

T.C.  
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ  
LİSANSÜSTÜ EĞİTİM ENSTİTÜSÜ  
ÇEVRE MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI



**BİYOKÜTLEDEN ADSORBENT ELDE EDİLMESİ VE  
BOYAR MADDE GİDERİMİNDE ETKİNLİĞİNİN  
ARAŞTIRILMASI**

Yüksek Lisans Tezi

**Sena YAVUZ BAŞ**

Danışman

**Prof. Dr. Ayşe KULEYİN**

Bu çalışma Ondokuz Mayıs Üniversitesi tarafından PYO.MUH.1904.21.023 proje numarası ile desteklenmiştir.

**SAMSUN**  
2023

## BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK BEYANI

Hazırladığım Yüksek Lisans tezinin bütün aşamalarında bilimsel etiğe ve akademik kurallara riayet ettiğimi, çalışmada doğrudan veya dolaylı olarak kullandığım her alıntıya kaynak gösterdiğimi ve yararlandığım eserlerin Kaynaklar'da gösterilenlerden oluştuğunu, her unsurun enstitü yazım kılavuzuna uygun yazıldığını ve TÜBİTAK Araştırma ve Yayın Etiği Kurulu Yönetmeliği'nin 3. bölüm 9. maddesinde belirtilen durumlara aykırı davranılmadığını taahhüt ve beyan ederim.

Etik Kurul Gerekli mi ?

Evet  (Gerekli ise ekler kısmına ekleyiniz)

Hayır

21 /02 / 2023  
Sena YAVUZ BAŞ

## TEZ ÇALIŞMASI ÖZGÜNLÜK RAPORU BEYANI

**Tez Başlığı :** BİYOKÜTLEDEN ADSORBENT ELDE EDİLMESİ VE BOYAR MADDE GİDERİMİNDE ETKİNLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

Yukarıda başlığı belirtilen tez çalışması için şahsım tarafından 02.01.2023 tarihinde intihal tespit programından alınmış olan özgünlük raporu sonucunda;

Benzerlik oranı : % 8

Tek kaynak oranı : % 2 çıkmıştır.

21 /02 / 2023  
Prof. Dr. Ayşe KULEYİN

## ÖZET

### BİYOKÜTLEDEN ADSORBENT ELDE EDİLMESİ VE BOYAR MADDE GİDERİMİNDE ETKİNLİĞİNİN ARAŞTIRILMASI

Sena YAVUZ BAŞ  
Ondokuz Mayıs Üniversitesi  
Lisansüstü Eğitim Enstitüsü  
Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı  
Yüksek Lisans, Şubat/2023  
Danışman: Prof. Dr. Ayşe KULEYİN

Tez çalışmasında, Kızılırmak deltasından toplanan tarımsal biyokütle olan saz (*Phragmites australis*) bitkisi aktif karbon eldesi için kullanılmıştır. Aktif karbon eldesinde iki farklı yöntem denenmiştir. Birinci yöntemde saz bitkisi NaOH ile aktive edilerek karbonizasyon işlemine tabi tutulmuştur (SAK). İkinci yöntemde ise sazın hidrotermal karbonizasyonundan elde edilen hidrokokun NaOH aktivasyonu yoluyla mezogözenekli aktif karbon elde edilmeye çalışılmıştır (HTC). Hazırlanan aktif karbonların sulu çözeltiden boyar madde giderim kapasiteleri Telon Red adsorpsiyonu model alınarak incelenmiştir. Üretilen aktif karbonların yapısı SEM analiz tekniği ile araştırılmıştır. NaOH aktivasyonu hidrokokun gözenekliliğini ve yüzey işlevselliğini geliştirdiği belirlenmiştir. Bu çalışmada, hem karbonizasyon işleminde hem de hidrotermal karbonizasyon işlemi için saz ve NaOH oranı 1:3 olarak kullanılmıştır.

Hazırlanan aktif karbon numuneleriyle, sentetik atık sudan Telon Red giderimi üzerine adsorpsiyon çalışmaları yapılmış olup başlangıç konsantrasyonu (50-1000 mg/L), temas süresi (5-180 dak), pH (3-11), adsorbent dozu (0.1-0.6 g/L) ve sıcaklık (20-60°C) parametrelerinin adsorpsiyon prosesi üzerindeki etkileri incelenmiştir. Yapılan çalışmalara paralel olarak karşılaştırma yapmak için aynı deneysel koşullarda ticari aktif karbonla da (TAK) adsorpsiyon çalışmaları yapılmıştır.

Yapılan adsorpsiyon kinetiği çalışmalarında Yalancı ikinci dereceden model en iyi kinetik verileri tanımlamış olup adsorpsiyon izoterminde ise en uygun sonuç Langmuir izoterm modeli ile elde edilmiştir.

Hidrotermal karbonizasyon yöntemi (HTC) ile üretilen aktif karbonların en yüksek boya adsorplama kapasitesine sahip olduğu görülmüştür. Karbonizasyon ve hidrotermal karbonizasyon yöntemi ile elde edilen aktif karbonlar hidrofilik özelliğe sahip olup, oldukça yüksek reaktif fonksiyonel gruplar içerdiğinden atık su arıtımında verimli adsorbanlar elde etmek için tercih edilebilir olduğu görülmektedir.

**Anahtar Sözcükler:** Adsorpsiyon, Aktif karbon, Denge izotermi, Telon Red

## ABSTRACT

### OBTAINING ADSORBENT FROM BIOMASS AND INVESTIGATION OF ITS EFFICIENCY IN DYE REMOVAL

Sena YAVUZ BAŞ  
Ondokuz Mayıs University  
Institute of Graduate Studies  
Department of Environmental Engineering  
Master, February/2023  
Supervisor: Prof. Dr. Ayşe KULEYİN

In this study, the reed plant (*Phragmites australis*) collected from the Kızılırmak delta as agricultural biomass was used for the production of activated carbon. Two different methods were tried for the production of activated carbon. In the first method, the reed plant was activated with NaOH and subjected to carbonization (SAK). In the second method, mesoporous activated carbon was attempted to be obtained through NaOH activation of hydrochar obtained from the hydrothermal carbonization of reed (HTC). The dye removal capacities of the prepared activated carbons from aqueous solutions were investigated by taking the Telon Red adsorption model. The structure of the produced activated carbons was investigated by SEM analysis technique. It was determined that NaOH activation improved the porosity and surface functionality of the hydrochar. In this study, the reed and NaOH ratio of 1:3 was used for both carbonization and hydrothermal carbonization processes.

Adsorption studies were carried out on Telon Red removal from synthetic wastewater using the prepared activated carbon samples under the same experimental conditions to make a comparison, while adsorption studies were also carried out with commercial activated carbon (TAK).

The effects of initial concentration (50-1000 mg/L), contact time (5-180 min), pH (3-11), adsorbent dose (0.1-0.6 g/L), and temperature (20-60°C) parameters on the adsorption process were investigated. In kinetic adsorption studies, the pseudo-second-order model described the best kinetic data, and the Langmuir isotherm model provided the most relevant result in the adsorption isotherm.

It was observed that activated carbons produced by the hydrothermal carbonization method (HTC) had the highest dye adsorption capacity. Activated carbons obtained by carbonization and hydrothermal carbonization methods have hydrophilic properties and contain highly reactive functional groups, making them suitable for obtaining efficient adsorbents in wastewater treatment.

**Keywords:** Adsorption, Activated carbon, Equilibrium isotherms, Telon Red

## ÖN SÖZ VE TEŞEKKÜR

Tez çalışmasının planlanıp, araştırılıp, yürütülmesinde desteğini ve ilgisini esirgemeyen, bilgi ve tecrübelerinden faydalandığım, çalışmamı bilimsel temeller doğrultusunda şekillendiren, güler yüzünü, şefkatini hiç eksik etmeyen, sevgisini her daim hissettiğim, her zaman bana destek olan saygıdeğer hocam ve tez danışmanım Sn. Prof. Dr. Ayşe KULEYİN'e,

Hayatımın her anında yanımda olan, maddi manevi her konuda beni destekleyen, bugünlere gelmemde çok büyük emekleri olan en kıymetlim ailem; annem Ayten YAVUZ ve babam Osman YAVUZ'a,

Çalışmalarım boyunca desteğini esirgemeyen reaktörlerimi açmam konusunda sonsuz destek veren sevgili eşim Araş. Gör. Hasan BAŞ'a

Teşekkür ederim.

Bu tez çalışması, PYO.MUH.1904.21.023 nolu Bilimsel Araştırma Projesi olarak Ondokuz Mayıs Üniversitesi tarafından desteklenmiştir.

Sena YAVUZ BAŞ

# İÇİNDEKİLER

TEZ KABUL VE ONAYI .....	i
BİLİMSEL ETİĞE UYGUNLUK BEYANI .....	ii
TEZ ÇALIŞMASI ÖZGÜNLÜK RAPORU BEYANI .....	ii
ÖZET .....	iii
ABSTRACT .....	iv
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR .....	v
İÇİNDEKİLER .....	vi
SİMGELER VE KISALTMALAR .....	vii
ŞEKİLLER DİZİNİ .....	viii
TABLolar DİZİNİ .....	ix
<b>1. GİRİŞ</b> .....	<b>1</b>
<b>2. GENEL BİLGİLER</b> .....	<b>3</b>
2.1. Su Kirliliği .....	3
2.1.1. Atık Suların Özellikleri, Sınıflandırılması ve Arıtılması.....	3
2.2. Aktif Karbon.....	6
2.2.1. Aktif Karbon Üretimi .....	8
2.2.2. Aktif Karbonun Ekonomik Yönleri .....	9
2.2.3. Aktif Karbonun Uygulama Alanları .....	10
2.2.4. Aktif Karbon ile Boya Giderimi .....	12
2.2.5. Tarımsal Atık Bazlı Aktif Karbon .....	13
2.2.6. Biyokütle ve Biyokütle Kaynakları .....	14
2.2.7. Biyokütlenin Enerjiye Dönüştürülmesi .....	15
2.2.8. Hidrotermal Karbonizasyon (HTC).....	18
2.3. Adsorpsiyon.....	19
2.3.1. Adsorpsiyon Türleri.....	20
2.3.2. Adsorpsiyon Prosesine Etki Eden Faktörler .....	21
2.3.3. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri.....	23
2.3.4. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri .....	26
<b>3. MATERYAL METOT</b> .....	<b>28</b>
3.1. Materyal.....	28
3.1.1. Saz ( <i>Phragmites australis</i> ) Hakkında Bilgi .....	28
3.1.2. Saz ( <i>Phragmites australis</i> ) Bitkisinden Aktif Karbon Üretimi .....	32
3.1.3. Sazın ( <i>Phragmites australis</i> ) Hidrotermal Karbonizasyonu (HTC) ve Aktif Karbon Üretimi .....	35
3.1.4. Ticari Aktif Karbon .....	37
3.1.5. Adsorbanların Yüzey Morfolojisi Karakterizasyonu.....	38
3.1.6. Telon Red Boyar Maddesi .....	39
3.2. Metot .....	40
3.2.1. Optimum Deneysel Koşulların Belirlenmesi.....	41
3.2.2. Farklı Başlangıç Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Yöntemine Etkisi.....	42
3.2.3. Adsorpsiyon Denge İzoterm ve Kinetiklerinin Belirlenmesi .....	42
<b>4. DENEYSEL BULGULAR VE DEĞERLENDİRME</b> .....	<b>43</b>
4.1. Optimum pH Değerinin Belirlenmesi .....	43
4.2. Adsorban Dozunun Adsorpsiyon Üzerindeki Etkisi .....	44
4.3. Denge Süresinin Belirlenmesi .....	46
4.4. Farklı Başlangıç Konsantrasyonunun ve Farklı Ortam Sıcaklıklarının Adsorpsiyon İşlemine Etkisi.....	47
4.5. SAK, TAK ve HTC-AK İçin Adsorpsiyon Kinetikleri.....	49
4.6. SAK, TAK ve HTC-AK İçin Adsorpsiyon İzoterm Çalışmaları .....	50

<b>5. DEĞERLENDİRME VE SONUÇ</b> .....	<b>53</b>
<b>KAYNAKLAR</b> .....	<b>55</b>
<b>ÖZ GEÇMİŞ</b> .....	<b>58</b>



## SİMGELER VE KISALTMALAR

NaOH	: Sodyum Hidroksit
TAK	: Ticari Aktif Karbon
SAK	: Saz Aktif Karbon
HTC	: Hidrotermal Karbonizasyon
HTC-AK	: Hidrotermal Karbonizasyon Aktif Karbon
HTL	: Hidrotermal Sıvılaştırma
AKR	: Ardışık Kesikli Reaktör
SEM	: Taramalı Elektron Mikroskobu





## ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 2.1. Atık su arıtım yöntemleri .....	4
Şekil 2.2. Aktif karbon bileşimi .....	7
Şekil 2.3. Aktif karbon çeşitleri .....	7
Şekil 2.4. Aktif karbon üretim şeması.....	8
Şekil 2.5. Biyokütle madde kaynakları .....	15
Şekil 2.6. Biyokütleden enerji üretim prosesleri.....	17
Şekil 2.7. Hidrotermal karbonizasyon.....	18
Şekil 2.8. Adsorpsiyon mekanizması.....	19
Şekil 2.9. Fiziksel ve kimyasal adsorpsiyon .....	21
Şekil 3.1. Saz ( <i>Phragmites australis</i> ) bitkisinin doğal hali.....	29
Şekil 3.2. Bağ haline getirilen sazlar.....	29
Şekil 3.3. Parçalara bölünen sazlar .....	31
Şekil 3.4. Öğütülüp, elenmiş saz.....	31
Şekil 3.5. Kül fırını içindeki reaktör .....	32
Şekil 3.6. Vakum pompası ile aktif karbonu yıkama işlemi .....	33
Şekil 3.7. Yıkama esnasında filtre içindeki aktif karbon .....	33
Şekil 3.8. Kurutulan SAK .....	34
Şekil 3.9. Tanelere ayrılan SAK .....	34
Şekil 3.10. HTC yönteminin şematik gösterimi.....	35
Şekil 3.11. HTC sonucunda çıkarılan saz .....	36
Şekil 3.12. Hidrokokun kurutulmuş hali .....	36
Şekil 3.13. HTC-AK .....	37
Şekil 3.14. Ticari aktif karbon.....	38
Şekil 3.15. SAK karbonizasyon SEM görüntüsü .....	38
Şekil 3.16. HTC-AK SEM görüntüsü .....	39
Şekil 3.17. Telon Red' in kimyasal yapısı .....	40
Şekil 4.1. Çözelti pH değerinin Telon Red adsorpsiyonu üzerine etkisi .....	43
Şekil 4.2. Adsorban dozunun giderim verimine etkisi.....	45
Şekil 4.3. pH 7'de SAK, TAK ve HTC-AK için denge süresinin tespiti.....	46
Şekil 4.4. SAK için farklı sıcaklık ve farklı başlangıç konsantrasyonlarının adsorplama kapasitesine etkisi.....	47
Şekil 4.5. TAK için farklı sıcaklık ve farklı başlangıç konsantrasyonlarının adsorplama kapasitesine etkisi.....	48
Şekil 4.6. HTC-AK için farklı sıcaklık ve farklı başlangıç konsantrasyonlarının adsorplama kapasitesine etkisi .....	49
Şekil 4.7. Yalancı İkinci Derece kinetik modeli grafiği.....	50
Şekil 4.8. SAK için Langmuir izoterm grafiği .....	51
Şekil 4.9. TAK için Lagmuir izoterm grafiği.....	51
Şekil 4.10. HTC-AK için Lagmuir izoterm grafiği.....	52

## TABLolar DİZİNİ

Tablo 2.1. İleri arıtım yöntemleri .....	5
Tablo 2.2. Termokimyasal dönüşüm yöntemleri .....	17
Tablo 4.1. Çözelti pH değerinin Telon Red adsorpsiyonu üzerine etkisi .....	43
Tablo 4.2. Adsorban dozunun giderim verimine etkisi.....	44
Tablo 4.3. Denge süresinin giderim verimine etkisi .....	46
Tablo 4.4. SAK için farklı başlangıç konsantrasyonları ve farklı ortam sıcaklıklarının giderim verimine etkisi .....	47
Tablo 4.5. TAK için farklı başlangıç konsantrasyonları ve farklı ortam sıcaklıklarının giderim verimine etkisi .....	48
Tablo 4.6. HTC-AK için farklı başlangıç konsantrasyonları ve farklı ortam sıcaklıklarının giderim verimine etkisi.....	48
Tablo 4.7. Kinetik Model Sabitleri .....	49
Tablo 4.8. Langmuir, Freundlich ve Tempkin izoterm sabitleri .....	51
Tablo 5.1. Literatürde bulunan farklı adsorbanların adsorpsiyon kapasiteleri.....	53

# 1. GİRİŞ

Günümüzde endüstrinin hızlı gelişmesi nedeniyle su kirliliği tüm insanlık için tehdit unsuru haline gelmektedir. Kalıcı organik boyalar içeren tekstil endüstrisinin deşarj edilen atık suları, su kirliliğinin en önemli kaynaklarından biridir. Tekstil endüstrisinde boyama ve baskı sırasında, boyanın büyük bir kısmı su ile birlikte yok olmakta ve bu durum arıtımı renkli hale getirmektedir. Tekstil endüstrisindeki temel çevresel sorun, atık suların ve kimyasal maddelerin arıtımıdır. Endüstri sektörü tarafından istenmeyen boyalar, yetersiz biyolojik ayrışma ve klasik arıtma proseslerine karşı yüksek direnci nedeniyle çevre için bir risk oluşturmaktadır. Boyaların atık sularındaki varlığı, insan üzerinde toksik ve mutajenik etki gösterdiğinden insan sağlığına ve çevreye zararlıdır. Farklı boya türlerinin suda yaşayan organizmalar (yosunlar, vb.) üzerindeki toksik, mutajenik ve kanserojen etkilerinin araştırılmasına ihtiyaç duyulmaktadır. Çeşitli ticari boyalar arasında, yalnızca bazik boyalar suda yaşayan organizmalar için toksiktir. Bu tekstil atık suları, ekosistemlerin ve su yaşamının önemli kirlilik kaynaklarıdır. Besin zinciri yoluyla taşınarak insanları etkileyebilecek bir biyolojik birikime neden olmaktadır (Dai et al., 2018).

Boyaların olumsuz etkisini azaltmak için, atık suların birçok yöntemle arıtılması son zamanlarda gelişen bilim dünyasında dikkat çekmiştir. Adsorpsiyon, koagülasyon-flokülasyon, membran filtreleme, kimyasal çöktürme ve iyon değişimi gibi atık sulardan boya giderimi için çeşitli yöntemler uygulanmıştır. Fiziksel, kimyasal ve biyolojik prosesleri kullanarak farklı boya giderim yöntemleri araştırılmıştır. Birçok boyanın biyolojik olarak parçalanamamasından dolayı adsorpsiyon yöntemi atık sulardan boya giderimi konusunda uygun bir yöntem haline gelmektedir. Çünkü adsorpsiyon; yüksek verimlilik, esneklik, tasarım kolaylığı, kolay kullanım, ekonomik uygulanabilirlik gibi avantajlara sahiptir ve atık sularda bulunan kalıcı organik boyaların uzaklaştırılmasında en sık kullanılan adsorban madde aktif karbondur (Yiğit, 2017).

