n=0,23 < 1$ aralığında olup biyosorpsiyon olumludur. Ancak 50°C’ye kadar olan sıcaklıklar negatif eğim ve negatif katsayılarından dolayı Freundlich izotermine uygun değildir. 50°C’de eğim ve katsayılar pozitif olmasına karşın, düşük R² değeri nedeniyle adsorpsiyon sistemi çok tabakalı adsorpsiyon için uygun değildir.



Şekil 4. 8 *Pinus brutia* yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda Freundlich izotermi

Stronsiyumun *Pinus brutia* yaprakları üzerine sorpsiyonuna ait D-R izotermi Şekil 4.9'da verilmiştir. D-R izotermine ait veriler incelendiğinde, 50°C'de hesaplanan ortalama sorpsiyon enerjisi değeri $E = 15,81 \text{ kJ.mol}^{-1}$ olduğu için sorpsiyon prosesinde baskın mekanizma kimyasal adsorpsiyondur.



Şekil 4. 9 *Pinus brutia* yaprakları üzerine Sr biyosorpsiyonunda D-R izotermi

Çizelge4. 6 *Pinus brutia* yaprakları üzerine stronsiyum biyosorpsiyonu izoterm modellerine ait katsayılar

Langmuir izotermi	Sıcaklık (°C)	n_m (mg.g ⁻¹)	b (L.mg ⁻¹)	R^2
	20	5,66	-0,062	0,97
	30	7,34	-0,098	0,99
	40	6,66	-0,010	0,07
	50	29,07	0,024	0,72
Freundlich izotermi	Sıcaklık (°C)	K_f (mg.g ⁻¹)	n	R^2
	20	29,34	-3,41	0,71
	30	23,03	-4,67	0,67
	40	29,02	-3,87	0,57
	50	6,26	4,28	0,4
D-R izotermi	Sıcaklık (°C)	q_m (mg/g)	E (kJ.mol ⁻¹)	R^2
	20	-	-	0,67
	30	-	-	0,65
	40	-	-	0,53
	50	95,2	15,81	0,36

4.5 Biyosorpsiyon Kinetiği

Biyosorpsiyon kinetiği, stronsiyum iyonlarının biyosorban olarak *Pinus brutia* yaprakları kullanılarak aşağıdaki verilen pseudo ikinci derece denklemini kullanılarak incelenmiştir:

$$\frac{t}{qt} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (16)$$

Burada;

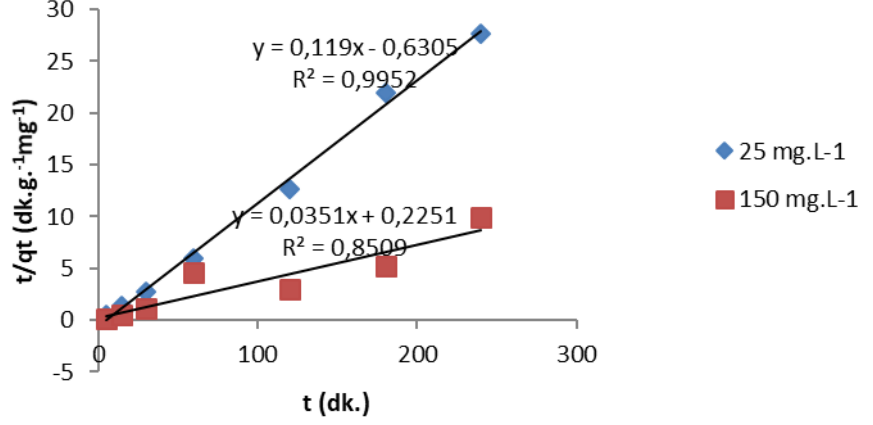
q_e (mg.g⁻¹): dengedeki metal miktarı

q_t (mg.g⁻¹): t zamanında biyosorbe edilen metal miktarı

K_2 (g.mg⁻¹.dk⁻¹): pseudo-ikinci derece hız sabitidir.

Bu amaçla, başlangıç Sr konsantrasyonu düşük ve yüksek konsantrasyonlardaki etkinliğini incelemek amacı ile 25 mg.L⁻¹ ve 150 mg.L⁻¹, pH 7, sıcaklık 50°C, biyosorban miktarı 0,01 g olarak sabit tutulmuş olup kinetik incelemeleri 5-240 dakika aralığında gerçekleştirilmiştir. Pseudo ikinci derece kinetik grafiği Şekil 4.10'da verilmiştir. t'ye karşılık t/q_t grafiği çizilerek elde

edilen grafiğin eğim ve kesim noktalarından hesaplanan q_e ve K_2 değerleri Çizelge 4. 7’de listelenmiştir.



Şekil 4. 10 Stronsiyumun *Pinus brutia* yaprakları ile biyosorpsiyonunda pseudo ikinci dereceden kinetik grafiği

Çizelge4. 7 Psuedo ikinci derece kinetik parametreleri

C_0 (mg.L ⁻¹)	q_e (mg.g ⁻¹)	K_2 (g.mg ⁻¹ .dk ⁻¹)	R^2
25	8,4034	-0,0225	0,995
150	28,5714	0,0054	0,850

Sahip olduğu yüksek nispeten yüksek R^2 değeri (0,850) ile stronsiyumun (150 mg/L) *Pinus brutia* yaprakları üzerine sorpsiyonunun pseudo ikinci derecede hız denklem modeline uygun olduğu sonucuna varılmıştır.

4.6 Termodinamik Özelliklerinin İncelenmesi

Bir prosesin istemliliği termodinamik parametreler ile (entalpi değişimi ΔH° , serbest enerji değişimi ΔG° ve entropi değişiklik ΔS° gibi) belirlenebilir. İstemli olan proses artan sıcaklıkla birlikte ΔG° ve ΔH° değerlerinde bir azalma gösterecektir. Termodinamik parametreler aşağıdaki denklemlere göre hesaplanmıştır (Achmad et al, 2012):

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (17)$$

$$\ln K_d = \frac{\Delta S^\circ}{R} - \frac{\Delta H^\circ}{RT} \quad (18)$$

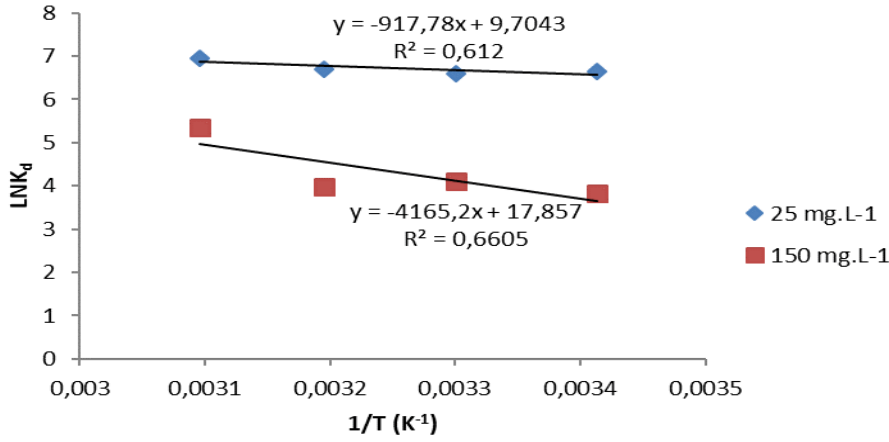
Burada;

K_d : Dağılıma sabiti

R: Evrensel gaz sabiti ($8,314 \text{ J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$)

T: Sıcaklık (K)

Çalışmada, *Pinus brutia* yaprakları ile stronsiyum biyosorpsiyonun termodinamik özellikleri standart entalpi değişimi (ΔH_{ads}^o), standart entropi değişimi (ΔS_{ads}^o) ve Gibbs standart serbest enerji değişimi (ΔG_{ads}^o) gibi termodinamik veriler kullanılarak incelenmiştir. Sonuçlar Şekil 4.11 ve Çizelge 4.8’de gösterilmektedir.



Şekil 4. 11 *Pinus brutia* yaprakları üzerine, Sr biyosorpsiyonunda K_d ve $1/T$ arasındaki grafik