Tarımsal kaynaklı atıkların düşük maliyetli, kolay ulaşılabilir, yenilenebilir ve ekonomik değerinin yüksek olmasından dolayı aktif karbon elde etmede biyokütle olarak kullanılmalarını avantajlı hale getirmektedir. Aktif karbon metal, gıda, tekstil, savunma sanayi, sağlık sektörü, su ve atık su arıtımı gibi çeşitli alanlarda kullanılmaktadır.

Sudan, havadan, doğal ve çoğu kimyasal üründen toksik maddelerin uzaklaştırılmasını gerçekleştirmektedir.

Bu çalışmada; Kızılırmak Deltasında bulunan yüksek yapılı bir bitki olan saz (*Phragmites australis*) biyokütle kaynağı olarak kullanılmıştır. *Phragmites australis* bitkisi ilk olarak NaOH aktivasyonu ile, daha sonra hidrotermal karbonizasyon (HTC) yöntemiyle üretilen hidrokokunun yine biyokütleden NaOH aktivasyonu ile aktif karbon hazırlanması için kullanılmıştır. Elde edilen aktif karbonların adsorpsiyon kapasitesini belirlemek için Telon Red boyar maddesinin adsorpsiyonu gerçekleştirilmiş, sonuçlar ile ticari aktif karbon ile karşılaştırılmıştır.



## 2. GENEL BİLGİLER

### 2.1. Su Kirliliği

İnsanların eylemleri sonucunda oluşan suyun fiziksel, kimyasal ve biyolojik özelliklerinde ortaya çıkan olumsuz değişiklikler ‘su kirliliği’ olarak tanımlanmaktadır. Nüfus arttıkça ve kentleşme ilerledikçe de temiz suya olan talep hızla artmaktadır. Bununla birlikte yüzey ve yeraltı suları, farmasötik/ kişisel bakım ürünleri (PPCP ler), tarımsal gübre ve ilaçlar (pestisitler), toksik maddeler, hayvansal atıklar, belediye kanalizasyon ve katı atıkları, ticari ve endüstriyel faaliyetler sonucu oluşan katı ve sıvı atıklar su kirliliğine neden olan önemli unsurlardır. Bu kirleticilerden bazıları yapısal olarak az miktarda kirlilik oluştursa da, su kaynaklarına karıştıktan sonra biyokimyasal reaksiyonlar sonucunda çok daha zararlı hale gelebilmektedir (Anonim, 2022c).

Organik maddeler de dahil olmak üzere kimyasalların kirlenmiş sudan etkin bir şekilde uzaklaştırılması için biyoremediasyon, membran arıtma, ileri oksidasyon süreçleri ve adsorpsiyon gibi çeşitli arıtım yöntemleri geliştirilmiştir. Bu yöntemler arasında çalışma koşulları, düşük maliyet ve seçici özelliği nedeniyle adsorpsiyon giderim yöntemi etkili ve ekonomik bir yöntem olarak kabul edilmektedir. Biyokömür, zeolitler, grafen oksit, aktif karbonlar ve metal-organik çerçeveler (MOF ler) gibi çeşitli adsorbanlarla kirlenmiş suyun verimli bir şekilde arıtılması için çalışmalar yapılmaktadır (Lee et al., 2023).

#### 2.1.1. Atık Suların Özellikleri, Sınıflandırılması ve Arıtılması

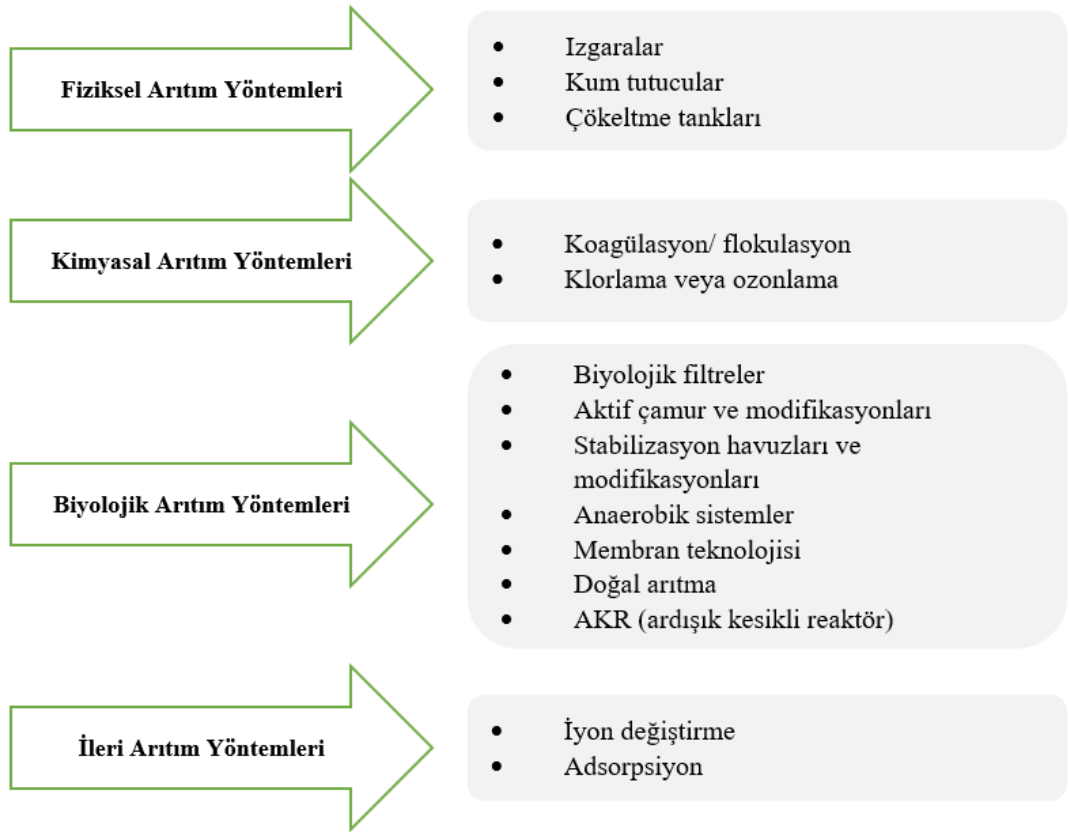
Evsel, endüstriyel, tarımsal ve diğer kullanımlar sonucunda kirlenmiş veya özellikleri kısmen ya da tamamen farklılaşmış sulara ‘atık su’ denilmektedir. Evlerde veya endüstrilerde kullanılan suların çıkış değerleri alıcı ortam standartlarına göre sınırlandırılmıştır, limit değerlere uymayanların ise atık su arıtma tesislerinde uygulanacak proses veya prosesler sonucunda deşarj değerlerinin bu limitlerin altına düşürülmesi gerekmektedir (Anonim, 2022a).

Atık suların tanımlanmasında karakterizasyon ve debi önemlidir. Evsel atık suların karakterizasyonu ve debisi az çok belli olsa da sanayide üretim aşamasında ortaya çıkan endüstriyel atık suların karakterizasyonu ve debisi yüksek oranda değişken olabilmektedir (Anonim, 2022a). Endüstriyel atıksuların özellikleri, endüstriden endüstriye oldukça farklılıklar göstermektedir. Aynı daldaki endüstrilerde bile, kullanılan hammaddeler ve uygulanan proseslerin farklılığı, diğer birçok faktörle

birlikte çıkan atık suyun yapısında farklılıklar oluşturmaktadır. Endüstriyel atıksularla ilgili olarak belirtilmesi gereken en önemli özellik içeriğinde geniş çapta dalgalanmaların olmasıdır.

Su kaynaklarında; tat, koku, renk gibi fiziksel özelliklerin değişmesi fiziksel kirliliğe, ağır metaller gibi inorganik atıklar kimyasal kirliliğe ve diğer organik atıklar ise biyolojik olarak su kirliliğine sebep olmaktadır (Elver, 2020).

Atık su arıtma yöntemleri fiziksel, kimyasal, biyolojik ve ileri arıtım yöntemleri olmak üzere 4 gruba ayrılmaktadır (Şekil 2.1). Fiziksel arıtma, kirletici maddenin fiziksel özelliklerine (maddenin boyutları, viskozitesi ve özgül ağırlığı) bağlı olarak uygulanan arıtma yöntemidir. Kimyasal arıtma ve ileri arıtım yöntemleri (Tablo 2.1) kirleticinin özelliklerine bağlı olarak, dışarıdan kimyasal madde eklemek suretiyle yapılan arıtma yöntemleridir. Biyolojik arıtma, biyokimyasal reaksiyonlar neticesinde atık sudaki çözülmüş organik kirleticilerin uzaklaştırıldığı yöntemlerdir.



Şekil 2.1. Atık su arıtım yöntemleri

Tablo 2.1. İleri arıtım yöntemleri

<b>Arıtma Metodu</b>	<b>Atık Tipi</b>	<b>İşletme Şekli</b>	<b>Arıtma Derecesi</b>	<b>Yorum</b>
<b>İyon Değişimi</b>	Kaplama, Nükleer	Reçine rejenerasyonlu sürekli filtrasyon	Demineralize su ve ürün geri kazanımı	Rejeneratta nötralizasyon ve katı madde giderimi
<b>Adsorpsiyon</b>	Toksik ve organikler, zor ayrışan bileşikler	Toz karbonlu granül kolon	Birçok organikte tam arıtım	Toz karbon aktif çamur

### 2.1.1.1. Sularda Boyanın Varlığı ve Çevreye Etkileri

Çeşitli endüstri dallarında kullanılan malzemeye renk kazandıran boyalar, moleküler yapısında (-N=N) azo grubu bulunan biyolojik olarak parçalanamayan ve oldukça kararlı aromatik bileşiklerdir. Boyar maddeler yapısına göre doğal ve sentetik boyar madde olarak ikiye ayrılmaktadır. Ancak günümüzde en fazla sentetik boyar maddeler kullanılmaktadır ve bunların oldukça az miktardaki konsantrasyonu bile suda uzun süre kalmaktadır (Deka et al., 2022).

Endüstriyel üretimin artması ile arıtılması gereken önemli çevresel atıklar oluşmaktadır. Ağır metal endüstrisi, özellikle kimya, gıda ve tekstil endüstrilerinin neden olduğu atıklar doğayı geri dönüşü olmayan bir şekilde tahrip etmektedir. Üretimin yanı sıra üretimden kaynaklanan atıkların bertarafı da yaşanabilir bir dünya için oldukça önemlidir. Çevre kirliliğine neden olan en önemli etkenlerden biri de endüstriyel atık sularla deşarj edilen boyar maddelerdir. Dünya çapında farklı ticari endüstrilerden yıllık boyar madde üretimi  $7 \times 10^5$  tondan fazladır. Tek başına tekstil sektörü yılda yaklaşık 10000 ton boyarmadde tüketmekte ve yaklaşık 100 ton boyarmadde ise atık olarak bertaraf edilmektedir. Bu maddelerin arıtılmadan hidrosfere deşarjları karmaşık yapıları nedeniyle önemli bir kirlilik kaynağı oluşturmaktadır (Kızıldaş & Aydın, 2022). Bu nedenle insan sağlığı için risk faktörü ve çevre için ciddi bir kirlilik kaynağı olabilmektedirler. En çok boya kullanılan endüstriler arasında tekstil, deri, gıda ve plastik endüstrileri yer almaktadır. Bu sektörler çok fazla su tükenmekte ve asit veya bazik boya konsantrasyonu yüksek çeşitli atık sular üretmektedir. Bu atık suların ekosisteme deşarjıyla; ötrofikasyon, su yaşamının bozulması, yetersiz oksijenlenme gibi yadsınamaz tehlikelere sebep olup ve buna bağlı olarak potansiyel biyolojik birikim tehlikesine yani kanser, gen mutasyonu, ve diğer kronik hastalıklara ortaya çıkabilmektedir. Bu nedenle, iyi tasarlanmış bir arıtım yöntemi uygulayarak bu kirleticileri sınırlamak esastır (Charafi et al., 2023).

Koagülasyon/ flokülasyon, biyolojik arıtım, membran filtrasyonu, ozonlama, iyon değişimi, elektrokimyasal yöntemler gibi boyalarla kirlenmiş atık suları arıtmak için çeşitli fiziksel, kimyasal ve biyolojik yöntemler mevcuttur ve heterojen fotokataliz gibi gelişmiş oksidasyon süreci de uygulanabilmektedir. Adsorpsiyon yöntemi, özellikle boyalar biyolojik olarak parçalanabilir olmadığından, boyaları düşük maliyetle arıtmanın etkili bir yoludur ve yüksek verimlilik sağlamaktadır (Charafi et al., 2023).

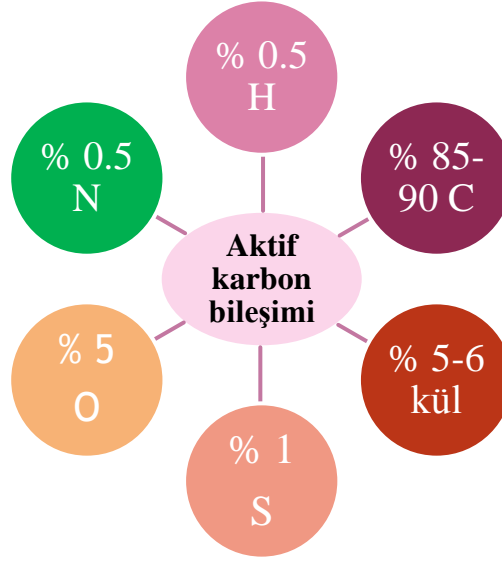
Genellikle adsorpsiyon boyaların arıtımında etkili bir arıtım yöntemidir. Ancak aktif karbonun maliyetinin yüksek olması bu yöntemin kullanılabilirliğini kısıtlamaktadır. Araştırmacılar bu yöntemi daha ekonomik ve uygulanabilir hale getirebilmek için doğal materyallerden faydalanarak yeni adsorbentler üretmeye çalışmaktadırlar (Elver, 2020). Pratikte kullanılan adsorbentler ya organik (bitkisel ya da hayvansal) ya da doğal mineraller olup, oldukları gibi ya da gözenekliliği arttırmak için bir aktivasyon işleminden sonra kullanılmaktadırlar. Su arıtma işlemlerinde çeşitli katı maddeler (killer, zeolitler, aktiveleştirilmiş alümina, çamur, biyokütleler, tarımsal kalıntılar ve endüstriyel yan ürünler) kullanılmaktadır (Charafi et al., 2023).

## **2.2. Aktif Karbon**

Karbon doğada yaygın olarak bulunan ametal grubu kimyasal elementtir. Dünyada hem doğal halde hem de başka elementlerle birleşik oluşturan karbon elementi, Dünya' nın yer kabuğunun ağırlık olarak yaklaşık %2' sini oluşturmaktadır. Karbon periyodik tabloda yer alan elementler içinde çok yönlü olanıdır. Bileşiklerin %94' ü yani 4 milyondan fazlası karbon içermektedir.

Aktif karbon geniş gözenek yapısı ve büyük kristal forma sahip etkili bir adsorbandır. Aktif karbonlar %85- 90 oranında karbon içermekte olup geriye kalan yapısı kül, hidrojen, azot, kükürt ve oksijen oluşturmaktadır. Bunların oranları Şekil 2.2' de gösterilmektedir.





Şekil 2.2. Aktif karbon bileşimi

Bileşiminde fazla miktarda karbon bulunduran, kolay ulaşılabilir ve maliyeti az olan katı maddeler aktif karbon elde etmek için kullanılabilirler. En fazla kullanılan maddeler; fındık, ceviz, hindistan cevizi ve meyve çekirdeği kabukları, odun, kömür gibi maddelerdir. Bunların haricinde polimer yapıda olan çeşitli sentetik maddelerde aktif karbon üretiminde kullanılmaktadır (Ayan, 2011).

Aktif karbonlar kullanım alanlarına göre toz, granül ve pellet aktif karbon olmak üzere 3 çeşit üretilmektedir. Toz aktif karbon 15- 125 µm arasında bulunan küçük karbonlardır. Granül aktif karbon, 0.2- 5.0 mm aralığında dağınık formda bulunan partiküllerden oluşmaktadır ve gaz ile sıvı faz uygulamalarında kullanılmaktadır. Pellet aktif karbon ise 0.8- 5.0 mm tane boyutuna öğütülmüş silindirik yapıya sahip aktif karbon çeşididir (Şekil 2.3). Yüksek dayanıklılık ve düşük basınç sağladığından gaz fazı uygulamalarında kullanılmaktadır.



Şekil 2.3. Aktif karbon çeşitleri

### 2.2.1. Aktif Karbon Üretimi

Aktif karbonun oluşumu üç temel adımda gerçekleştirilmektedir. İlki karbonizasyon, ikincisi ise aktivasyondur. Karbonizasyon, biyokömürü üretmek için inert bir atmosferde daha yüksek bir sıcaklıkta piroliz/gazlaştırma yoluyla yapılmaktadır. Bu aşamada, uçucu maddenin termal bozunma yoluyla uzaklaştırılmasıyla karbonlu maddenin karbon içeriği hazırlanmış olmaktadır. Sıcaklık, ısıtma hızı, azot gazı akış hızı ve denge süresi bu aşamada önemli parametrelerdir. Elde edilen biyokömür, düşük adsorpsiyon kapasitesine sahip olduğundan, bir aktivasyon süreci gerçekleştirilmektedir (Reza et al., 2020).

Karbon bakımından zengin ham maddeler fiziksel ve kimyasal yöntemlerle aktive edilerek aktif hale getirilmektedir. Genel olarak aktif karbon üretimi için fiziksel ve kimyasal aktivasyon olmak üzere temelde iki yöntem mevcuttur ve üretim aşamaları Şekil 2.4' te gösterilmektedir. Bu yöntemlerle adsorplama kapasitesi yüksek, yüzey alanı geniş olan aktif karbonlar üretilmektedir.



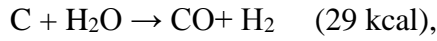
Şekil 2.4. Aktif karbon üretim şeması

Aktif karbon üretimi genellikle 3 aşamadan oluşmaktadır:

1. Bünyede yer alan suyun dehidrasyon yöntemi ile uzaklaştırılması,
2. Organik maddelerden karbona eldesi ve karbon içermeyen ürünlerin karbonizasyon yöntemi ile ortamdan uzaklaştırılması,
3. Aktivasyon yöntemi ile gözenekliliğin artması ve katranın yanmasıdır (Yiğit, 2017).

### 2.2.1.1. Fiziksel Aktivasyon

Fiziksel aktivasyon, ham maddelerin inert bir atmosfer altında, 800- 1000°C sıcaklıkta ki karbonizasyonundan ve ortaya çıkan kömürün buhar veya karbondioksit gibi oksitleyici gaz varlığında aktivasyonundan oluşmaktadır (Fu vd, 2014). Fiziksel aktivasyon iki basamakta gerçekleşmektedir. İlk olarak yüksek sıcaklıklarda piroliz işlemi gerçekleştirildikten sonra oluşan mikro gözeneklere ikinci adımda aktifleyici gazlar dolarak karbon ile tepkimeye girmektedir. Aktivasyon işlemi endotermik bir işlem olup tepkimeler aşağıdaki gibidir:



Fiziksel aktivasyon işlemi ile nispeten daha düşük bir karbon verimi gerçekleşmektedir. Karbon ağırlığının azalması aktivasyon sıcaklığı ve zamanıyla lineer olarak artmaktadır. Düşük sıcaklıkta gerçekleşen aktivasyonlarda aktif karbon yüzeyinde gelişen dar gözeneklerin genişletilmesinin yanı sıra bu arada yeni gözenekler üretilerek karbonlu gözenekli yapının gözenekliliği ve yüzey alanı artırılabilir (Reza vd, 2020).