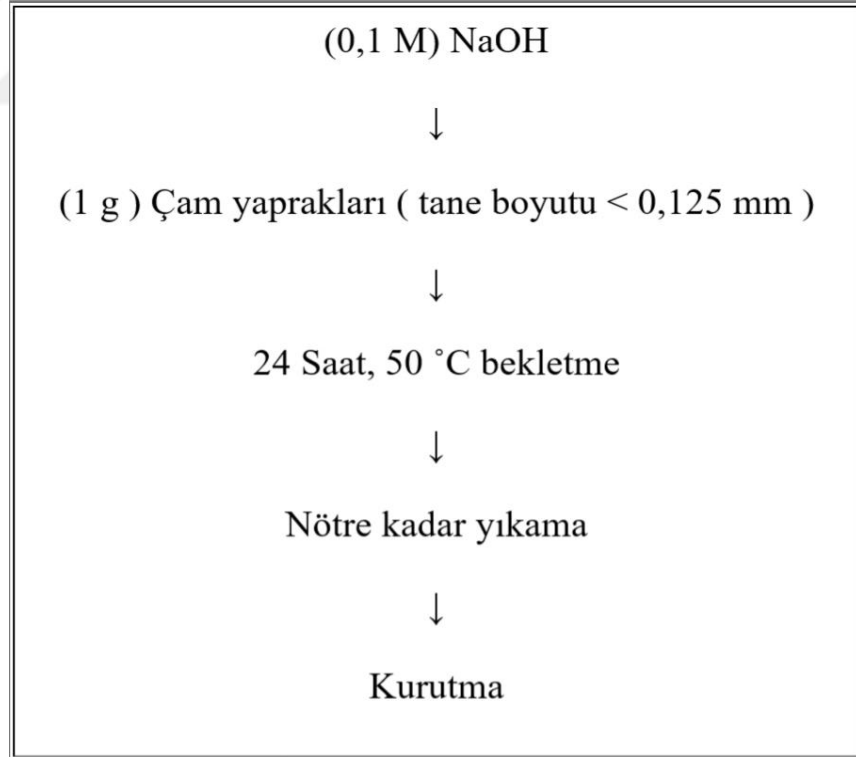
Elde edilen sonuçlara göre, ΔH^o 'ın pozitif değerleri sorpsiyon reaksiyonunun endotermik olduğunu, ΔS^o 'nin pozitif değerleri sorpsiyon sistemindeki katı/sıvı arayüzeyindeki düzensizliğin sorpsiyon prosesi boyunca arttığını göstermektedir. ΔG^o 'nin negatif değerleri *Pinus brutia* yaprakları üzerinde gerçekleşen sorpsiyonun kendiliğinden gerçekleştiğini belirtmektedir (He et al, 2010).

Çizelge 4. 8 *Pinus brutia* yaprakları üzerine, Sr biyosorpsiyonunda termodinamik verileri

Başlangıç Sr^{+2} konsantrasyonu (mg.L^{-1})	ΔH^o (kJ.mol^{-1})	ΔS^o ($\text{J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$)	ΔG^o (KJ/mol)			
			293°K	303°K	313°K	323°K
25	7,630	0,0807	-16,009	-16,816	-17,623	-18,430
150	34,628	0,148	-8,855	-10,339	-11,823	-13,307

4.7 Stronsiyum biyosorpsiyonuna *Pinus brutia* yapraklarının modifikasyonunun etkisi

Pinus brutia yapraklarının alım kapasitesinin artırılması amacı ile sodyum hidroksitle (NaOH) modifikasyon işlemi gerçekleştirilmiştir. *Pinus brutia* yapraklarına uygulanan modifikasyon işlemi akış şeması Şekil 4.12’de gösterilmiştir. Modifiye edilmiş biyosorbanın görseli Şekil 4.13’te verilmiştir. Modifikasyon işleminin stronsiyum biyosorpsiyonu üzerindeki etkisini inceleme amacı ile gerçekleştirilen denemelerde koşullar; 5 dakika çalkalama süresi, pH 7, adsorban miktarı 0,01 g, 20-50°C sıcaklık aralığı ve 25-200 mg.L⁻¹başlangıç Sr⁺² konsantrasyonu olarak belirlenmiştir. Çizelge 4.9 ve Şekil 4.14’te Sr biyosorpsiyonunda modifikasyon işleminin etkisine ait sonuçlar verilmiştir.



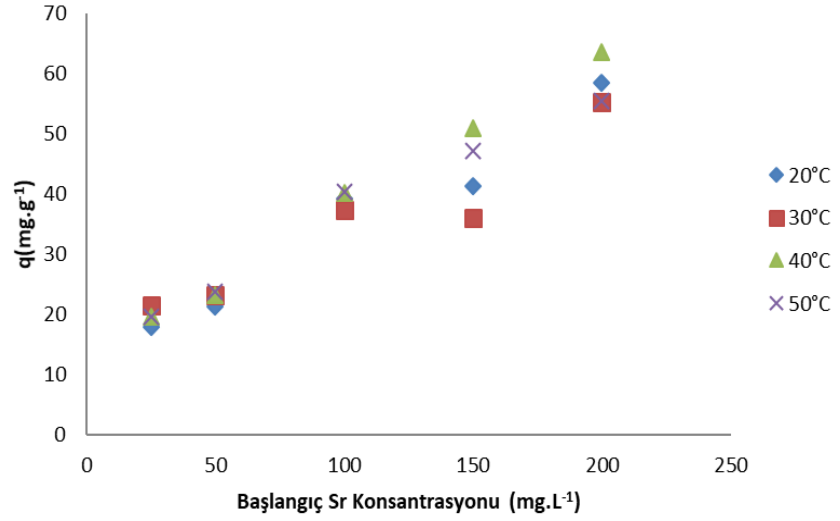
Şekil 4. 12 *Pinus brutia* yaprakları modifikasyon işlemi akış şeması