### 2.2.1.2. Kimyasal Aktivasyon

Geniş yüzeyli, por hacmi büyük olan aktif karbon elde etmenin bir diğer yöntemi de kimyasal aktivasyonla gerçekleştirilmektedir. Bu yöntemde ham madde öncelikle bir kimyasal madde ile muamele edilmektedir ve daha sonra 400- 700°C sıcaklığa kadar ısıtılmaktadır. Kimyasal aktivasyon ise genellikle tek aşamalı bir süreci içerir ve ham maddeler, inert bir atmosferde termal aktivasyondan önce kimyasal maddelerle aktive edilmektedir. Aktive edici kimyasal olarak genellikle  $ZnCl_2$ ,  $H_3PO_4$ ,  $H_2SO_4$ ,  $K_2S$ ,  $K_2CO_3$  kullanılmaktadır (Zeybek, 2019).

Fiziksel aktivasyonla karşılaştırıldığında, kimyasal aktivasyon genellikle daha düşük aktivasyon sıcaklıkları gerektirir ve daha yüksek ürün verimi sağlamaktadır (Fu vd, 2014). Ancak bu yöntemde kullanılan kimyasal maddelerin geri kazanılmaması, çevreye karşı riskli olması ve maliyetinin yüksek olması nedeniyle tercih edilen bir yöntem değildir (Zeybek, 2019).

### 2.2.2. Aktif Karbonun Ekonomik Yönleri

Maliyet analizi, herhangi yeni bir ham madde veya teknolojinin, ölçekli üretim

ve uygulamadan önce ekonomik açıdan uygulanabilirliğini değerlendirmek için önemli bir bileşendir. Aktif karbon, genellikle ileri bir arıtma yöntemi olarak diğer su arıtma yöntemleri ile birlikte kullanılmaktadır. Bir su arıtma sisteminin tasarımında, karbonun diğer bileşenlere göre konumlandırılması çok önemlidir. Sürdürülebilirlik, erişilebilirlik, modifikasyon, bakım kolaylığı, ucuz maliyetli, eser miktarda bile yüksek performansı sayesinde diğer yöntemlere göre oldukça avantaj sağlamaktadır (Vinayagam vd, 2022). Aktif karbon kullanımı, birçok uygulama için daha düşük karbon kullanım oranları ve kullanılmış karbonu yeniden üretme kolaylığı dahil olmak üzere birçok avantaj sağlamaktadır. Diğer avantajlarının yanı sıra, daha ucuz bir ham madde olma avantajına da sahiptir, sadece kimyasal madde ile aktive edilmesinden dolayı uygun bir maliyet gerektirmektedir (El Bouaidi vd, 2022).

### **2.2.3. Aktif Karbonun Uygulama Alanları**

#### **2.2.3.1. Aktif Karbonun Sıvı Faz Uygulamaları**

Aktif karbon, su kaynaklarındaki kirleticilerin giderilmesi için su arıtmada gün geçtikçe daha fazla kullanılmaktadır. Dünyadaki aktif karbonların yaklaşık %80' inin sıvı fazda veya sulu çözeltilerde uygulandığı bildirilmektedir. Bu alanlar aşağıdaki gibidir:

- Metalik kirleticilerin giderilmesi,
- Metalik olmayan kirleticilerin giderilmesi,
- Renk/boya giderimi,
- Fenolik bileşiklerin uzaklaştırılması,
- Pestisitlerin uzaklaştırılması,
- Farmasötik bileşiklerin giderimi,
- Sulu çözeltilerden diğer kirleticilerin giderimi (Anilin, kafein, askıda katı maddeler vb.) (Reza vd, 2020)

#### **2.2.3.2. Aktif Karbon Gaz Fazı Uygulamaları**

Sıvı maddelere ek olarak aktif karbon, fosil yakıtların yakılmasının enerji talebinin artmasıyla birlikte sera gazları ve çevrede kirletici gazlar üretmesi nedeniyle gaz adsorpsiyonlarında da etkili bulunmuştur (Reza et al., 2020).

Aktif karbonun düşük maliyeti, kolay rejenerasyonu, neme karşı duyarsızlık, normal basınçta yüksek gaz adsorpsiyon kapasitesi, yüksek yüzey alanı, yeterli gözenek boyutu dağılımı, yüksek mekanik stabilite ve çok düşük enerji gereksinimi ile

kirletici gazların gideriminde etkilidir. Kirletici gazlar, H-H etkileşimleri, dipol-dipol bağları ve gaz ile fonksiyonel gruplar arasındaki kovalent bağlar yoluyla aktif karbon üzerinde adsorbe edilerek giderim sağlanmaktadır. Kirletici gazların aktif karbon tarafından adsorpsiyonu; yüzey alanına, adsorpsiyon kapasitesine, karbonun mikro gözenek yapısına ve çözeltinin tekrarlanabilirliğine, işlenebilirliğine bağlıdır (Reza et al., 2020).

Hidrojen sülfür ( $H_2S$ ) renksiz, zehirli, kokulu ve insan ve çevre sağlığı için zararlı bir gazdır. Aktif karbon, hidrojen sülfür gazının zararlı etkisini ortadan kaldırmak için kostik kimyasallar (KOH ve NaOH) veya oksidatif kimyasallar (KI ve  $KMnO_4$ ) ile modifiye edilmiş karbonun kullanımı,  $H_2S$  giderimi için en etkili ve iyi bilinen tekniktir. Son zamanlarda,  $SO_2$  ve  $NO_x$ ' in uzaklaştırılması, toksisiteleri nedeniyle önemli hale gelmektedir ve aktif karbonlar bu zehirli gazları daha iyi sorpsiyon kapasitesi ile ortadan kaldırmak için daha umut vericidir. Metal oksitlerin aktif karbonla muamelesi ile, aynı anda  $SO_2$  ve  $NO_x$ 'i uzaklaştırmak için etkili olduğu bulunmuştur (Reza et al., 2020). Aktif karbonun diğer gaz fazı uygulamaları:

- Rejenerasyon ve solvent geri kazanımında,
- Gaz ayırıştırma,
- Baca gazı emisyonunda,
- Kanalizasyonda koku gideriminde,
- Klimalarda ozon ve koku gideriminde uygulanmaktadır(Elver, 2020).

### **2.2.3.3. Aktif Karbon Gaz Fazı Uygulamaları**

Artan dünya nüfusu, gıda, ham madde, kimyasallar ve enerji kaynaklarına yönelik küresel talebi sürekli olarak arttırmakta ve tarımsal, endüstriyel faaliyetlerin genişlemesini hızlandırmaktadır. Çeşitli sektörlerdeki bu antropojenik faaliyetler, çevreye geri salınmadan önce arıtılması gereken büyük miktarda atık su üretmektedir. Bununla birlikte, artan atık su hacmi genellikle mevcut arıtma tesislerinin arıtma kapasitelerini aşmakta ve ek arıtma ünitelerini kullanmak için üreticilere ve yetkililere önemli mali yükler getirmektedir. Birçok ülke, insan sağlığını ve ekosistemi korumak için endüstriyel atıklarda toksik kirleticilerin düzenleyici seviyelerini belirlemiştir. Tüm bu çabalara rağmen, halen büyük miktarda atık su herhangi bir uygun arıtma işlemi yapılmadan deşarj edilmektedir. Birleşmiş Milletler'in 2017' deki dünya su geliştirme raporuna göre, atık suyun %80' inden fazlası doğrudan alıcı su kütlelerine verilmektedir. Arıtılmamış atık suyun bu önemli deşarjları, kısmen mevcut arıtma

proseslerinin yetersizliği ve yüksek maliyetinden kaynaklanmaktadır. Bu nedenle, atık su arıtımında maliyet yüklerinin azaltılması, atık suyun büyük hacmi ve buna bağlı tehlikelerle başa çıkmak için hayati önem taşımaktadır (Kwon vd, 2020).

Aktif karbon kullanılarak atık suda bulunan kirleticilerin (ağır metaller, boyalar, pestisitler, herbisitler, farmasötikler ve kişisel bakım ürünleri, dezenfeksiyon yan ürünleri vb.) uzaklaştırılması birincil arıtma seçeneği olarak kabul edilmektedir. Son on yıl boyunca, bilim adamları birçok türde adsorban materyali üretmiştir. Bu malzemelerin bazıları, hedef kirleticilerin giderilmesinde oldukça etkilidir ve büyük ölçekli uygulamalara başarıyla uygulanmıştır (Kwon vd, 2020).

Biyokömür; yüksek performans, düşük maliyet ve daha az çevresel etki gibi birçok özelliği nedeniyle klasik karbonlu malzemelere (örneğin; aktif karbon, karbon nanotüpler ve grafen oksit) bir alternatif olarak son yıllarda büyük ilgi görmektedir. Aktif karbon üretimi genellikle ek üretim maliyeti gerektiren aktivasyon sürecini içermektedir. Bu arada biyokömür üretimi aktivasyon işlemi gerektirmez ve çok daha basittir. Bununla birlikte, bir arıtma ortamı olarak bozulmamış biyokömürün genel performansı, daha düşük yüzey alanı ve daha az sayıda yüzey fonksiyonel grubu nedeniyle klasik karbonlu malzemelerden daha düşüktür. Spesifik yüzey alanının karbonlu malzemelerin genel performansını yöneten anahtar bir parametre olduğu göz önüne alındığında, biyokömürün klasik karbonlu maddelerle karşılaştırılabilir reaktivite gösterebilmesi için daha düşük yüzey alanını arttırması için ek özelliklere ihtiyacı vardır. Bu amaçla piroliz, hidrotermal karbonizasyon, CO<sub>2</sub> ile beslemeli piroliz dahil olmak üzere biyokömürün özelliklerini geliştirmek için birçok farklı mühendislik stratejisi önerilmektedir. Bu nedenle, son zamanlarda yapılan bazı çalışmalar, metal ile muamele edilmiş biyokömür üretiminde ticari kimyasallar yerine endüstriyel atıkların kullanımını göstermektedir (Kwon vd, 2020).

#### **2.2.4. Aktif Karbon ile Boya Giderimi**

Boylar; boya, kozmetik, tekstil ve kağıt ürünleri gibi endüstrilerde geniş kullanım ve uygulamaya sahiptir. Çevresel açıdan bakıldığında, tekstil endüstrisi su kirliliğinin birincil kaynağı olarak kabul edilmektedir. Sanayide kullanılan 3600 çeşit boya arasında her üretim için atık deşarjda boyların yaklaşık %2-20' si su ortamına karışmaktadır. Bu nedenle boylar atık sudaki en büyük ve en ağır kirleticilerden birini oluşturmaktadır. Bu endüstrilerden çıkan atık sular toksik olduklarından nehir ve diğer su kaynaklarını kirletebilecek boylar içermektedir. Boyların varlığı, sudaki flora ile

faunanın fotosentezini azaltabilir ve bu da deniz ekosisteminin tahrip olmasına neden olabilmektedir. Ayrıca, insan vücudunda mutasyonlara neden olduğu için boyaların yutulması zararlı olabilmektedir (Reza et al., 2020).

Aktif karbon, boyaların su çözeltisinden uzaklaştırılması için büyük bir potansiyele sahiptir. Arıtım verimi; yüzey alanına, gözenek boyutuna, aktif karbonların fonksiyonel gruplarına, boyaların polaritesine, çözünürlüğüne, moleküler boyutuna, pH' a, diğer iyonlara bağlıdır. Aktif karbonlar aktivasyon yöntemi ile elde edilmekte olup, büyük moleküller için bol mezo gözeneklere ve yüksek adsorpsiyon kapasitesine sahip sulu çözeltiden organik bileşiklerin (boya) adsorpsiyon özelliklerine sahiptir (Reza et al., 2020).

Genel olarak boyalar esas olarak, anyonik boyalar (direkt, asit ve reaktif boyalar), katyonik boyalar (alkali boyalar) ve iyonik olmayan boyalardır (dispers boyalar). Şu anda, boyaların zararlı olmasından dolayı, birçok araştırmacı boyaların giderimi konusunda giderek daha fazla endişe duymaktadır. Basit ve kolay bulunan tarımsal atıkları (örneğin: pirinç kabuğu, saman, hindistan cevizi kabuğu, zeytin tozu) incelemek için adsorban olarak kullanmayı tercih etmektedirler (Dai et al., 2018).

### **2.2.5. Tarımsal Atık Bazlı Aktif Karbon**

Tarımsal atıklar, atılan meyve ve sebze kabuklarıdır ve hiçbir yerde uygulama bulmayan atık maddelerdir. Çok az işlem uygulandıktan sonra düşük maliyetli adsorbent olarak kullanılabilirler. Tarımsal atıklar esas olarak lignin ve selülozdan oluşmakta ve spesifik yapıları ve kimyasal özellikleri nedeniyle güçlü alternatif adsorbent görevi görmektedir. Polimer zincirlerinde alkol, fenol, aldehit, karboksil ve keton gibi belirli fonksiyonel gruplar mevcuttur ve bu da çeşitli kirletici maddelerin sudan uzaklaştırılmasına yardımcı olmaktadır (Singh et al., 2018). Yaşamımızdan kaynaklanan tarımsal atıklar, çoğunlukla mahsul saplarını ve hayvan gübresini ifade etmektedir. Geniş bir kaynağı olan, büyük miktarlarda bulunan, tekrarlanabilir, biyolojik olarak parçalanabilir ve çevre dostudur. Yapılan araştırmalara göre, 2013 yılında toplam tarımsal atıkların  $1.75 \times 10^9$  ton olduğunu, bunun  $9.93 \times 10^8$  tonunun mahsul sapı,  $4.52 \times 10^8$  tonunun hayvan gübresi, geriye kalanın ise orman artıkları olduğunu göstermektedir (Dai et al., 2018).

Günümüzde tarımsal atıklardan kirletici maddelerin arıtımı için biyokütlenin adsorban olarak yararlanılması konusunda yurt içi ve yurt dışında çok sayıda araştırma

yapılmaktadır. Çok sayıda araştırmacı, organik ve inorganik maddeleri adsorbe etmek için tarımsal atıkların kullanımını üzerine çok sayıda araştırma yapmaktadır. Uzun süredir atık su arıtımı için aktif karbon kullanılmıştır, ancak son zamanlarda meyveler, pirinç kabuğu, saman, hindistan cevizi atıkları, kahve atıkları, sebze kabukları, çamurlar, küspe, çelik çürufu vb. gibi düşük maliyetli adsorbanları geliştirme yönüne gidilmektedir (Mo et al., 2018).

Çeşitli tarım alanları ve endüstriler, farklı şekillerde (hava, su ve toprak) çevre sorunları yaratan büyük miktarda atığa neden olmaktadır. Tarımsal atıklar; tarımsal üretim, tarım ürünleri işleme, hayvancılık ve kırsal ev yaşamından kaynaklanırken; endüstriyel atıklar ise endüstriyel üretim sürecinde çevreye boşaltılan toz ve diğer atıklardır. Bu atıklar, etkili bir arıtma yapılmadan ciddi çevre sorunlarına neden olabilmektedir. Çoğu arıtım yöntemi pahalı, karmaşık ve ikincil kirliliğe neden olabilmektedir. Bu yan ürünler yeniden kullanılacak hale dönüştürülebilirse, kirliliği büyük ölçüde azaltacaktır. Bu nedenle, tarımsal kaynaklı aktif karbonlar su/atıksu arıtımı için çevresel bir kaynaktır. Bunların kaynak olarak nasıl geri dönüştürüleceği ve yeniden kullanılacağı çok önemlidir (Mo et al., 2018).

#### **2.2.6. Biyokütle ve Biyokütle Kaynakları**

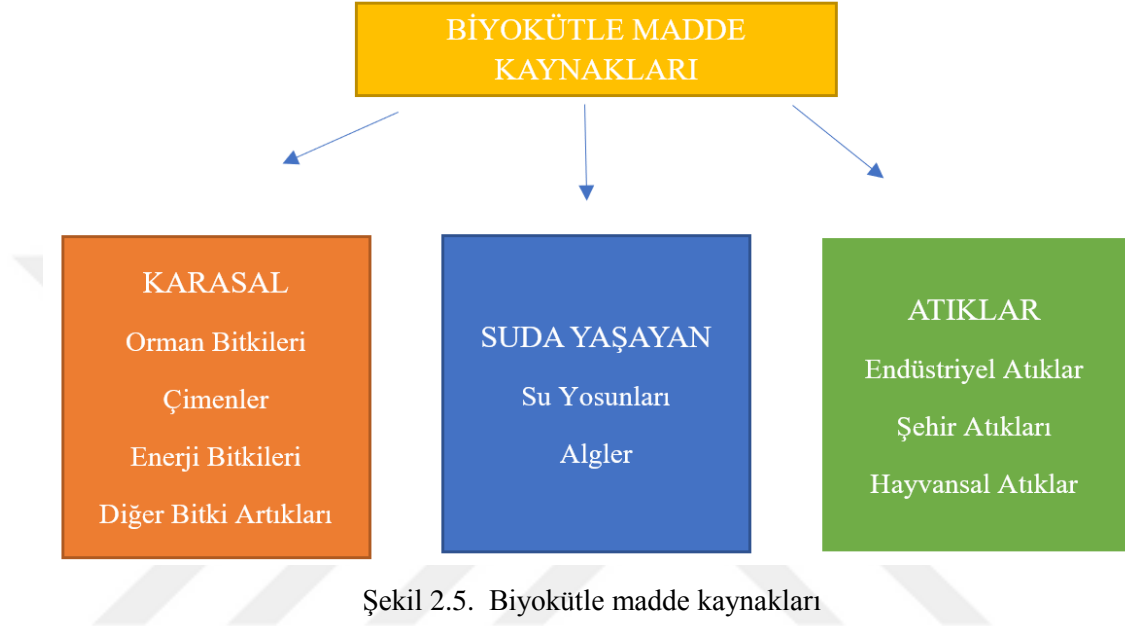
Dünya toplumunun hızlı gelişimi, ekonomisi ve nüfus yoğunluğunun artması fosil yakıt rezervlerinin büyük ölçüde tükenmesine neden olmaktadır. Böylece sürdürülebilir yakıtlara olan talep ilgi çekici bir araştırma alanına dönüşmektedir (Tahir vd, 2022).

Son zamanlarda, karbon ayak izini azaltma sorunu özellikle önemli hale gelmektedir. Bunu düzenlemenin en iyi yolunun karbon nötrlüğüne ulaşmak olduğuna inanılmaktadır. Sonuç olarak, fosil yakıtlara benzer kabul edilebilecek, ancak genel karbondioksit dengesine azaltılmış veya hatta sıfır katkı ile karakterize edilen yeni materyallerin araştırılmasına ihtiyaç duyulmaktadır. Yapay olarak elde edilen karbon benzeri bir malzeme olan Biochar (biyokömür), bu tür bir yakıt olarak kullanılabilir. Biyokömür genellikle farklı kökenlere sahip biyokütleden elde edilmektedir. Çeşitli araştırmalara göre, karadaki ve sudaki toplam dünya biyokütle rezervleri sırasıyla yaklaşık 1.8 trilyon ton ve 4 milyar tondur. Enerji açısından bakıldığında, dünyanın toplam biyokütlesi, dünyanın yıllık enerji tüketiminin 80 katından fazlasına karşılık gelen 33000 EJ potansiyel üretim kapasitesine sahiptir. Enerji potansiyeli olan biyolojik kökenli organik atık olan biyokütle, enerji üretimi



için büyük ilgi görmektedir (Krysanova vd, 2022).