Şekil 4. 13 Modifiye edilmiş *Pinus brutia* yaprakları

Çizelge4. 9 Stronsiyum biyosorpsiyonuna *Pinus brutia* yapraklarının modifikasyonun etkisi

Sıcaklık (°C)	Sr ⁺² konsantrasyonu (mg.L ⁻¹)	q (mg.g ⁻¹)	K _d (mL.g ⁻¹)	Verim (%)
20	25	17,98	2994,88	75,30
20	50	21,39	1017,58	51,59
20	100	39,26	675,53	41,15
20	150	41,39	411,20	30,044
20	200	58,49	416,99	30,38
30	25	21,41	7784,25	88,68
30	50	23,17	1185,65	54,98
30	100	37,37	619,07	38,89
30	150	36,03	338,22	25,96
30	200	55,19	380,08	27,93
40	25	19,65	4549,23	82,23
40	50	23,11	1158,88	54,07
40	100	40,10	687,65	40,96
40	150	50,86	555,20	36,33
40	200	63,52	467,91	32,62
50	25	19,54	4355,75	81,54
50	50	23,78	1254,58	56,34
50	100	40,29	698,24	41,58
50	150	47,21	487,27	32,66
50	200	55,41	3,997	28,44



Şekil 4. 14 Sr biyosorpsiyonunda, *Pinus brutia* yapraklarının modifikasyonunun etkisi

Stronsiyumun ham *Pinus brutia* yaprakları üzerine biyosorpsiyonunda optimum koşullarda gerçekleştirilen denemeler sonucu maksimum alım verimi 31mg.g^{-1} olarak hesaplanmıştır. *Pinus brutia* yapraklarına uygulanan modifikasyon işlemi sonrasında, optimum koşullarda gerçekleştirilen denemeler sonucu alım kapasitesi $47,21\text{ mg.g}^{-1}$ olarak hesaplanmıştır. NaOH ile modifiye edilmiş *pinus brutia* yapraklarının stronsiyum biyosorpsiyonunda alım kapasitesinde artış gözlenmiş olup, 200 mg.L^{-1} başlangıç metal iyonu konsantrasyonu ve 40°C için $63,52\text{ mg.g}^{-1}$ olarak hesaplanmıştır.

5. SONUÇLAR VE ÖNERİLER

Bu çalışmada, stronsiyumun *Pinus brutia* yaprakları üzerine biyosorpsiyonu incelenmiştir. Biyosorpsiyonu etkileyen çalkalama süresi, pH, başlangıç Sr konsantrasyonu, sıcaklık ve biyosorban miktarı kesikli (batch) yöntem ile incelenmiştir.

Yapılan denemeler sonucunda optimum koşullar; 5 dakika çalkalama süresi, pH= 7, sıcaklık 50°C, 150 mg.L⁻¹ başlangıç Sr konsantrasyonu ve 0,01 g biyosorban miktarı olarak belirlenmiştir. Optimum koşullarda gerçekleştirilen denemeler sonucu maksimum alım kapasitesi 31 mg.g⁻¹ olarak hesaplanmıştır. Alım kapasitesini arttırmak amacı ile *Pinus brutia* yapraklarına sodyum hidroksit (NaOH) ile modifikasyon işlemi uygulanmış olup modifikasyonun biyosorpsiyon üzerine etkisi yapılan denemeler ile incelenmiştir. Ham *Pinus brutia* ve NaOH ile modifiye edilmiş *Pinus brutia* yapraklarının stronsiyum biyosorpsiyonunda alım kapasitesinin modifikasyon işlemi sonucunda arttığı gözlenmiş ve optimum koşullarda alım kapasitesi 47,21 mg.g⁻¹ iken maksimum alım kapasitesi 63,52mg.g⁻¹ olarak hesaplanmıştır. Çalışma sonucu elde edilen yüksek alım kapasitesi değeri ile NaOH ile modifiye edilmiş *Pinus brutia* yapraklarının stronsiyum sorpsiyonu için etkin bir biyosorban olduğu sonucuna varılmıştır.

Çalışmada, biyosorpsiyon kinetiğinin belirlenmesi amacı ile Psuedo ikinci dereceden hız denklemi kullanılmıştır. Sorpsiyon kinetiği hem düşük (25 mg.L⁻¹) hem de yüksek konsantrasyon (150 mg.L⁻¹)'da denemeler gerçekleştirerek incelenmiştir. Denklem kullanılarak t'ye karşı t/q_t'nin çiziminden elde edilen düz doğrular psuedo-ikinci dereceden hız denkleminin stronsiyumun *Pinus brutia* üzerine biyosorpsiyonunu iyi bir şekilde tanımladığını göstermektedir. Sahip olduğu nispeten yüksek R² değeri (0,850) ile stronsiyumun (150 mg/L) *Pinus brutia* yaprakları üzerine sorpsiyonunun psuedo ikinci derecede hız denklem modeline uygun olduğu sonucuna varılmıştır.