Biyokütle; çevre dostu, fosil olmayan, biyolojik kökenli organik maddelerdir ve yenilenebilir alternatif bir enerji kaynağıdır. Biyokütle kaynakları genel olarak bitkisel, hayvansal ve atıklar şeklinde üç gruba ayrılmaktadır. Bu biyokütle kaynakları bazı proseslerle etkinleştirilerek kullanılabilir (Şekil 2.5.) (Demir ve Uçar, 2018).



Şekil 2.5. Biyokütle madde kaynakları

Kentsel atıklar, tarımsal atıklar, bitkisel biyokütle kalıntıları ve orman atıkları gibi biyoküteller genellikle atık olarak kabul edilir ve yönetmelik mevzuatlarına bağlı olarak çeşitli şekillerde bertaraf edilmektedir.

Biyokütle, termokimyasal ve biyokimyasal dönüşüm teknikleri kullanılarak ısı gücü yüksek yakıtlara ve kimyasallara dönüştürülebilmektedir (Vuppaladadiyam vd, 2022).

### 2.2.7. Biyokütlenin Enerjiye Dönüştürülmesi

Gelecekte döngüsel bir biyo-ekonomiye dayalı sürdürülebilir kalkınmaya ulaşmak zorunlu hale gelecektir. Tarım ve orman atıkları, atık su arıtma tesislerinden gelen kanalizasyon çamuru, belediye katı atıklarının organik kısmı, gübreler, mikroalg atıkları biyo-ekonomiyi takiben değerli ürünlere dönüştürülme potansiyeline sahip geniş bir hammadde kaynaklarıdır. Böyle bir yaklaşım, küresel ısınmanın azaltılmasına ve iklim değişikliğinin etkilerinin hafifletilmesine katkıda bulunacaktır. Son on yılda, biyokütlenin karbon nötrlüğü nedeniyle ısı ve enerji üretimi için sürdürülebilir bir enerji olduğu kanıtlanmıştır (Lee et al., 2022). Bu nedenle, atık

yönetimini ele alan ve aynı zamanda enerji üretimini sağlamak sürdürülebilir kalkınmaya giden bir yoldur.

Ayrıca biyokütle, çeşitli termokimyasal işlemler kullanılarak katı, sıvı, gaz ürünlere dönüştürülebilmektedir. Önemli enerji potansiyeline sahip olan bir biyokütle kategorisi atık biyokütledir. Atık biyokütle, gıda ürünleri, yem bitkileri, lifli bitkiler ve çiftlik hayvanlarından birincil enerji dışı değer çıkarıldıktan sonra kalan biyokütleyi içerir. Atık biyokütle örnekleri arasında pirinç kabuğu, kümes hayvanı atığı, zeytin çekirdeği, buğday samanı, odun kalıntısı ve belediye katı atıklarının organik fraksiyonları bulunur. Atık biyokütle, piroliz, gazlaştırma, yakma ve hidrotermal karbonizasyon dahil olmak üzere termokimyasal işlemlerde yakıt veya hammadde olarak kullanılabilir (Lee et al., 2022).

Bu açıdan bakıldığında, hidrotermal karbonizasyon (HTC), atıkları değerlendirmek için uygun bir termokimyasal işlemdir. HTC tarafından yalnızca biyokütle atıkları değil, aynı zamanda plastik atıklar da arıtılabilir veya ön işlem ile arıtımı sağlanabilmektedir. Piroliz ve gazlaştırma ile karşılaştırıldığında, HTC' nin esas avantajı, su bir reaktan, çözücü ve katalizör olarak hareket ettiğinden önceden susuzlaştırma olmaksızın ıslak besleme stoklarını kullanmasıdır. HTC' de düşük katı-sıvı oranının gerekli olduğu göz önüne alındığında, su tüketimini azaltmak ve HTC' yi çevresel olarak daha sürdürülebilir kılmak için bir alternatif olarak yüksek nemli ve düşük nemli atıkları karıştırmaktır. HTC sonucunda hidrokok olarak adlandırılan katı bir ürün oluşmaktadır.

Hidrokok günümüzde çeşitli alanlarda ilgili uygulamalar için değerlendirilmiştir. Ancak hidrokok kullanımı biyokütlenin fizikokimyasal özelliklerine bağlıdır ve biyokütlenin farklı tekniklere göre uygun şekilde karakterize edilmesinin önemini vurgulamaktadır. HTC ile üretilen biyokütle organik madde bakımından zengin olduğundan atık su arıtımında tek başına veya Şekil 2.6.' da verilen proseslerle birlikte etkinliği artırılarak kullanılabilir.



Şekil 2.6. Biyokütleden enerji üretim prosesleri

### 2.2.7.1. Termokimyasal Prosesler

Hız, sıcaklık ve basınç gibi parametrelere dayanan termokimyasal dönüşüm prosesleri; piroliz, yanma/yakma, gazlaştırma ve sıvılaştırma (hidrotermal prosesler) olarak sınıflandırılabilir. Yanma sırasında, tüm yanıcı bileşenler ısı üretmek için tamamen oksitlenmektedir. Gazlaştırma işlemi sırasında yanıcı biyokütle, yüksek sıcaklıklarda (700-850°C) hava, buhar, O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> veya metal oksitler dahil olmak üzere oksitleyiciler ile oksijensiz koşullar altında gerçekleştirilen kısmi oksidasyon ile yanıcı gazlara dönüştürmektedir (Akışkan yataklı reaktör 700–900°C ve hava akımlı sürüklenen yataklı reaktör (1000–1400°C). Piroliz sırasında, yanıcı biyokütle, oksitleyici maddelerin yokluğunda ortam sıcaklığında (400–700°C) termal olarak ayrılmaktadır. Hidrotermal sıvılaştırma (HTL), orta sıcaklıkta ve yüksek basınçta gerçekleştirilen termal depolimerizasyon işlemidir (Lee et al., 2022).

### 2.2.7.2. Hidrotermal Prosesler

Hidrotermal proses, biyokütleden verimliliği yüksek miktarda olan ürünlerin oluşmasında kullanılan termokimyasal proseslerinden biridir. Bu proseste suyun yüksek basınç ve sıcaklık özelliğinden yararlandığı için ‘hidrotermal’ denilmektedir. Hidrotermal prosesler; hidrotermal gazlaştırma, hidrotermal sıvılaştırma ve hidrotermal karbonizasyon olmak üzere üç gruba ayrılmaktadır (Tablo 2.2).

Tablo 2.2. Termokimyasal dönüşüm yöntemleri

Hidrotermal prosesler	Hidrotermal karbonizasyon	Hidrotermal sıvılaştırma	Hidrotermal gazlaştırma
Sıcaklık aralığı (°C)	150-250	250-450	>450
Ürünler	Hidrokok	Biooil	Biogaz

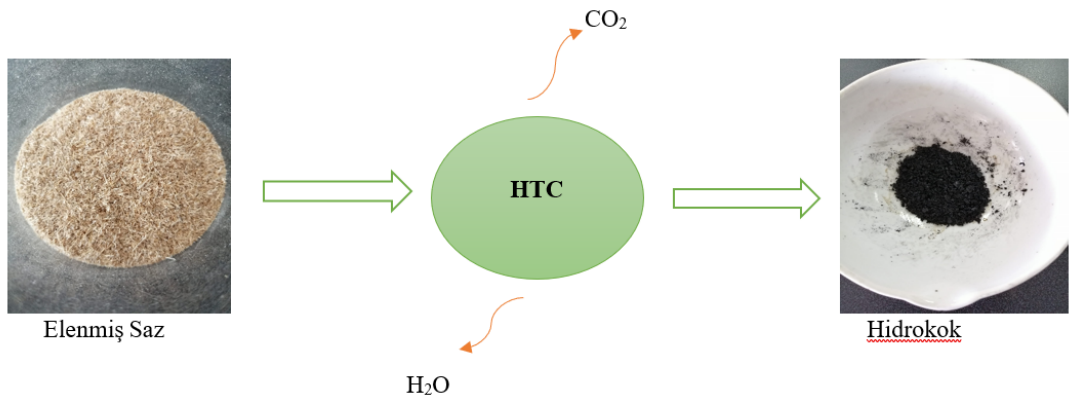
Hidrotermal karbonizasyonda ana ürün katı yakıttır, proses sıcaklığı 280°C' ye kadardır. Hidrotermal sıvılaştırmada ana ürün sıvı yakıttır, proses sıcaklığı 250-450°C arasındadır ve hidrotermal gazlaştırmada ise ana ürün gaz yakıttır, proses sıcaklığı 450°C'nin üzerindedir (Vlaskin & Kumar, 2020).

### 2.2.8. Hidrotermal Karbonizasyon (HTC)

HTC yöntemi 1913 yılında Friedrich Bergius tarafından keşfedilmiştir. Bergius arkadaşı Carl Bosch ile karbonhidratların kömür türevi bir malzemeye hidrotermal bir yöntemle dönüştürülebileceğini kanıtlamışlardır (Demir ve Uçar, 2018). HTC yöntemi, biyokütlenin su varlığında 150–280°C' ye kadar ısıtılması sonucunda katı haldeki biyo-kömüre termokimyasal olarak dönüştürülmesi işlemidir (Vlaskin ve Kumar, 2020). Kısaca HTC, bileşimi kömür gibi olan kömürleşmiş madde üretiminde kullanılan termokimyasal yöntemlerden biridir. Proses genel olarak kapalı ortamda, ıslak karbonhidrat içeren hammadde, sıcaklığı düşük olan ortamda ve yüksek otojen basınç altında (2.4 Mpa' ya kadar) gerçekleşmektedir.

Hidrotermal karbonizasyon (HTC) sırasında, biyokütle katı, sıvı ve gaz halinde ürünlere ayrılarak yeniden yapısal düzenlemeye tabi tutulmaktadır. Katı ürün (hidrokok), hammaddeden farklı bir kimyasal bileşime ve fiziksel görünüme sahiptir.

HTC işlemi sonucunda oluşan karbon bakımından zengin olan kok ürünü hidrokok (hydrochar) olarak adlandırılmaktadır (Şekil 2.7). Kimyasal bileşimdeki farklılık, HTC sırasında meydana gelen hidroliz, dehidrasyon, dekarboksilasyon, aromatisasyon ve yeniden yoğunlaştırmayı içeren reaksiyon mekanizmalarıyla açıklanmaktadır (Fang vd, 2018).



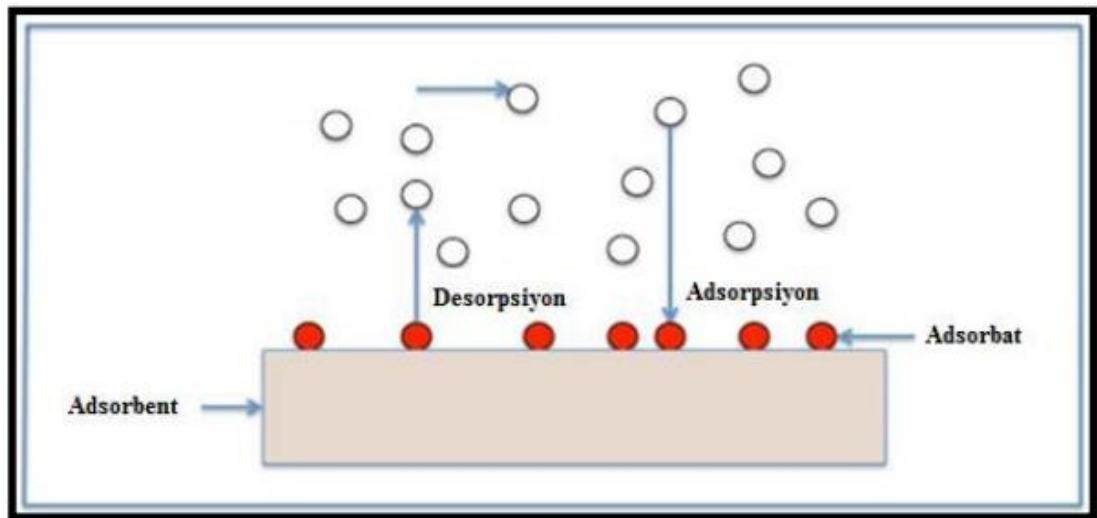
Şekil 2.7. Hidrotermal karbonizasyon

Hidrotermal karbonizasyon yönteminin avantajları şu şekilde sıralanabilmektedir:

- HTC işlemi gerçekleşirken enerji miktarı düşüktür ve asgari çalışma şartları sunmaktadır.
- Sentez işlemi sulu fazda yapılmaktadır ve toksik etki gösteren çözücü maddeler kullanılmamaktadır.
- Karbon kaynağı çevre dostu, yenilenebilir ve sürdürülebilir biyokütledir.
- Maddi açıdan uygun bir yöntemdir.
- HTC prosesi genellikle tek basamakta gerçekleşmektedir.
- Oluşan ürünler başka malzemelerle birlikte kullanılabilir veya kullanımına göre işlevsel özelliği değiştirilebilmektedir.
- Oluşan karbon içerikli malzemeler için genellikle ileri bir saflaştırma işlemine gerek duyulmamaktadır.
- Bu yöntem ile ölçeklendirme yapılabilmektedir, önemli oranda sentez yapılabilmektedir ve ek olarak soğutma sistemi kullanılması gerekmemektedir (Yiğit, 2017).

### 2.3. Adsorpsiyon

Adsorpsiyon, bir gaz veya sıvı çözünen bir katı veya sıvı (adsorbent) yüzeyinde birikerek moleküler veya atomik bir film (adsorbat) oluşturduğunda meydana gelen bir süreçtir (Şekil 2.7). Adsorbat (yüzeyde yoğunlaşan maddeye) ve adsorbent (yüzeyde adsorpsiyonun gerçekleştiği madde) arasındaki çekimin türüne bağlı olarak, adsorpsiyon iki türe ayrılabilir. Bunlar: fiziksel ve kimyasal adsorpsiyon aynı zamanda fizisorpsiyon ve kemisorpsiyon olarak da bilinmektedir (Singh vd, 2018).



Şekil 2.8. Adsorpsiyon mekanizması (Yıldız, 2022)

Adsorpsiyon prosesi üç aşamada gerçekleşmektedir. Öncelikle çözünen

moleküller adsorbent yüzeyinde film tabakası oluşturmaktadır. Daha sonra bu moleküller adsorbentin merkezine hareket etmektedir ve böylece son olarak adsorbent yüzeyinde tutunma meydana gelmektedir.

Adsorpsiyon yöntemi içme suyu, atık su arıtımında sıklıkla kullanılmaktadır ve bu alanlardan bazıları aşağıda listelenmektedir:

- Koku ve tat gideriminde,
- Biyolojik arıtmaya karşı dirençli, toksik ve zor ayrışan atıklarda,
- Organik ve inorganik madde gideriminde,
- Boya ve deterjan kalıntılarının gideriminde,
- Klor ve toplam organik karbon konsantrasyonunun azaltılmasında uygulanmaktadır.

Adsorpsiyonun matematiksel sembolü  $q_e$  dir ve birimi mg/g' dır. Denklemi ise aşağıda belirtildiği gibidir:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) * V}{m}$$

$q_e$ : Birim adsorban başına adsorplanan madde miktarı (mg/g)

$C_0$ : Başlangıç konsantrasyonu (mg/L)

$C_e$ : Adsorpsiyon sonrası çözültide kalan konsantrasyon (mg/L)

$V$ : Çözültinin hacmi (L)

$m$ : Adsorban madde dozu (g)

$q_e$  değeri ne kadar büyükse adsorbanın, adsorplama kapasitesi o kadar büyük olduğu anlamına gelmektedir.

### **2.3.1. Adsorpsiyon Türleri**

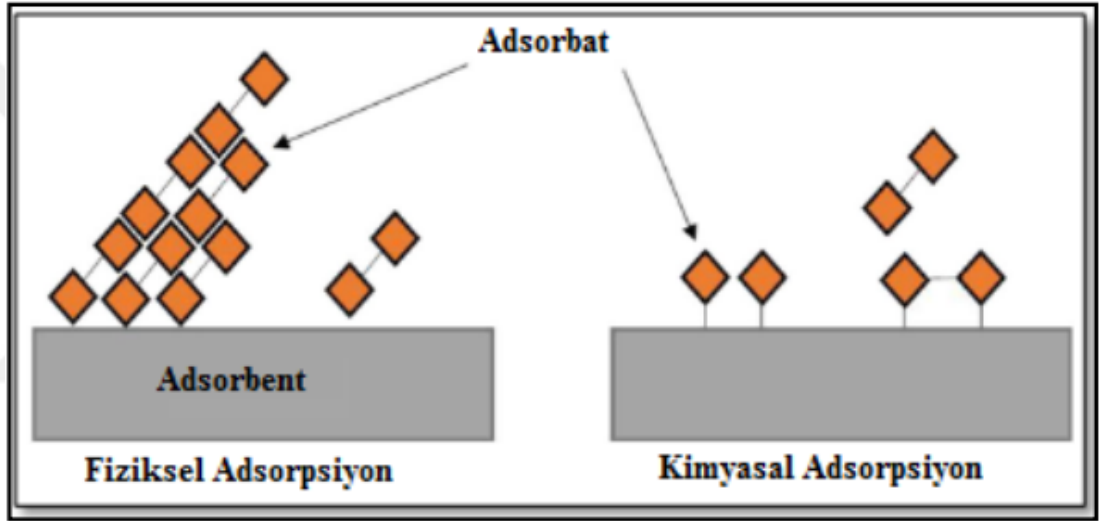
#### **2.3.1.1. Fiziksel Adsorpsiyon**

Fiziksel adsorpsiyon, kirleticinin adsorban yüzeyine tutunma olayıdır. Düşük entalpi ile karakterize edilir ve Van Der Waals kuvvetleri, London kuvvetleri ve polar etkileşimler gibi daha zayıf kuvvetleri içermektedir. Bu moleküller arası bağlar zayıf olduğundan desorpsiyon işlemi hızlı bir şekilde gerçekleşmektedir. Bu nedenle fiziksel adsorpsiyon düşük sıcaklıkta ve düşük enerjili şekilde gerçekleşmektedir. Tersinir bir

proses olduğundan sıcaklığın artması ile fiziksel adsorpsiyon azalmaktadır (Chen vd, 2022).

### 2.3.1.2. Kimyasal Adsorpsiyon

Kimyasal adsorpsiyon, adsorbent ile kirletici arasında kovalent ve iyonik bağlar gibi kimyasal bağlar yoluyla elektronları paylaşarak veya aktararak etkileşime girdiğinde meydana gelmektedir (Chen vd, 2022). Buradaki çekim kuvveti fiziksel adsorpsiyondaki çekim kuvvetinden güçlüdür. Kimyasal adsorpsiyon yöntemi tek tabakada gerçekleşmektedir, ayrıca tersinmez bir prosestir. Kimyasal adsorpsiyonun gerçekleşmesi için 10-50 MJ/mol aralığında aktivasyon enerjisi gereklidir. Bundan dolayı artan sıcaklıkla beraber kimyasal adsorpsiyon hızı da artmaktadır (Yiğit, 2017).