Biyosorpsiyon prosesinin karakterizasyonu Langmuir, Freundlich ve D-R izotermleri kullanılarak 25-150 mg.L⁻¹ aralığında incelenmiştir. 20, 30 ve 40°C'de b Langmuir sabitleri negatiftir. Bu fiziksel olarak olanaksızdır. R_L için incelediğimizde; 20, 30 ve 40°C'de hesaplanan R_L değerleri 0 <R_L<1 aralığında değildir. 50°C'de ise R_L değerleri 0 <R_L<1 aralığındadır ve adsorpsiyon uygundur.

Sonuç olarak, *Pinus brutia* yaprakları üzerine Sr adsorpsiyonunda 20-40°C'deki sıcaklıklarda adsorpsiyon Langmuir İzoterm modeline uygun değildir. Ancak, 50°C'de gerçekleştirilen denemelerin sonuçlarına göre, stronsiyumun *Pinus brutia* yaprakları üzerine sorpsiyonun homojen bir yapıda olduğu ve tek tabakada gerçekleştiği sonucuna varılmıştır.

Termodinamik özellikler standart entalpi değişimi (ΔH°), standart entropi değişimi (ΔS°) ve Gibbs serbest enerji değişimi (ΔG°) değerleri hesaplanarak belirlenmiştir. Yapılan incelemeler sonucunda ΔH° 'ın pozitif değerleri biyosorpsiyon prosesinin endotermik olduğunu, ΔS° 'nin pozitif değerleri sorpsiyon sistemindeki katı/sıvı ara yüzeyindeki düzensizliğin biyosorpsiyon prosesi boyunca arttığını göstermektedir. ΔG° 'nin negatif değerleri *Pinus brutia* yaprakları üzerinde gerçekleşen sorpsiyonun kendiliğinden gerçekleştiğini ifade etmektedir.

Termodinamik incelemeler sonucu elde edilen veriler ile yapılan denemeler sonucu bulunan değerler örtüşmektedir. Sıcaklık artışı ile alım kapasitesinde gözlenen artış biyosorpsiyon prosesinin endotermik yapısını doğrulamaktadır.

Stronsiyumun sulu çözeltilerden uzaklaştırılmasında *Pinus brutia* yapraklarının umut verici bir malzeme olarak kullanılabilmesi düşünülmektedir. Biyosorpsiyon işleminin kısa sürede gerçekleşmesi, yüksek stronsiyum alım kapasitesi ve *Pinus brutia* yapraklarına uygulanan modifikasyon işlemi sonucunda alım kapasitesinin artması çalışmanın önemli bulgularındandır. Elde edilen bilgiler ışığında farklı modifikasyon yöntemlerinin biyosorpsiyona etkisinin incelenmesi önerilmektedir.

KAYNAKLAR DİZİNİ

Abdi, O. and Kazemi, M., 2015, A review study of biosorption of heavy metals and comparison between different biosorbents, *Islamic Azad University*, 6(5):1386-1399 pp.

Achmad, A., Kassim, J., Suan, T., Amat, R. and Seey, T., 2012, Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies on the adsorption of direct dye onto a novel green adsorbent developed from uncaria gambier extract, *Journal of Physical Science*, 23(1): 1-13 pp.

Ağaçlar.net. 2005. “*Pinus brutia (kızılçam)*” www.agaclar.net (Erişim Tarihi: 20 Aralık 2019).

Atalay, E., 2007, Modifiye Edilmiş Talaşa Ağır Metal Uzaklaştırılması, *Y.L Tezi, Süleyman Demirel Üniversitesi, Fen Bilimler Enstitüsü* 47s.

Ahalya, N., Ramachandra, T. and Kanamad, R., 2003, Bisorption of heavy metals, *Research Journal of Chemistry and Environment*, 17 (4):71-79 pp.

Ali, M., Hussain, A., Abdel-satar, A., Goher, M., Krzebietke, A. and Abd El- Momen, A., 2016, The isotherm and kinetic studies of the biosorption of heavy metals by non-living cells of chlorella vulgaris, *Journal of Elementology*, 21(4):1263-1276 pp.

Ali, S., Iqbal, S. and Awan, M., 2015, Nuclear waste and our environment. *American Journal of Social Science Research*, 1(2):114-120 pp.

Alpat, S., Çadirici, B., Özbayrak, Ö. and Yasa, I., 2010, Effects of biosorption parameter: kinetics, isotherms and thermodynamics for Ni(II) biosorption from aqueous solution by circinella sp, *Electronic Journal of Biotechnology*, 13(5):2-19 pp.

Amık, O., 2014, AC/PAN Kopozit Adsorban Kullanılarak Uranyum Adsorpsiyonunun İncelenmesi, *Y.L Tezi, Ege Üniversitesi*, 68s.

Anzeze, D., Onyari, J., Shiundu, P. and Gichuki, J., 2014, Equilibrium and kinetics studies for the biosorption of queous Cd (II) ions onto eichhorina crasippes biomas, *IOSR Journal of Applied Chemistry (IOSR-JAC)*, 7(1):29-37 pp.

Ayawei, N., Elbelegi, A. and Wankasi, D., 2017, Modelling and interpretation of adsorption isotherms, *Hindawi, Journal of Chemistry*, 11:2-11 pp.

Bahaa, S., Al-Baldawi, I., Yaseen, S. and Sheik Abdullah, S., 2019, biosorption of heavy metals from synthetic waste water by using macro algae collected from Iraqi marshlands, *Journal of Ecological Engineering*, 20(11):18-22 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

Bano, A., Hussain, J., Akbar, A., Mehmood, K., Anwar, M., Hasni, M., Ullah, S., Sajid, S. and Ali, I., 2018, Biosorption of heavy metals by obligate halophilic fungi, *Chemosphere* , 199:218-222 pp.

Batool, F., Akbar, J., Iqbal, S., Noreen, S. and Bukhari, S., 2018, Study of isothermal, kinetic and thermodynamic parameters for adsorption of cadmium: an overview of linear and nonlinear approach and error analysis, *Hindawi Bioinorganic Chemistry and Applications* , 11:2-12 pp.

Boardworks Ltd. 2011. "Nuclear Fuels and Fission", st-edmunds.eu pdf (Erişim Tarihi: 15 Şubat 2020).

Cea., 2005, The nuclear fuel cycle, *The French Alternative Energies and Atomic Energy Commission*, 19p.

Comby, B. 2006. "The benefits of nuclear energy", large.stanford.edu, pdf (Erişim Tarihi: 25 Aralık 2019).

Crini, G., Lichtfouse, E., Wilson, L. and Crini, N., 2018, Adsorption-Oriented processes using conventional and non-conventional adsorbents for waste water treatment, Springer International Publishing, 23-71pp.

Dest, M., 2013, Batch sorption experiments: Langmuir and Freundlich isotherm studies for the adsorption textile metal ions onto teff straw (eragrostis tef) agricultural waste, Hindawi Publishing Corporation Journal of Thermodynamics, 2-6 pp.

Delaware Health and Social Services., "Strontium-90", <https://www.dhss.delaware.gov> (Erişim Tarihi: 23 Eylül 2019)

Dubey, A. and Shinani, S., 2012, Adsorption of lead using a new green material obtained from portulaca plant, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 9: 15-20 pp.

El-Azazy, M., El-Shafie, A., A.Issa, A., Al-Sulaiti, M., Al-Yafie, J., Shomar, B. and Al-Saad, K., 2019, Potato peels as an adsorbent for heavy metals from aqueous solutions: Eco-Structuring of a green adsorbent operating phckett-burman desing, *Hindawi Journal of Chemistry* , 2-14 pp.

Ertugay, N. and Malkoc, E., 2014, Adsorption isotherms, kinetics and thermodynamic studies for methylene blue from aqueous solution by needles of pinus sylvestris, *Polish Journal of Environmental Studies* , 23(6):1995-2006 pp.

European Commission., 2007, *Energy technologies ; knowledge, preception, measures*, 57 p .

Fuks, L., Oszczak, A., Dudek, J., Majdan, M and Trytek, M., 2016, Removal of the radionuclides from aqueous by biosorption on the roots of the dandelion (taraxacum officinal), *International Journal of Environmental Science and Technology* , 13:233-235 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

Gök, C; Aytaş, Ş ve Gerstman , U., 2009, Stronsiyum iyonlarının Ca-Aljinat biyopolimer kürecikleri ile biyosorpsiyonu, *X.Ulusal Nükleer Bilimler ve Teknolojileri kongresi*, 208-213 s.

Gupta, S. and Bhattacharyya, K., 2011, Kinetics of adsorption of metal ions on inorganic materials, *ScienceDirect* , 162(1-2):39-58 pp.

Hanini, S and Bouzidi, A., 2013, Biosorption of strontium from aqueous solutions onto spent coffee grounds, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 298:893-902 pp.

He, J., Hong , S., Zhang, L., Gan, F. and Shan Ho, Y., 2010, Equilibrium and thermodynamic parameters of adsorption of methylene blue onto rectorite, *Fresenius Environmental Bulletin FEB* , 19(11): 2651-2656 pp.