Şekil 2.9. Fiziksel ve kimyasal adsorpsiyon (Yıldız, 2022)

### 2.3.1.3. İyonik Adsorpsiyon

İyonik adsorpsiyon, adsorplanan madde ile adsorplayan madde arasındaki elektrostatik çekim kuvvetleri etkisiyle gerçekleşmektedir ve bu maddelerin iyon yükleri önem taşır. Eğer iyonlar aynı yüklü ise yükü az olan yüzeye tutunmaktadır (Yıldız, 2022).

## 2.3.2. Adsorpsiyon Prosesine Etki Eden Faktörler

**a. Adsorban maddenin yüzey alanı;** adsorpsiyon işleminde gerçekleşen tepkimelerde adsorbentin yüzey alanının büyük olması etkileşimi olumlu yönde arttırmaktadır. Böylece adsorbent kirletici madde (adsorbat) ile daha fazla temas halinde olmaktadır. Bu nedenle adsorbentin yüzey alanı arttıkça adsorplama kapasitesi de artmaktadır (Yıldız, 2022).

**b. Adsorbentın gözenek büyüklüğü;** kirletici maddenin adsorbent yüzeyine tutunması adsorpsiyon işleminin temelini oluşturmaktadır. Adsorbentın gözenekliliği arttıkça adsorbatın, adsorbente tutunma olasılığı artmaktadır (Yıldız, 2022).

**c. Adsorbatın çözünürlüğü;** adsorpsiyon işlemi adsorbatın çözünürlüğü ile ters orantılı olarak gerçekleşmektedir. Kısaca adsorbent ile adsorbat etkileşimi ne kadar güçlü olursa adsorpsiyon işleminin verimi o kadar az olacaktır. Çünkü içinde bulunduğu atık sudan adsorbat maddeyi ayırmak güçleşecektir. Bundan dolayı adsorpsiyon verimi azalmış olacaktır (Yıldız, 2022).

**d. Adsorbatın iyon yükü;** iyon yüküne sahip adsorbat molekülleri, nötr adsorbat moleküllerine göre daha az adsorpsiyon kapasitesine sahiptirler. Adsorbent ile adsorbat aynı iyon yüküne sahip olduğunda elektrostatik etkileşim sonucu birbirini iteceklerdir. Bu durumda adsorbat, adsorbent yüzeyine bağlanamayacağından adsorpsiyon işlemi zorlaşacaktır (Yıldız, 2022).

**e. Çözeltinin pH değeri;** adsorbent yüzeyi ortamın asitlik ya da bazlık durumuna göre fonksiyonel gruplar içermektedir. Adsorbat madde bu fonksiyonel gruplar üzerine tutunmaktadır. Adsorbent maddenin pH değeri nötr olduğunda hidroksit ve hidrojen iyonlarının adsorplama gücü fazla olduğundan adsorpsiyon hızı artmaktadır (Yıldız, 2022).

**f. Sıcaklık;** adsorpsiyon prosesinde ortamda ısı aktarımı gerçekleştiğinden tepkime ekzotermik olarak gerçekleşmektedir. Bundan dolayı sıcaklık azaldıkça adsorpsiyon prosesi artış göstermektedir. Fakat endotermik tepkimelerde sıcaklık artınca adsorpsiyon süreci de artmaktadır (Yıldız, 2022).

**g. Temas süresi;** adsorpsiyon işleminde, adsorbent maddenin gözeneklerinin fazla olması ve adsorbat madde konsantrasyonunun yüksek olması adsorpsiyonu ilk olarak çok hızlı bir şekilde gerçekleştirirse de ilerleyen zamanlarda adsorban yüzeyine adsorbat madde birikmesiyle adsorbat madde moleküllerinin tutunması çok daha fazla zaman almaktadır. Buna göre adsorpsiyon hızı denge noktasına ulaşıncaya azalmakta ve belli bir noktada desorpsiyon hızı adsorpsiyon hızına eşit olmaktadır. Sonuç olarak, bu durum prosesin dengede olduğunu ve zaman faktörü ile adsorpsiyonun değişmeyeceğini göstermektedir (Shah & Mistry, 2013).



### 2.3.3. Adsorpsiyon İzoterm Modelleri

Sabit sıcaklıklarda adsorplayan ve adsorplanan madde arasındaki termodinamik denge ilişkisini özetlemek için son on yılda çeşitli adsorpsiyon izoterm modelleri geliştirilmiştir. Tabaka sayısına göre adsorpsiyon modelleri tek tabakalı, iki tabakalı ve üç tabakalı modeller olarak sınıflandırılmaktadır. İzoterm modeli, atık su da boya giderim çalışmalarında adsorpsiyon mekanizmalarını, adsorpsiyon kapasitesini ve adsorbent özelliklerini araştırmak için kullanılmaktadır. Bununla birlikte, model sınırlamaları nedeniyle, tüm izoterm deney verilerine uymayabilir ve boyanın adsorpsiyon sürecini tanımlayamaz (Chen et al., 2022).

#### 2.3.3.1. Langmuir İzoterm Modeli

Langmuir izotermi, adsorpsiyonun bir molekül kalınlığında adsorbe edilmiş tabaka ile özdeş ve eşdeğer belirli bölgelerde gerçekleştiği deneysel bir modeldir. En çok sıvı çözeltilerdeki kirletici maddelerin adsorpsiyonunda kullanılmaktadır. Langmuir, basitliği, homojen ve tek tabakalı adsorpsiyonu nedeniyle atık su da boya adsorpsiyonunda en yaygın olarak uygulanan izoterm modelidir (Chen et al., 2022).

Langmuir izoterm denkleminin aşağıdaki gibidir:

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$$

Eşitliğin lineer formu:

$$(C_e/q_e) = (1/K_L) + (a_L/K_L) C_e$$

$C_e$  : Adsorpsiyon sonrası çözeltide kalan maddenin derişimi (mg/l)

$q_e$  : Maksimum adsorpsiyon kapasitesi (mg/g)

$a_L$  : Adsorpsiyon enerjisine bağlı sabit (l/mg)

$K_L$  : Langmuir izoterm sabiti (l/mg)

Adsorpsiyon deneylerinde  $C_e/q_e$  ye karşılık  $C_e$  grafiği çizildiğinde, kayma miktarı  $1/K_L$ , eğimi de  $a_L/K_L$  olmaktadır. Bilimsel olarak tek tabaka adsorplama miktarı  $q_m$  numerik olarak  $K_L/a_L$  ye eşittir. Langmuir izoterm modeli homojen bir adsorpsiyon modeli olduğu için her bir molekülün aktivasyon enerjisi de aynı olduğu esasına dayanmaktadır (Elver, 2020).

### 2.3.3.2. Freundlich İzoterm Modeli

Freundlich izoterm modeli, çeşitli adsorbanlar üzerinde organik ve inorganik kirleticilerin adsorpsiyonunu açıkça tanımladığı için deneysel sonuçlara dayanan yaygın olarak kullanılan deneysel bir formüldür. Model ilk olarak 1906' da Herbert Freundlich tarafından Henry' nin modelinin devamı olarak önerilmiştir. 1906' da Freundlich adsorpsiyon izoterminin gelişiminin altında yatan esas neden, adsorbentin çeşitli tiplerde adsorpsiyon alanlarından oluşan heterojen bir yüzeye sahip olmasıdır. Bu bakış açısına göre adsorplanan miktar, adsorpsiyon işleminin sonunda adsorpsiyon enerjisi azalana kadar tüm bölgelerdeki adsorpsiyonun toplamını ifade etmektedir. Freundlich modeli, Langmuir izoterm modelinden farklı olarak, tek katmanlı adsorpsiyonla sınırlı değildir ve çok katmanlı adsorpsiyonun gerçekleştiğini kanıtlamaktadır. Freundlich modeli, kimyasal adsorpsiyon birincil adsorpsiyon mekanizması olduğunda, tek tabakalı adsorpsiyonu tanımlar; oysa fiziksel adsorpsiyon birincil mekanizma olduğunda çok katmanlı adsorpsiyonu tanımlamaktadır. Freundlich izoterm modelinin doğrusal olmayan ve doğrusal biçimleri aşağıdaki gibidir:

$$q_e = K_F C_e^{1/n}$$

Eşitliğin lineer formu:

$$\log q_e = \log K_F + \left(\frac{1}{n}\right) \log C_e$$

$q_e$  : Birim adsorbent ağırlığı başına adsorplanan adsorbat miktarı (mg/g)

$C_e$  : Adsorpsiyondan sonra çözeltideki adsorbat miktarının denge derişimi (mg/L)

$K_F$  : Freundlich izoterm modelinin adsorpsiyon kapasitesi

$1/n$  : Heterojenlik faktörü

$n$  : Adsorpsiyon yoğunluğu

Freundlich modeli, adsorbentin doygunluğunu belirleyememektedir. Bu nedenle sonsuz yüzey kapsamı matematiksel olarak tahmin edilmektedir ve bu da yüzeyde çok katmanlı adsorpsiyona işaret etmektedir.  $n$  ve  $1/n$  değerleri sıcaklığa bağlıdır ve adsorpsiyon yoğunluğu veya yüzey heterojenliği gibi adsorpsiyon koşullarını göstermektedir (Chen vd, 2022).

$\log q_e$ 'ye karşılık  $\log C_e$  grafiği çizildiğinde kayma miktarı  $\log K_F$  olup, eğim ise  $1/n$  olmaktadır. Görüldüğü üzere Freundlich izotermi heterojen sistemlerde kullanılmaktadır.

### 2.3.3.3. Tempkin İzoterm Modeli

Tempkin modeli, başlangıçta asidik bir çözeltide platin elektrotlar üzerine hidrojen adsorpsiyonunu tanımlamak için kullanılan çok katmanlı kimyasal soğurma işlemine dayanmaktadır. Langmuir ve Freundlich izoterm modellerinden farklı olarak Tempkin izoterm modeli, adsorbent-adsorbat etkileşimini hesaba katarken aşırı yüksek ve düşük konsantrasyon değerlerini yok saymaktadır. Tempkin izotermi yalnızca sınırlı bir iyon konsantrasyonu aralığına uygulanabilmektedir. Sıcaklığın bir fonksiyonu olarak, bu model, adsorbat/adsorbent etkileşimleri nedeniyle yüzey özelliği arttıkça ve bağlanma enerjisi eşit olarak dağıldığından, katmanda bulunan taneciklerin adsorpsiyon ısısının logaritmik olarak değil lineer olarak düşüşünü göstermektedir. Tempkin model denklemi aşağıdaki gibi ifade edilmektedir (Chen vd, 2022):

$$q_e = \frac{RT}{b} (\ln K_i C_e)$$

Eşitliğin lineer formu:

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln K_i + \frac{RT}{b} \ln C_e \quad B = \frac{RT}{b}$$

$q_e$  : Birim adsorbent ağırlığı başına adsorplanan adsorbat miktarı (mg/g)

$C_e$  : Adsorpsiyondan sonra çözeltideki adsorbat miktarının denge derişimi (mg/L)

$K_t$  : Maksimum bağlanma enerjisine karşılık gelen denge bağlanma sabiti (l/mol)

$B$  : Adsorpsiyon ısısına bağlı sabit (J/mol)

$T$  : Sıcaklık (°K)

Tempkin model denklemi ilk olarak gaz fazı adsorpsiyon uygulamalarında kullanılsa da son yıllarda Tempkin izoterminin uygulaması sıvı faz adsorpsiyonuna kadar genişletilmiştir (Chen vd, 2022).

$\ln C_e'$  ye karşı  $q_e$  grafiği çizilerek sabit olan değerler eğim ve kesişimden belirlenmektedir. Burdan görüldüğü üzere Tempkin izoterm modeli ısıya bağlı sistemlerde kullanılmaktadır.

### 2.3.4. Adsorpsiyon Kinetik Modelleri

#### 2.3.4.1. Yalancı İkinci Derece Reaksiyon Kinetik Modeli

Atık su da bulunan iki değerlikli metal iyonlarının adsorpsiyon kinetikleri için sunulmuş bir modeldir ve model aşağıdaki formülle uygulanabilmektedir:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k \cdot q_e^2} + \frac{t}{q_e}$$

$q_e$ : Adsorplanan adsorbat miktarı (mg/g)

$q_t$ : Adsorbent yüzeyinde bulunan iki değerlikli metal iyonlarının miktarı (mg/g)

$k$ : Adsorpsiyon hız sabiti (g/mg.dk.)

$t$ : Süre (dk.)

Zamana ( $t$ ) karşı  $t/q_t$  grafiği çizildiğinde grafik eğrisinin ekseni kestiği nokta  $1/k \cdot q_e^2$  olup, eğrinin eğimi ise  $1/q_e$ ' dir.

Adsorpsiyon kapasitesini; başlangıç kirletici konsantrasyonunu, tepkime sıcaklığı, adsorbentin tanecik çapı ve sayısı gibi birçok etken etkilese de bir kinetik model tüm oranlarda gözlenebilir parametrelerle ilgilidir. İkinci derece kinetik model ise metal iyonlarının, boyaların, herbisitlerin, yağların ve sulu çözeltilerden organik maddelerin adsorpsiyonunu en iyi şekilde göstermektedir (Makhoukhi vd, 2015).

#### 2.3.4.2. Elovich Kinetik Modeli

Elovich kinetik modeli genellikle adsorpsiyon kapasitesine bağlıdır ve heterojen katıların üzerindeki gazların adsorpsiyon kinetiğini belirlemek için kullanılan bir modeldir ve model aşağıdaki formülle uygulanabilmektedir:

$$q_e = \beta \cdot \ln(\alpha) + \beta \cdot \ln t$$

$q_t$ :  $t$  zamanı boyunca adsorplanan gaz miktarı (mg/g)

$t$ : Süre (dk.)

$\beta$ : Elovich model denge oran sabiti (g/mg)

$\alpha$ : Elovich model adsorpsiyon hız sabiti (mg/g.dk.)

Bu denkemde,  $q_t$ - $\ln t$  grafiği çizilince kayma oranı  $\beta \cdot \ln(\alpha)$ , eğimi  $\beta$  olmaktadır.

Model, sorpsiyonun yalnızca belirli bölgelerde gerçekleştiği ve ayrıca sorplanmış moleküller arasında etkileşim olduğu varsayımına dayanmaktadır. İhmal edilebilir bir sonucu olarak desorpsiyonun gerçekleşmediği dengeden uzak kinetik için uygundur (Ohale vd, 2020).

### 2.3.4.3. Partikül İçi Difüzyon Modeli

Adsorban partiküllerin dış yüzeyde (mikro gözenekler) ve iç yüzeyinde (nano gözenekler) gözenekli kanalları vardır. Bu nedenle, adsorpsiyon çalışması, parçacıklar arası kütle transferinin aşaması olan yüzey reaksiyonlarının modellenmesini ve yüzey reaksiyonuna bağlı olan ve partikül içi difüzyon adı verilen partiküllerin içinde adsorpsiyonun modellenmesini içermektedir (Zakirov vd, 2023).

$$q_t = k_{id}t^{1/2} + C$$

$q_t$ : t süresi boyunca adsorplanan gaz miktarı (mg/g)

$k_{id}$ : Partikül içi difüzyon model hız sabiti (mg/g.dk.)

t: Süre (dk.)

C: Partikül içi difüzyon model denge oran sabiti

Partikül içi difüzyon modelinde  $q_t$ - $t^{1/2}$  grafiği çizilip, grafik eğimi de partikül içi difüzyon oran sabitini vermektedir. Diğer partikül içi difüzyon modeli modifiye edilerek aşağıdaki şekilde gösterilmektedir:

$$\log R = \log k_{id} + \alpha \cdot \log t$$

R: Giderim verimi (%)

t: Süre (dk.)

$\alpha$ : Partikül içi difüzyon modeli için denge oran sabiti

$k_{id}$ : Partikül içi difüzyon modeli için hız sabiti (mg/g.dk.)

$\alpha$  değerlerinin yüksek olması yüksek adsorpsiyon verimi olduğunu belirtirken,  $k_{id}$  değerlerinin büyük olması ise adsorpsiyon oranındaki artışı göstermektedir (Makhoukhi vd, 2015).

### 3. MATERYAL METOT

#### 3.1. Materyal

Bu tez çalışması kapsamında aktif karbon üretiminde kullanılacak hammadde kaynağı, saz (*Phragmites australis*)'dır. Üretilen aktif karbonlar, su kirletici kaynaklarından biri olan endüstriyel boyarmaddelerden iki farklı yöntem ile Telon Red boyar maddesinin gideriminde kullanılmıştır.

##### 3.1.1. Saz (*Phragmites australis*) Hakkında Bilgi

Kızılırmak Deltası, diğer adıyla Bafra Ovası Kızılırmak'ın Karadeniz'e döküldüğü yerde taşıdığı alüvyonlarla oluşturduğu sulak alanlar ve deltalar kompleksidir. Samsun ilinde bulunan Alaçam, Bafra, Ondokuzmayıs ilçeleri sınırlarındadır. 56000 hektarlık alanıyla Türkiye'nin en büyük deltalarından biri olma özelliğine sahiptir. Bölge, irili ufaklı yirmi tane göl, büyük sazlık ve bataklık alanlardan oluşması ayrıca oldukça büyük bir alana sahip olması ve barındırdığı kuş türü bakımından sadece Türkiye için değil tüm dünya ekolojisi açısından bakıldığında büyük önem taşımaktadır. Bölge Ramsar Sözleşmesi kapsamında koruma altına alınmıştır (Elver, 2020).

Kızılırmak Deltasında bulunan saz ve kamışlar Cernek Gölü'nün kuzey kesimlerinde geniş alana yayılan habitatlardandır. Bu bitkilerin gövdeleri delta çevresinde bulunup, kökleri ise su içindeki toprağa bağlıdır. Boyları 10 m' ye ulaşmaktadır. Kızılırmak Deltasında tek başına veya başka türlerle bir arada bulunan *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris*, *Schoenoplectus triqueter*, *Sparganium erectum*, *Cladium mariscus*, *Cyperus longus*, *Butomus umbellatus* gibi bitki toplulukları bulunmaktadır. Delta halkının geçim kaynaklarından biri saz ticaretidir. Bu nedenle saz (*Phragmites australis*) bölgeden toplanarak pazarlanmaktadır. Deltadan toplan sazlar ahırda zemine sermede, hayvan barınakları ve bina çatılarını örtmede ve hasır ile sepet yapımında kullanılmaktadır. Ayrıca ısınma amaçlı yakacak olarak da kullanılmaktadır. Ancak son yıllarda değeri azaldığı için deltadan kontrollü olarak saz kesimi yapılmaktadır.



Şekil 3.1. Saz (*Phragmites australis*) bitkisinin doğal hali (Pelton, 2018)

Şekil 3.1’ de gösterilen deltada bulunan sazların her yıl yaklaşık olarak %25’i kesilmektedir. Bu kesim işlemine her yıl Aralık ayı sonunda başlanıp, Nisan ayı başlarında bitmektedir. Sonrasında kuşların üreme dönemi bittiğinde Temmuz ayında tekrar başlanmaktadır. Bölgede kesilen sazlar Ağustos ayı boyunca kurumaya bırakıldıktan sonra Şekil 3.2.’ de görüldüğü gibi bağ haline getirilip satılmaktadır.