Hossain, A., 2013, Development of novel biosorbents in removing heavy metals from aqueous solution, Thesis Submitted in Fulfilment of Requirement for The Degree of philosophy in environmental engineering, School of Civil and Environmental Engineering Faculty of Engineering and Information Technology, University of Technology, Sydney, 438 p.

Hou, X; Amais, R; Jones, B. and Donati, G., 2016, Inductively coupled plasma optical emission spectrometry, *The Encyclopedia of Analytical Chemistry* , 2-25 pp.

Human Health Fact Sheet. 2001. "Strontium-Hps chapters", [NSDS<hpschapters.org pdf](https://www.nsdshps.org) (Erişim Tarihi: 4 Mart 2020).

IAEA., 2006, Geological Disposal of Radioactive Waste , The International Atomic Energy Agency, Vienna, 49 p.

IAEA., 2011, The Nuclear Fuel Cycle. The International Atomic Energy Agency, Vienna, 23 p.

IAEA., 2018, Status and Trends İnspent Fuel and Radioactive Waste Management, The International Atomic Energy Agency, Vienna, 59 p.

Kaçan, E., 2011, Stronsiyumun Selektif Adsorpsiyonunun Tekstil Atık Su Arıtma Çamurundan Üretilen Aktif Karbon İle İncelenmesi. Doktora Tezi, Ege Üniversitesi, Nükleer Bilimler Ana Bilim Dalı, 115 s.

Kaplan, Y., Karagöz, M. and Sayılmaz, S., 2017, The overview of nuclear energy situation in the World and Turkey, Osmaniye Korkut Ata Üniversitesi, Energy System Department EPJ Web of Conferences, 154:1-4 pp.

Kaya, A. 2018. " Fosil Yakıtlar Nedir, Fosil Yakıtların Zararları Nelerdir, TechWorm", <https://www.tech-worm.com> (Erişim Tarihi: 26 Kasım 2010).

Kotb, E. and Alghrib, A., 2014, Removal of strontium and kadmium from industrial waste water using castor bean and jojoba wastes, *Jornal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 5:315-321 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

Kouyoumdjiev, M. 1992. “Kinetics of Adsorption From Liquid Phase on Activate Carbon”, Eindhoven University of Technology, <https://pure.tue.nl> pdf (Erişim tarihi: 5 Aralık 2019).

Kumar, S.2013. “Inductive Coupled Plasma Optical Emission Spectrometer”, analyticalprofessional.blogspot.com (Erişim Tarihi: 12 Ağustos 2019).

Kütahyalı,C., Sert, Ş., İnan,S., Eral, M., Tel, H., Altaş, Y ve Aslan, E., 2015, Isıl İşlem ile Modifiye Edilmiş Yapraklar Üzerine Seryum ve Lantan'ın Adsorpsiyonu, Ege Üniversitesi Bilimsel Araştırma ,34s.

Mahmoud, M., 2013, Removal of uranium (VI) from aqueous solution using low cost and eco-friendly adsorbents, *Journal of Chemical Engineering and Process Technology*, 4(6):1-4 pp.

Merck, “IR Spectrum Table & Chart”, <https://www.sigmaaldrich.com> pdf (Erişim Tarihi: 30 Nisan 2020)

Mohamed, R., Mustafa, A. and Erhayem, M., 2016, Biosorption of Cr (II) and Cu (II) by palm kernel powder and its potential application, *International Journal of Environmental Science and Development*, 7(11):788-792 pp.

Mutluer, A., 2015, Towards safe and secure of nuclear energy in Turkey, IAEA Bulletin, 30-31 s.

OECD/NEA., 2012, Nuclear Energy Today, Organisation for Economic Co-Operation and Development/Nuclear Energy Agency, France, 118 p.

Özman, K. 2019. “Kızılcım Ağacı Yetiştığı Yeler ve Özellikleri”, <https://www.dogadergisi.com> (Erişim Tarihi: 24 Kasım 2019).

Papirio, F., ruigi, L., Matteti, M., Ferraro, A., Race, M., Acunto, B., Pirozzi, F. and Esposito, G., 2017, Heavy metal removal from wastewaters by biosorption: mechanisms and modeling, Springer Link, 25-63 pp.

Park, D., Sang Yun, Y. and Moon Park, J., 2010, The past, present and future of biosorption, *Biotechnology and Bioprocess Engineering* , 15: 86-102 pp.

Perera, F., 2017, Polution from fossil- fuel combustion is the leading environmental threat to global pediatric health and equity solutions exist, *International Journal of Environmental Research and Public Health* , 2-17 pp.

Los Alamos National Laboratory., “Periodic Table Of Elements” <https://periodic.lanl.gov> (Erişim Tarihi: 16 Aralık 2019).

Robalds, A., 2015, The use of biosorbents in the treatment of the poluted aters , Department of Environmental science , University of Latvia, 47 p.

Shafique, U., Ijaz, A., Salman, M., Zaman, W., Jamil, N., Rehman, R. and Javaid, A., 2012, Removal of arsenic from water using pine leaves, *Journal of The Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 43(2): 256-263 pp.

KAYNAKLAR DİZİNİ (devam)

Shamim, S., 2018, Biosorption of heavy metals, Intechopen,22-49 pp.

Sundarabal, N., Sivasamy, A and Mandal, A., 2012, Adsorption isotherms, kinetics and mechanism of the adsorption of cationic and anionic dyes onto carbonaceous particles prepared from juglans regia shell biomass, *Springer* , 10:231-242 pp.

TAEK., “Atom, Fisyon, Zincirleme Tepkime (Reaksiyon) nedir?”, <http://www.taek.gov.tr> (Erişim Tarihi: 5 Mart 2020).

TURKISH NUCLEAR POWER PROGRAMME, <https://www.nuclearpowerplantsexpo.com> pdf (Erişim Tarihi: 5 Mart 2020)

Venkatappa, K., 2012, Biosorption: An eco-friendly technique for the removal of heavy metals, *India Journal of Applied Research* , 2(3):1-8 pp.

Wang, J and Chen, C., 2009, Biosorbents of heavy metals removal and their future , *Science Direct* , 27:195-226 pp.

Yuşan, S., 2017, U(VI) iyonlarının ham ve modifiye edilmiş diyatomit üzerine adsorpsiyon özelliklerinin kinetik ve termodinamik olarak incelenmesi, Celal Bayar Üniversitesi Fen Bilimleri Dergisi, 13(3):761-768 s.

Zhang, H., 2014, Biosorption of Heavy Metals from Aqueous Solutions Using Keratin Biomaterials,*Dctoral Thesis* , Univeritat Autonma de Barcelona, 275 p.

TEŞEKKÜR

Çalışmam süresince bana her konuda sabırla yardımcı olan ve beni her zaman doğru yönlendiren değerli akademik danışmanım sayın Doç. Dr. Ceren KÜTAHYALI ASLANI'ye en içten saygılarımla teşekkür ederim.

Yüksek lisansım boyunca bana değerli bilgileri ve önerileri veren, tezimde her daim yardımcı olan sevgili hocam sayın Prof. Dr. Mahmut ALİ ASKER ASLANI'ye teşekkürlerimi sunarım.

Her zaman saygı ve sevgi ile hatırlayacağım, yüksek lisans eğitimim süresince kendilerinden çok şey öğrendiğim saygı değer hocalarım E.Ü. Nükleer Bilimler Enstitüsü Nükleer Teknoloji Ana Bilim Dalı Başkanı Sayın Prof. Dr. Yüksel ALTAŞ ve E.Ü. Nükleer Bilimler Enstitüsü Müdürü Sayın Prof. Dr. Fatma YURT ONARAN'a teşekkür ederim.

Laboratuvar çalışmalarımda bana çok yardımcı olan değerli doktora öğrencisi Cansu ENDES YILMAZ ve Ümit Emre KARTAL'a çok içten teşekkürlerimi sunarım.

Hayatım boyunca her zaman bana maddi ve manevi destek veren sevgili Babama ve Anneme ve kardeşlerime çok teşekkür ederim.

22 / 04 / 2020

Ahmed HACDENDEN

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı: Ahmed Hacdenden

Adres: Mevlana MH, Bornova – İZMİR

E- posta: ahmaddandan009@gmail.com

EĞİTİM

Yüksek Lisans: Ege Üniversitesi, Nükleer Bilimler Enstitüsü, Nükleer Teknoloji
Anabilim Dalı, 2018 – 2020

Lisans: Elfurat Üniversitesi, Fen Fakültesi, Fizik Bölümü / Suriye, 2007 - 2012

Lise: Alfajir Koleji / Şam – Suriye, 2007

İlk ve Orta Okul: Harbet Nafa ve Elfarat köylerin Okulları / Menbiç – Suriye

DENEYİM

Mecdelşemis Orta Okulu: Fizik , kimya ve biyolojİ öğretmenliği 2012,HALEP

Ev ve inşaat boyacısı / İZMİR

DİLLER

- Arapça
- Türkçe
- İngilizce

BİLGİSAYAR BİLGİSİ

- MS Ofis Programları (Word, Excel ve PowerPoint)

KİŞİSEL BİLGİLER

Doğum Tarihi : 01-01-1989

Doğum Yeri : Harbet Nefah / Suriye