Şekil 3.2. Bağ haline getirilen sazlar (Anonim, 2021)

*Phragmites australis* ve alt türleri, dünya çapında özellikle ABD ve Kanada' da bulunan en yaygın sulak alan bitkilerinden biridir ve iç sularda, nehir kıyısındaki sulak alanlarda, bataklıkta yetişmektedir. Bu türler habitat ve biyoçeşitliliği sürdürmek için büyük bir öneme sahiptir ve birçok yerde korunmaktadır (Lindsay vd, 2023). Sazlar, küresel iklim değişikliği faktörlerine karşı fizyolojik ve morfolojik etki gösterebildiğinden genellikle küresel iklim değişikliğine karşı model organizmalar olarak kullanılmaktadır (Cun vd, 2022).

Bu bitki bileşen olarak selüloz, hemiselüloz ve ligninden oluşmakta olup geniş doku gözenekliliğine sahiptir. Ayrıca derin köklü olup güçlü bir şekilde büyüme gösterip, hızla yayılmaktadırlar. Diğer türlerle karşılaştırıldığında, *Phragmites australis* bitkisi oldukça derin bir köklenme bölgesine sahiptir. Birkaç yıla kadar yaşayabilen birbirine bağlı köksap dalları yalnızca rizomlara değil, aynı zamanda bağlı köklere de oksijen sağlayan, çok verimli bir iç havalandırma için bir bazal ağ oluşturmaktadır (Moulisová vd, 2023). Ayrıca *Phragmites australis* geniş yaşam alanına sahip olduğundan toprakta veya suda bulunan yüksek tuz konsantrasyonuna karşı dayanıklılık göstermektedir.

*Phragmites australis* akümülatör bir bitki olarak bilinir ve bu nedenle boyaları, ağır metalleri ve bazı organik maddeleri atık sudan uzaklaştırma konusunda düşük maliyetli ve etkili bir adsorbent olabileceği çeşitli araştırmalarda belirtilmiştir (Elver, 2020).

Yapılan çalışmada saz (*Phragmites australis*) bitkisi, Kızılırmak Deltasında saz ticareti yapan köylülerden temin edilmiştir. Kurutulup, bağ haline getirilen saz bitkisi Şekil 3.3.' de görüldüğü gibi birkaç parçaya bölünerek değirmen yardımıyla öğütülerek elenmiştir. Elenen sazlar aktif karbon üretiminde kullanılmak üzere elek yardımıyla Şekil 3.4.'de gösterilen 0.425-0.600 mm tane boyutuna getirilmiştir.





Şekil 3.3. Parçalara bölünen sazlar



Şekil 3.4. Öğütölüp, elenmiş saz

### 3.1.2. Saz (*Phragmites australis*) Bitkisinden Aktif Karbon Üretimi

Saz bitkisi 0.425-0.600 mm tane boyuna elendikten sonra numuneler karbonlaştırma işlemine tabi tutulmuştur. Elenen sazlar, %99.0 saflıkta ticari NaOH (Merck) ile 1:3 oranında karıştırılarak kapalı yakma reaktörlerine alınmıştır. 600°C sıcaklıkta, 1 saat boyunca kül fırını kullanılarak karbonizasyon işlemi gerçekleştirilmiştir (Şekil 3.5). Reaktör hava girişi olmayacak şekilde sıkıca kapatılmıştır.



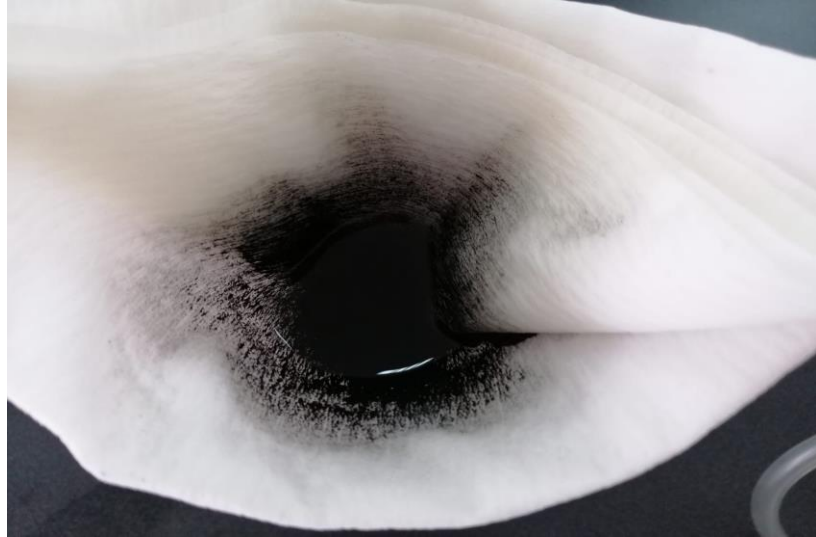
Şekil 3.5. Kül fırını içindeki reaktör

İşlem gerçekleştirildikten sonra elde edilen aktif karbonun pH değeri 12.50-13.50 civarındadır. Bu nedenle aktif karbon filtre kağıdına konularak pH değerini nötr hale

getirmek için vakum pompası yardımıyla saf su ile yıkanmıştır (Şekil 3.6). Yıkanan aktif karbonun pH değeri 7 olarak ayarlanmıştır.

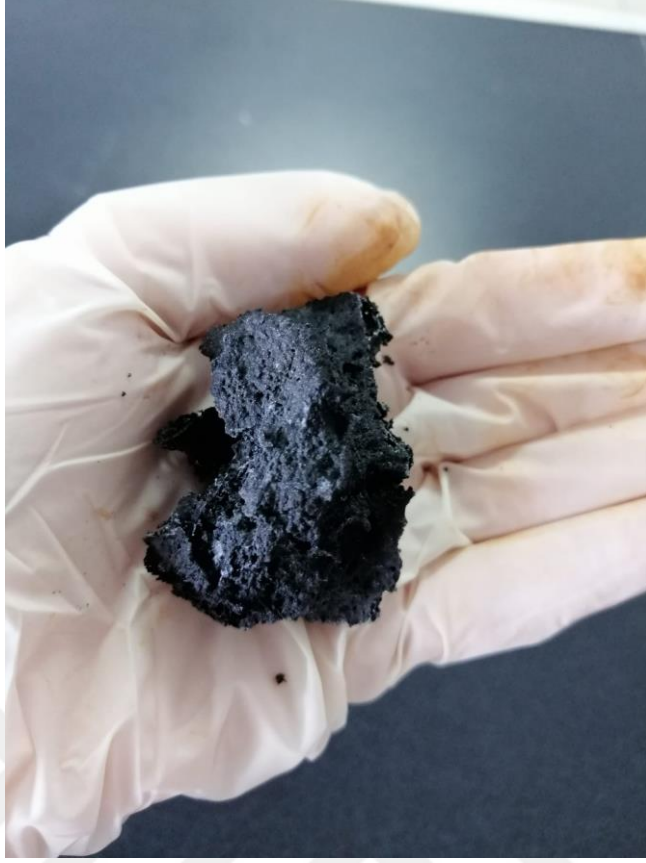


Şekil 3.6. Vakum pompası ile aktif karbonu yıkama işlemi



Şekil 3.7. Yıkama esnasında filtre içindeki aktif karbon

Numune yıkandıktan sonra 105°C sıcaklıkta 24 saat boyunca etüvde kurutulmuştur. Kurutulup, havanda dövüldükten sonra elde edilen aktif karbon çalışma içerisinde “SAK” olarak adlandırılmıştır (Şekil 3.7 ve Şekil 3.8).



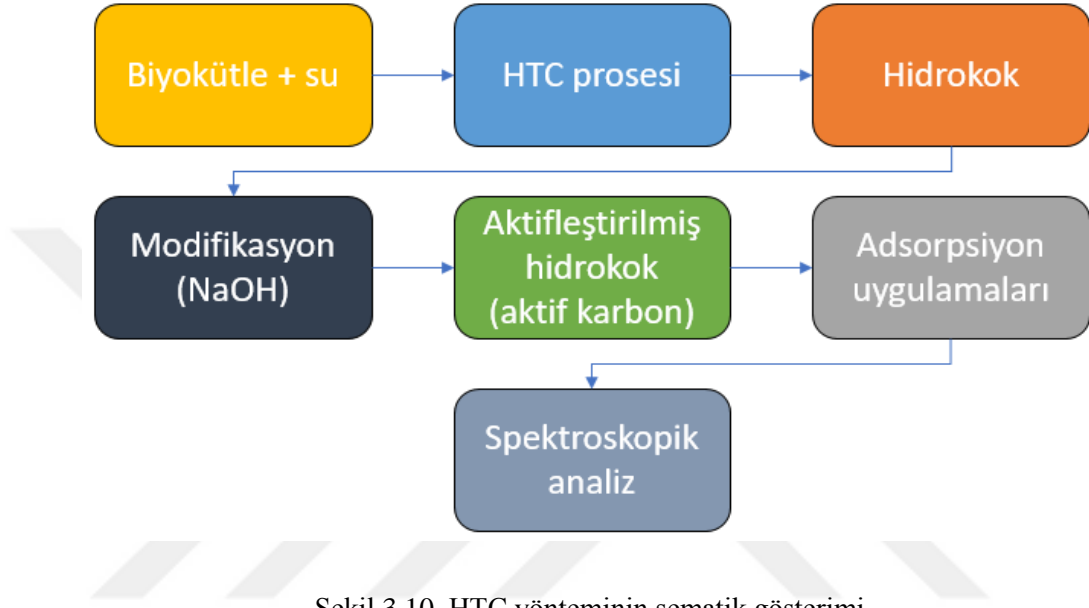
Şekil 3.8. Kurutulan SAK



Şekil 3.9. Tanelere ayrılan SAK

### 3.1.3. Sazın (*Phragmites australis*) Hidrotermal Karbonizasyonu (HTC) ve Aktif Karbon Üretimi

Yapılan çalışmada literatürlere uygun olarak Islam ve ark (2015 a ve b) yaptığı çalışmalar referans alınmıştır (Islam vd, 2015a; Islam vd, 2015b). Bu amaca uygun olarak takip edilecek işlem sıralamaları Şekil 3.10' da şematik olarak verilmiştir.



Şekil 3.10. HTC yönteminin şematik gösterimi

Biyokütle olarak kullanılan saz (*Phragmites australis*) ağırlık olarak %5 olacak şekilde su ile karıştırılarak özel yapım paslanmaz çelik reaktöre (hidrotermel otoklav) konulmuştur. Sonra 200°C'de 5 saat HTC gerçekleştirilmiştir (Islam vd, 2015a; Islam vd, 2015b).



Şekil 3.11. HTC sonucunda çıkarılan saz

Daha sonra optimum sıcaklıkta HTC yöntemi ile elde edilen ürün süzülüp, katı ürün (hidrokok) su ile yıkanarak ve etüvde 105°C’de 24 saat kurutulmuştur.



Şekil 3.12. Hidrokokun kurutulmuş hali

Şekil 3.12.' de gösterilen hidrokok karbonizasyon işleminde olduğu gibi NaOH ile 1:3 oranında karıştırılarak 600°C' de kül fırınında reaktör içerisinde oksijensiz şartlarda 1 saat boyunca aktive edilmiştir. Elde edilen aktif karbonlar saf su ile pH değeri 7 olana kadar yıkanmıştır. Daha sonra etüvde 105°C' de 24 saat kurutulduktan sonra elde edilen aktif karbon HTC-AK olarak adlandırılmıştır (Şekil 3.13).



Şekil 3.13. HTC-AK

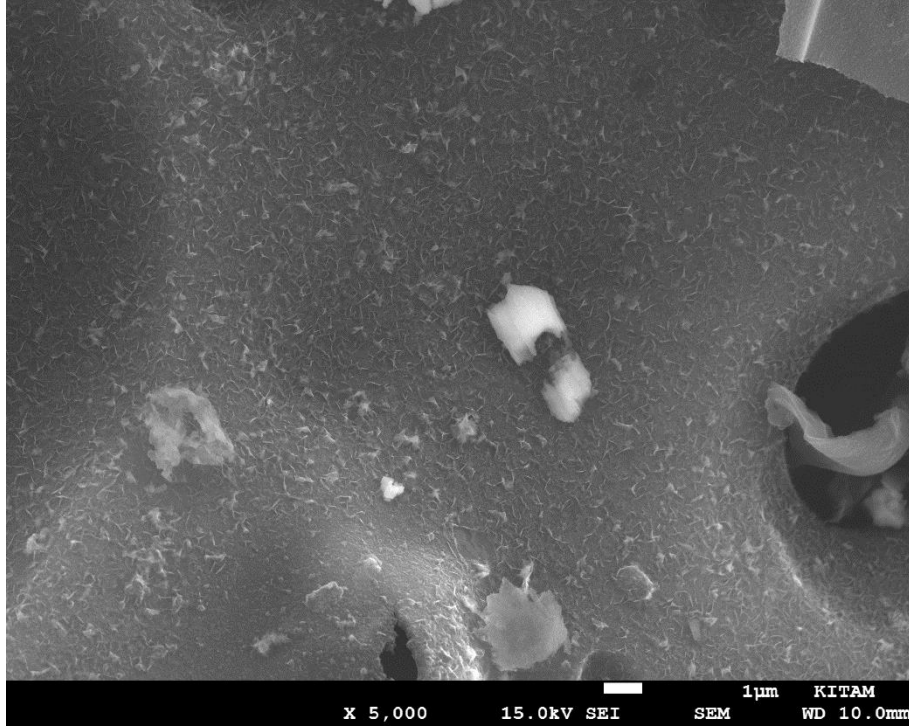
#### **3.1.4. Ticari Aktif Karbon**

Merck marka, 12.01 g/mol molekül kütlesine sahip, kömürün aktive edilmesiyle elde edilen ticari aktif karbon ile sazdan üretilen aktif karbonun (SAK) ve Hidrotermal aktivasyon ile üretilen HTC-AK kapasitesi karşılaştırılmıştır. Kullanılan Ticari aktif karbon çalışma içerisinde “TAK” olarak nitelendirilmiştir (Şekil 3.14).



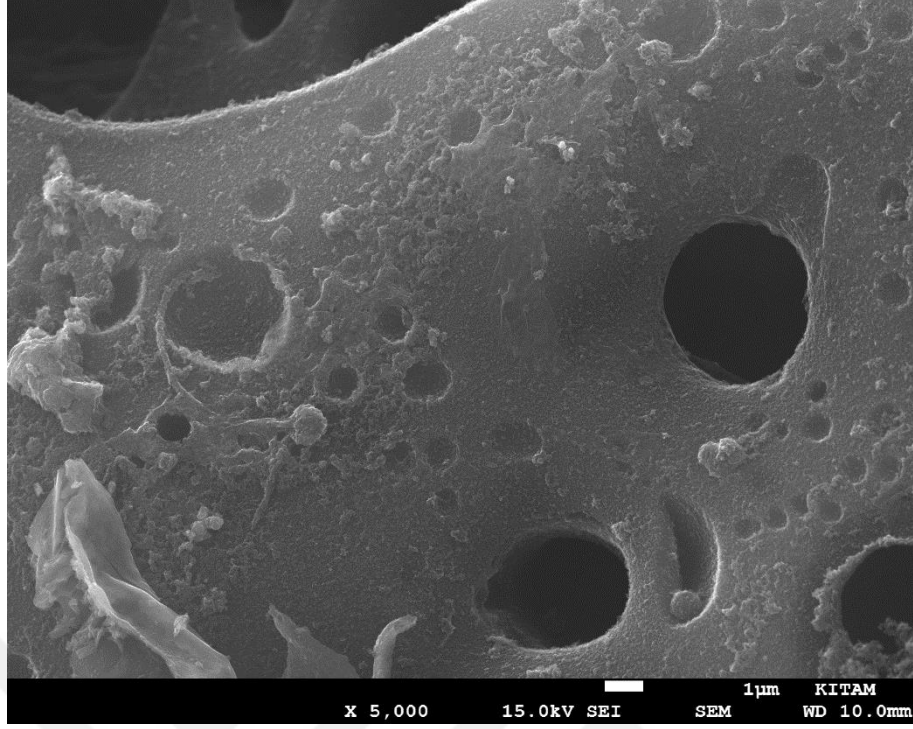
Şekil 3.14. Ticari aktif karbon

### 3.1.5. Adsorbanların Yüzey Morfolojisi Karakterizasyonu



Şekil 3.15. SAK karbonizasyon SEM görüntüsü





Şekil 3.16. HTC-AK SEM görüntüsü

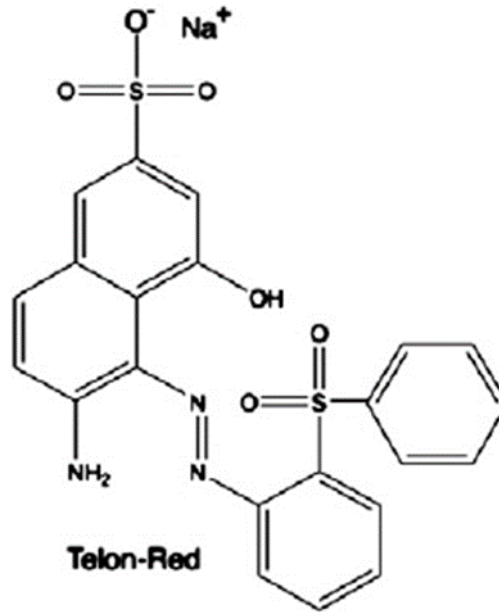
Şekil 3.15’ te sazın karbonizasyonundan elde edilen aktif karbonun yüzeyinin hemen hemen gözeneksiz yapıda olduğu görülmektedir. Şekil 3.16’ da ise hidrotermal yöntemle hazırlanan aktif karbonda gözenek oluşumu uçucu maddenin tekrar yoğunlaşması sebebiyle pek fazla beklenmese de (Islam vd., 2015b) büyüklü küçüklü fazla sayıda gözenek oluşumu gerçekleşmiştir. HTC, hücre duvarının lignin, selüloz, hemiselüloz bileşimini etkileyerek adsorbentin yüzey özelliklerini değiştirmiştir. Böylece NaOH molekülü hidrokokun içine kolayca nüfuz edip fazlaca gözenek oluşturmuştur. Bu durum Telon Red gibi büyük moleküle sahip bileşiklerin adsorpsiyonunda etkili olmaktadır.

### 3.1.6. Telon Red Boyar Maddesi

Anyonik boyalar, suda yüksek oranda çözünen ve atık suda bulunan bileşikler arasında kovalent bağlar oluşturabilen reaktif gruplara sahip renkli bileşiklerdir ve bu nedenle bu boyalar tekstil endüstrisinde yaygın olarak kullanılmaktadır. Bu boyaların çok düşük konsantrasyonlarının varlığı, toksikolojik etkilere, teknik sorunlara ve çevre kirliliğine neden olan renkli atık su üretmektedir. Bu renkli suyun alıcı su kütlesine artırılmadan boşaltılması insan vücudunda ve su canlılarında ciddi hasarlara neden olmaktadır. Bu nedenle, renkli boyaların su kütleleri ile temas etmeden önce atık sudan

uzaklaştırılması, tekstil boyama sektörünün karşılaştığı en büyük sorunlardan biridir (Makhoukhi vd, 2015).

Asidik ve reaktif bir boya olan telon Red, yün, naylon ve ipek gibi kumaşları boyamak için kullanılan negatif yüklü, suda çözünür anyonik boyadır. Molekül formülü  $C_{22}H_{16}N_3NaO_6S_2$  olan Telon Red boyar maddesinin molekül yapısı Şekil 2.4'te verilmiştir ve Telon Red 500.4 nm dalga boyunda en yüksek absorbanası göstermektedir. Telon Red suyu güçlü tutma özelliği olan koyu kırmızı renkte bir boyar maddedir (Makhoukhi vd, 2015).



Şekil 3.17. Telon Red' in kimyasal yapısı (Makhoukhi vd, 2010)

### 3.2. Metot

Hem karbonizasyon yöntemi hem de hidrotermal karbonizasyon yöntemi ile saz bitkisinden elde edilen aktif karbonların sentetik atık sudan Telon Red adsorpsiyonunun performansını değerlendirmek üzere ve ticari aktif karbon adsorpsiyon kapasitesi ile karşılaştırmak amacıyla laboratuvar ortamında kesikli deneyler yapılmıştır. Başlangıçta her üç adsorbent için optimum deneysel koşullar (adsorbent dozu, çözeltinin başlangıç pH' sı, temas süresi, sıcaklık ve farklı başlangıç konsantrasyonu) belirlenmiştir. Sonraki aşamada adsorpsiyon işleminin denge izoterm ve kinetik modellerine uygunluğu değerlendirilmiştir.

### **3.2.1. Optimum Deneysel Koşulların Belirlenmesi**

#### **3.2.1.1. Optimum pH Değerinin Belirlenmesi**

Optimum pH değerinin belirlenebilmesi için 100 mg/L Telon Red içeren ve pH değeri 6.41 olan çözeltinin pH değeri 3, 5, 6, 7, 8, 9 ve 11 olarak ayarlanmış, TAK ve SAK için 0.35 g/L, HTC-AK için 0.1 g/L adsorbent dozu kullanılarak 20°C’de Julabo marka SW 22 model karıştırılmalı su banyosunda 150 rpm’ de izotermal halde 1 saat çalkalanmıştır. Çalkalama işlemi bittikten sonra santrifüj tüplerinde ilki 50 dk ve ikincisi 30 dk olmak üzere iki kez santrifüj işlemi gerçekleştirilmiştir. Daha sonra 500 nm dalga boyunda Lange marka DR 6000 model UV-Vis. spektrofotometrede absorbans değeri ölçülmüştür. Denemeler TAK, SAK ve HTC-AK için ayrı ayrı uygulanmıştır.

#### **3.2.1.2. Optimum Adsorbent Dozu Belirlenmesi**

Optimum adsorbent dozunun belirlenmesi amacıyla SAK, HTC-AK ve TAK için 0.1-0.6 g/L 7 farklı adsorbent dozları denenmiştir. Her bir adsorbent dozu için SAK, HTC-AK ve TAK ayrı setler halinde çalıştırılmıştır. Başlangıç konsantrasyonu 100 mg/L Telon Red içeren sentetik çözeltiler kullanılmıştır. Doğal pH değerinde (pH 6,41) olan sentetik atık su 20°C’de Julabo marka SW 22 model karıştırılmalı su banyosunda 150 rpm’ de izotermal halde 1 saat çalkalanmıştır. Çalkalama işlemi bittikten sonra santrifüj tüplerinde ilki 50 dk ve ikincisi 30 dk olmak üzere iki kez santrifüj işlemi gerçekleştirilmiştir. Daha sonra 500 nm dalga boyunda Lange marka DR 6000 model UV-Vis. spektrofotometrede absorbans değeri ölçülmüştür. Denemeler TAK, SAK ve HTC-AK için ayrı ayrı uygulanmıştır.

#### **3.2.1.3. Denge Süresinin Belirlenmesi**

Optimum denge süresinin belirlenebilmesi için değişen sürelerde (5, 10, 30, 45, 60, 90, 120 ve 180 dk) 8 farklı temas süresi denenmiştir. Bu işlem çözeltinin doğal pH değerinde (pH 6.41), SAK ve TAK için 0.35 g/L, HTC-AK için 0.1 g/L adsorbent dozunda 100 mg/L Telon Red başlangıç konsantrasyonunda 20°C’de Julabo marka SW 22 model karıştırılmalı su banyosunda 150 rpm’ de izotermal halde 1 saat çalkalanmıştır. Çalkalama işlemi bittikten sonra santrifüj tüplerinde ilki 50 dk ve ikincisi 30 dk olmak üzere iki kez santrifüj işlemi gerçekleştirilmiştir. Daha sonra 500 nm dalga boyunda Lange marka DR 6000 model UV-Vis. spektrofotometrede

absorbans değeri ölçülmüştür. Denemeler TAK, SAK ve HTC-AK için ayrı ayrı uygulanmıştır.

### **3.2.2. Farklı Başlangıç Konsantrasyonunun Adsorpsiyon Yöntemine Etkisi**

Farklı başlangıç konsantrasyonlarının giderim verimine etkisini inceleyebilmek için 7 farklı konsantrasyon (50, 100, 200, 400, 600, 800 ve 1000 mg/L) denenmiştir. Bu işlem çözeltinin doğal pH değerinde (pH 6.41), SAK ve TAK için 0.35 g/L, HTC-AK için 0.1 g/L adsorbent dozunda 100 mg/L Telon Red başlangıç konsantrasyonunda 20°C’de Julabo marka SW 22 model karıştırılmalı su banyosunda 150 rpm’ de izotermal halde 1 saat çalkalanmıştır. Çalkalama işlemi bittikten sonra santrifüj tüplerinde ilki 50 dk ve ikincisi 30 dk olmak üzere iki kez santrifüj işlemi gerçekleştirilmiştir. Daha sonra 500 nm dalga boyunda Lange marka DR 6000 model UV-Vis. spektrofotometrede absorbans değeri ölçülmüştür. Denemeler TAK, SAK ve HTC-AK için ayrı ayrı uygulanmıştır.

#### **3.2.2.1. Ortam Sıcaklığının Adsorpsiyon Yöntemine Etkisi**

Sıcaklık parametresinin prosese etkisini belirlemek amacı ile çözeltinin başlangıç pH’sında (pH 6.41) 3 farklı sıcaklıkta adsorpsiyon denemeleri yapılmıştır. 20°C, 40°C ve 60°C sabit sıcaklıkta 50 mg/L ile 1000 mg/L arasında farklı başlangıç konsantrasyonları için deneyler yapılmıştır. Tüm denemeler SAK, TAK ve HTC-AK için ayrı ayrı gerçekleştirilmiştir.

#### **3.2.3. Adsorpsiyon Denge İzoterm ve Kinetiklerinin Belirlenmesi**

Kesikli denemeler sonucunda elde edilen deneysel veriler ile kinetik modelleri olan Yalancı Birinci Derece, Yalancı İkinci Derece, Elovich ve Partikül içi difüzyon modelleri için uygulanmıştır.

Deneyler sonucu elde edilen veriler her 3 sıcaklık değeri için de Langmuir, Freundlich ve Tempkin modelleri için uygulanmıştır.

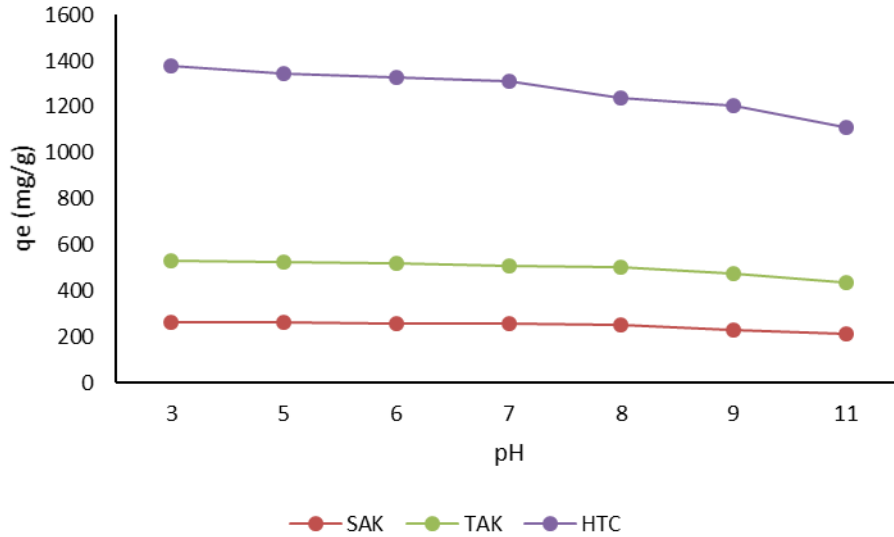
## 4. DENEYSEL BULGULAR VE DEĞERLENDİRME

### 4.1. Optimum pH Değerinin Belirlenmesi

Adsorpsiyon, pH parametresinden oldukça fazla etkilenen bir yöntemdir. Deneyle için hazırlanan 100 mg/L Telon Red çözeltisinin pH değeri 6.41' dir. En iyi verimin alınacağı pH değerini belirlemek için çözeltinin başlangıç pH değeri H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ve NaOH ile 3, 5, 6, 7, 8, 9 ve 11 olacak şekilde ayarlanmıştır. Deney sonuçları Tablo 4.1.'de, grafiksel gösterimi ise Şekil 4.1'de gösterilmektedir.

Tablo 4.1. Çözelti pH değerinin Telon Red adsorpsiyonu üzerine etkisi (C<sub>0</sub>:100 mg/L, Ads. dozu: SAK ve TAK : 0.35 g/L, HTC-AK :0.1 g/L, t:1 saat)

pH	SAK		TAK		HTC	
	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)	C <sub>e</sub> (mg/L)	q <sub>e</sub> (mg/g)
3.01	9.20	263.7018	7.82	264.5214	15.19	852.1022
5.11	9.35	263.2847	8.33	263.0615	18.77	816.3358
6.09	10.96	258.6966	9.28	260.3504	19.42	809.7664
7.03	11.98	255.7769	11.18	254.9281	20.30	801.0073
8.02	13.07	252.6486	13.22	249.0886	26.50	738.9635
9.06	21.25	229.2909	14.09	246.586	27.53	728.7445
11.12	26.80	213.4411	22.71	221.9771	33.07	673.2701



Şekil 4.1. Çözelti pH değerinin Telon Red adsorpsiyonu üzerine etkisi (C<sub>0</sub>:100 mg/L, Ads. dozu: SAK ve TAK : 0.35 g/L, HTC-AK :0.1 g/L, t:1 saat)

Farklı pH değerlerinde muamele edilen SAK, TAK, HTC-AK ile Telon Red'in adsorpsiyonu için pH'nın etkisi Şekil 4.1'de gösterilmektedir. Şekilde SAK, TAK, HTC-AK ile adsorpsiyonun çözeltinin pH'sı arttıkça adsorpsiyon kapasitesinin azaldığı ve 5-7 pH aralığında hemen hemen sabit kaldığı görülmektedir. Bu durum,

Telon Red boyasının ilave OH<sup>-</sup> iyonları oluşturması ve SAK, TAK, HTC-AK 'ın pozitif yüklü yüzeyi ile temas etmesi nedeniyle gerçekleşmektedir. Telon Red, negatif yüklü (anyonik) bir boyadır ve çözeltilerde negatif iyonlar sağlamaktadır. Böylece, pH 7'nin üzerinde, adsorpsiyon miktarı, Telon Red iyonları ve SAK, TAK, HTC-AK 'ın negatif yüklü yüzeyi arasındaki elektrostatik itme nedeniyle daha düşük olmuştur. Ayrıca, çözelti bazik durumda iken adsorbent yüzey üzerindeki negatif yüklerin sayısı artmıştır. Bu durum, aynı zamanda elektrostatik itme nedeniyle anyonik Telon Red boya adsorpsiyonunu desteklememiştir. Yüksek OH<sup>-</sup> iyonlarına sahip yüksek pH, bazen adsorpsiyon alanları için boya anyonlarıyla pozitif yüklü iyonlar arasındaki sürtüşme nedeniyle sistemin adsorpsiyon kapasitesini düşürmektedir.

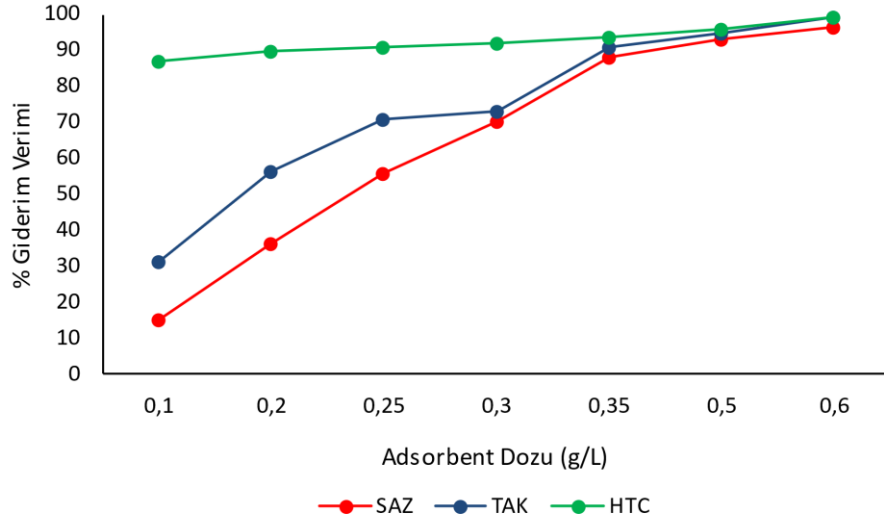
Şekil 4.1' den de görüleceği üzere adsorpsiyon işlemi pH asidik tarafa kaydıka daha etkili olmaktadır. Yaklaşık nötr pH değerinin bu işlem için optimum pH değeri olduğu kabul edilmiştir. Bu nedenle çözeltinin doğal pH değerinde (6.41) denemeler gerçekleştirilmiştir. Ortam pH' sının etkisi hem SAK için hem TAK için benzer olmuştur. Fakat Hidrotermal Karbonizasyon yöntemi düşük sıcaklık, yüksek basınçta nemli biyokütlenin karbon içeriğini artıran ve esas olarak dehidrasyon ve dekarboksilasyon ile beslemenin hem oksijen hem de hidrojen içeriğini azaltan bir yöntem olduğundan adsorplama kapasitesi oldukça yüksektir.

#### 4.2. Adsorbent Dozunun Adsorpsiyon Üzerindeki Etkisi

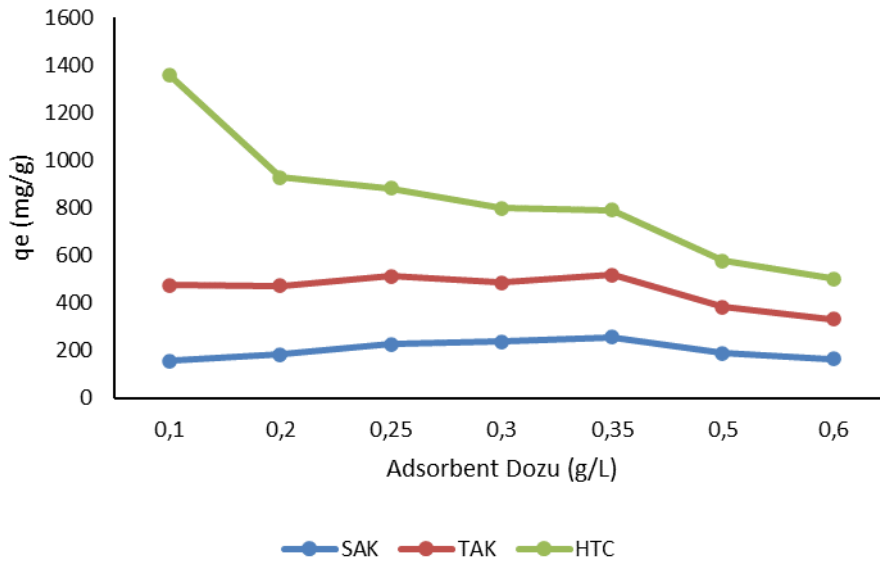
Adsorban dozunun adsorpsiyon işlemi üzerindeki etkisi çözeltinin doğal pH değerinde incelenmiştir. Adsorbent dozunun giderim verimine etkisi ve adsorpsiyon kapasitesine etkisi sırasıyla Şekil 4.2 ve Şekil 4.3' de verilmiştir.

Tablo 4.2. Adsorbent dozunun giderim verimine etkisi

Ads. Dozu (g/L)	SAK		TAK		HTC	
	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)
0	101.49	0	101.49	0	101.49	0
0.1	85.80	15.46	69.7	31.31	13.44	86.76
0.2	64.75	36.20	44.02	56.6	10.23	89.92
0.25	44.89	55.76	29.5	70.86	9.20	90.93
0.3	30.22	70.21	27.08	73.31	7.89	92.23
0.35	11.97	88.19	9.56	90.57	6.65	93.45
0.5	6.13	92.84	5.26	94.81	3.95	96.11
0.6	2.27	96.40	0.73	99.27	0.81	99.20



Şekil 4.2. Adsorbent dozunun giderim verimine etkisi ( $C_0$ :100 mg/L, t:1 saat)



Şekil 4.3. Adsorbent dozunun adsorplama kapasitesine etkisi ( $C_0$ :100 mg/L, t:1 saat)

Tablo 4.2 ve Şekil 4.2. incelendiğinde adsorbent dozu arttığında giderim veriminin de arttığı gözlenmektedir. Çözeltinin doğal pH değeri olan pH 6.41’de hem SAK hem de TAK ile yapılan denemeler sonucunda 0.35 g/L’ ye kadar verimin hızla arttığı sonra artışın yavaşladığı gözlenmiştir. Benzer şekilde HTC-AK ile yapılan denemelerde 0.1 g/L doz miktarında verim maksimum değere ulaşmış, doz artışı ile verim artışı azalmıştır. Bu nedenle çözeltinin normal pH değeri olan pH 6.41 ile yapılan denemelerde SAK ve TAK için 0.35 g/L doz değeri kullanılmış, HTC-AK ile yapılan denemelerde ise 0.1 g/L doz değeri kullanılmıştır.

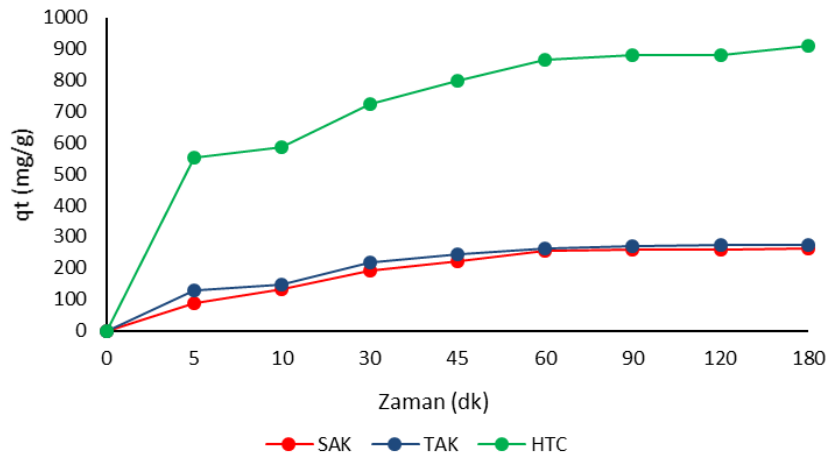
Adsorpsiyon proseslerinde düşük miktarda, yüksek giderim verimi sağlayan adsorbent seçimi sistemin iyi işletilebilmesi için çok önemlidir. Yapılan denemeler sonucunda hidrotermal karbonizasyon yöntemi ile adsorbent dozunu yarıdan da daha az azaltmanın mümkün olduğu görülmüştür.

### 4.3. Denge Süresinin Belirlenmesi

Adsorpsiyon işleminin dengeye ulaştığı temas süresini belirleyebilmek için 5 dk ile 180 dk arasında farklı sürelerde adsorpsiyon işlemi gerçekleştirilmiştir. Doğal pH değerinde (6.41) SAK ve TAK için 0.35 g/L, HTC-AK için 0.1 g/L adsorbent dozu kullanılmıştır. Her iki adsorbent dozunda ve her üç adsorbent için (SAK, TAK ve HTC-AK) ilk 60 dakikada hem giderim verimi hem de birim adsorbent başına giderilen madde miktarı artmış, süre attıkça giderim verimi ve  $q_t$  değeri sabit kalmıştır. Temas süresine bağlı giderim verimleri Tablo 4.3'te verilmiştir. Farklı pH değerleri için farklı adsorbent dozları kullanıldığı için birim adsorbent başına giderilen madde miktarı ( $q_t$ ) hesaplanmış bu sonuçların grafik gösterimi ise Şekil 4.3'te verilmiştir.

Tablo 4.3. Denge süresinin giderim verimine etkisi

Temas Süresi	SAK		TAK		HTC	
	Ce (mg/L)	Giderim Verimi (%)	Ce (mg/L)	Giderim Verimi (%)	Ce (mg/L)	Giderim Verimi (%)
0	101.50	0.00	101.50	0.00	101.50	0.00
5	70.96	30.09	56.50	44.33	46.07	54.61
10	54.61	46.20	50.15	50.59	42.85	57.78
30	34.09	66.41	24.82	75.54	29.28	71.15
45	23.44	76.91	15.99	84.24	21.47	78.85
60	11.98	88.20	9.57	90.57	14.82	85.39
90	11.18	88.99	6.80	93.30	13.51	86.69
120	10.30	89.85	5.70	94.38	13.29	86.90
180	9.93	90.21	5.26	94.81	10.52	89.64



Şekil 4.3. pH 7'de SAK, TAK ve HTC-AK için denge süresinin tespiti



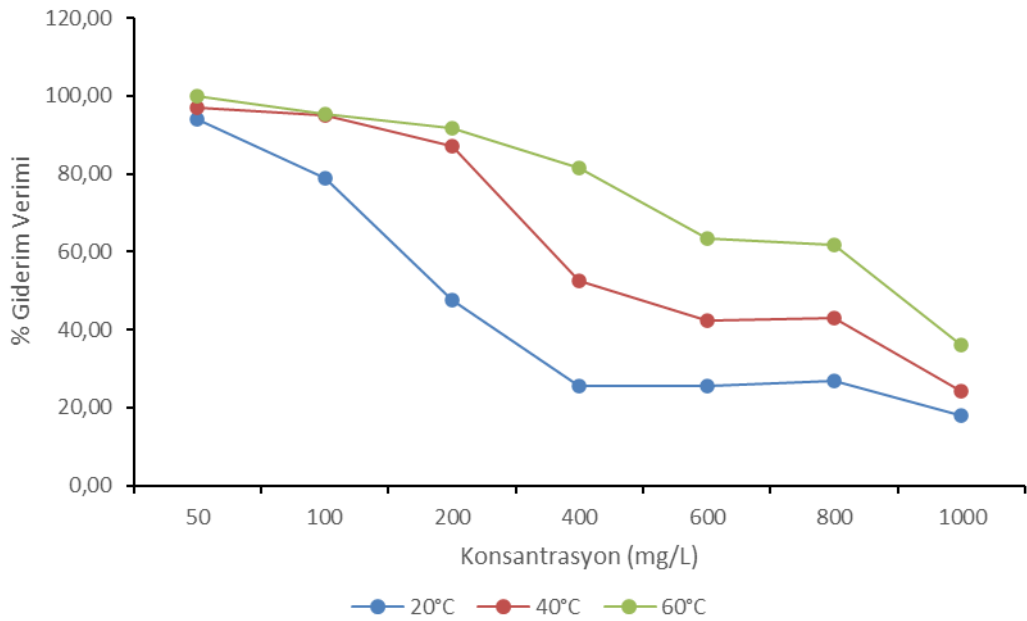
Şekil ve tablolardan görüldüğü üzere optimum adsorbent dozu kullanıldığında denge süresi aynı kalmasına rağmen birim adsorbent başına giderilen madde miktarı yaklaşık iki kat artmaktadır.

#### 4.4. Farklı Başlangıç Konsantrasyonun ve Farklı Ortam Sıcaklıklarının Adsorpsiyon İşlemine Etkisi

Başlangıç konsantrasyonu ve ortam sıcaklığı arttıkça adsorbentin davranışını incelemek için doğal pH'da (6.41) deneyler yapılmıştır. SAK için 20°C, 40°C ve 60°C de, 50 mg/L ile 1000 mg/L Telon Red başlangıç konsantrasyonundaki çözeltiler ile yapılan denemelerin sonuçları Tablo 4.4.ve Şekil 4.4.'te, TAK için ise Tablo 4.5. ve Şekil 4.5.'de ve HTC-AK için Tablo 4.6. ve Şekil 4.6.'da gösterilmektedir.

Tablo 4.4. SAK için farklı başlangıç konsantrasyonları ve farklı ortam sıcaklıklarının giderim verimine etkisi

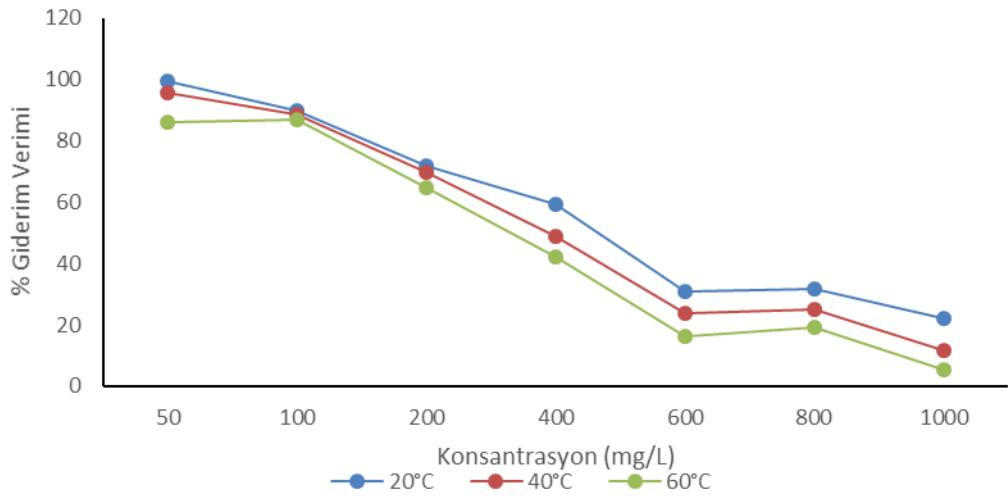
Baş. Kons. C <sub>0</sub> (mg/L)	20°C		40°C		60°C	
	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)
47.24	3	94.11	1	96.89	0	100.00
95.30	20	78.78	5	95.01	4	95.47
194.20	101	47.74	25	86.95	16	91.61
390.59	291	25.43	185	52.71	72	81.63
580.37	432	25.53	334	42.39	212	63.52
805.99	590	26.82	458	43.12	307	61.91
1017.67	835	17.93	769	24.39	650	36.15



Şekil 4.4. SAK için farklı sıcaklık ve farklı başlangıç konsantrasyonlarının adsorplama kapasitesine etkisi

Tablo 4.5. TAK için farklı başlangıç konsantrasyonları ve farklı ortam sıcaklıklarının giderim verimine etkisi

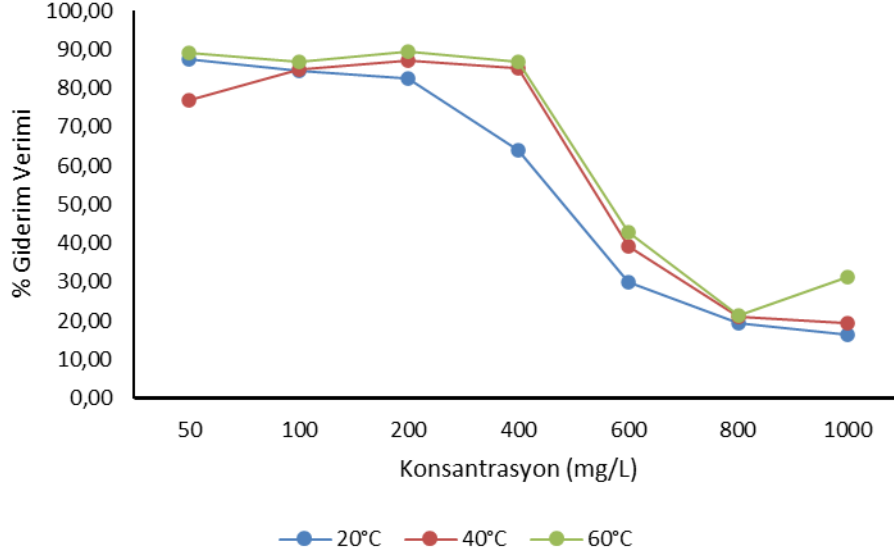
Baş. Kons. C <sub>0</sub> (mg/L)	20°C		40°C		60°C	
	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)
47.24	0.29	99.36	2.12	95.50	6.50	86.23
95.30	9.78	89.72	10.88	88.58	12.48	86.89
194.20	54.78	71.79	58.40	69.92	68.25	64.85
390.59	158.79	59.34	199.30	48.97	225.58	42.24
580.37	400.80	30.94	443.13	23.64	486.93	16.09
805.99	551.16	31.61	603.72	25.09	650.43	19.29
1017.67	794.30	21.94	900.87	11.47	963.64	5.30



Şekil 4.5. TAK için farklı sıcaklık ve farklı başlangıç konsantrasyonlarının adsorplama kapasitesine etkisi

Tablo 4.6. HTC-AK için farklı başlangıç konsantrasyonları ve farklı ortam sıcaklıklarının giderim verimine etkisi

Baş. Kons. C <sub>0</sub> (mg/L)	20°C		40°C		60°C	
	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)	C <sub>e</sub> (mg/L)	Giderim Verimi (%)
47.24	5.99	87.31	10.88	76.96	5.19	89.01
95.30	14.75	84.52	14.39	84.90	12.49	86.90
194.20	33.80	82.59	25.12	87.07	20.66	89.36
390.59	140.18	64.11	57.53	85.27	51.03	86.94
580.37	407.37	29.81	353.36	39.12	331.46	42.89
805.99	648.98	19.48	636.57	21.02	632.92	21.47
1017.67	851.24	16.35	819.12	19.51	700.88	31.13



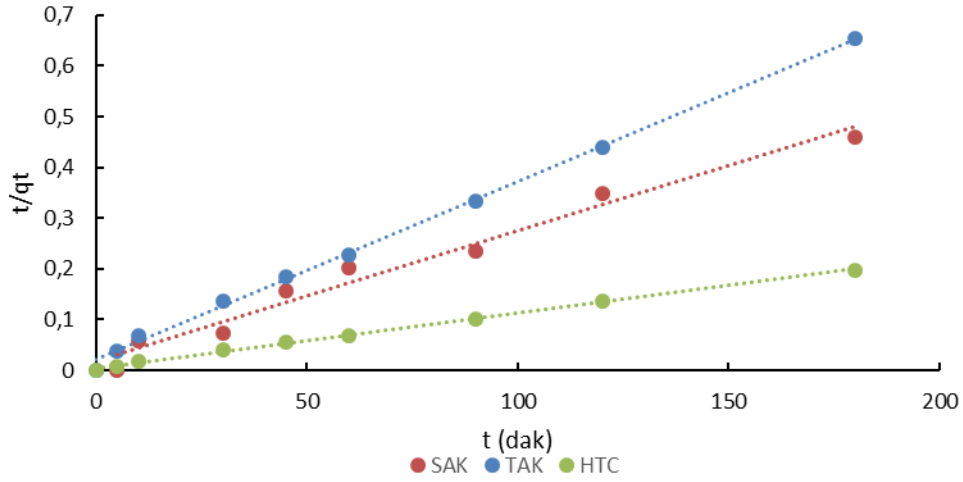
Şekil 4.6. HTC-AK için farklı sıcaklık ve farklı başlangıç konsantrasyonlarının adsorplama kapasitesine etkisi

#### 4.5. SAK, TAK ve HTC-AK İçin Adsorpsiyon Kinetikleri

Adsorpsiyonun hızı ile ilgili yorumlarda bulunabilmek için temas süresine bağlı olarak yapılan denemelerin sonuçları sıkça kullanılan kinetik modellerine uygulanmıştır. Bu amaç için Yalancı Birinci Derece (Lagergreen) Model, Yalancı İkinci Derece Model, Elovich Model test edilmiştir. SAK, TAK ve HTC-AK ile uygulanan kinetik modellerin hız sabitleri ve uyumları Tablo 4.7’ de verilmiştir. Tabloya bakıldığında deneysel  $q_e$  değerine en yakın model  $q_e$  değerleri ve en iyi regresyon analiz değerleri Yalancı İkinci Derece Modelde görülmektedir. Diğer modellere de uyum çok düşük olmasa da Yalancı İkinci Derece Modele uyum hem SAK, TAK ve HTC-AK için %99 civarındadır. Bu modelin grafik gösterimi Şekil 4.7.’de sunulmuştur.

Tablo 4.7. Kinetik Model Sabitleri

	Deneysel $q_e$	Yalancı Birinci derece			Yalancı İkinci Derece			Elovich		
		$k_1$ (1/dak)	$q_e$ (mg/g)	$R^2$	$k_2$ (mg/g.d k)	$q_e$ (mg/g)	$R^2$	$\alpha$ (mg/gdk)	$\beta$ (g/mg)	$R^2$
SAK	260.0800	0.0332	114.6300	0.8289	0.0003	384.6100	0.9761	745.1300	0.0300	0.9216
TAK	272.7809	0.0344	137.9500	0.8905	0.0004	285.7150	0.9993	152.1530	0.0216	0.9486
HTC - AK	880.9000	0.0420	366.7760	0.8472	0.0002	909.0900	0.9983	12.4130	0.3419	0.9137



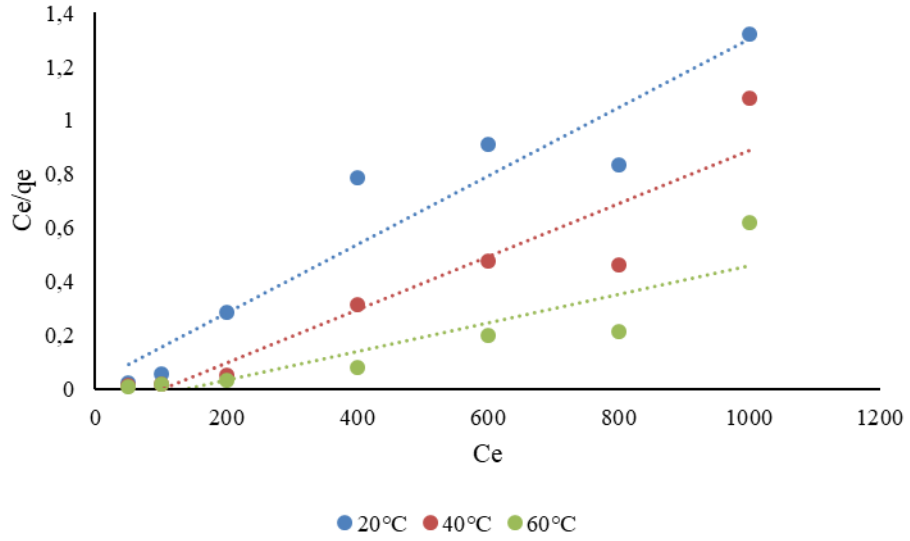
Şekil 4.7. Yalancı İkinci Derece kinetik modeli grafiği

#### 4.6. SAK, TAK ve HTC-AK İçin Adsorpsiyon İzoterm Çalışmaları

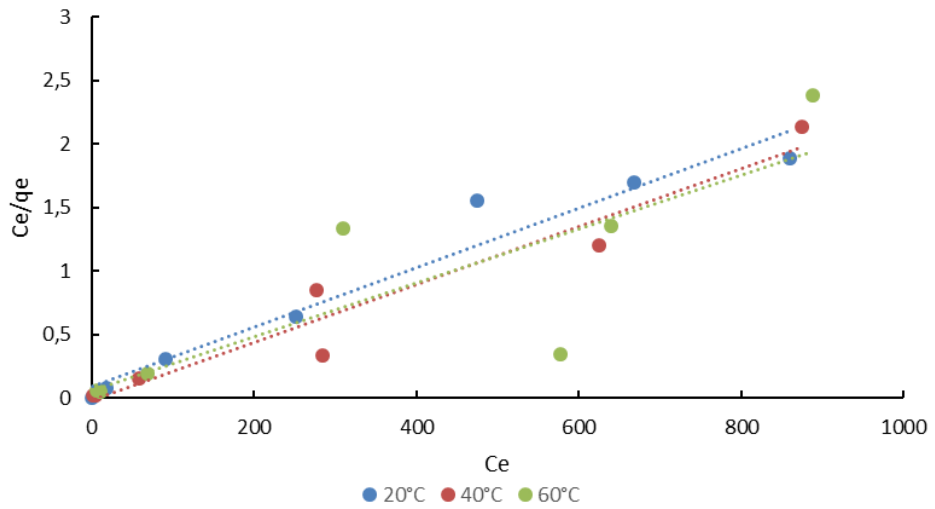
SAK, TAK ve HTC-AK için 20°C, 40°C ve 60°C ortam sıcaklıklarında 50 mg/L-1000 mg/L arası konsantrasyonlar için elde edilen veriler sık kullanılan izoterm modellerine uygulanmıştır. Deney sonuçlarının uygulandığı modeller Langmuir, Freundlich izotermeleridir. Model sonuçlarının katsayıları ve regresyon değerleri Tablo 4.8.'de sunulmuştur. Tüm adsorbentler için doğal pH' da (6.41) tüm sıcaklıklar için en uygun izoterm modeli Langmuir izotermi olduğu görülmektedir. Tablo 4.8.'de R<sup>2</sup> değeri 0.8'in altında olan izoterm modellerinin katsayıları hesaplanmamıştır. SAK, TAK ile HTC-AK için en uyumlu model olan Langmuir izoterm modeline ait grafikler sırasıyla Şekil 4.8, Şekil 4.9. ve Şekil 4.10.' da verilmektedir.

Tablo 4.8. Langmuir, Freundlich ve Tempkin izoterm sabitleri

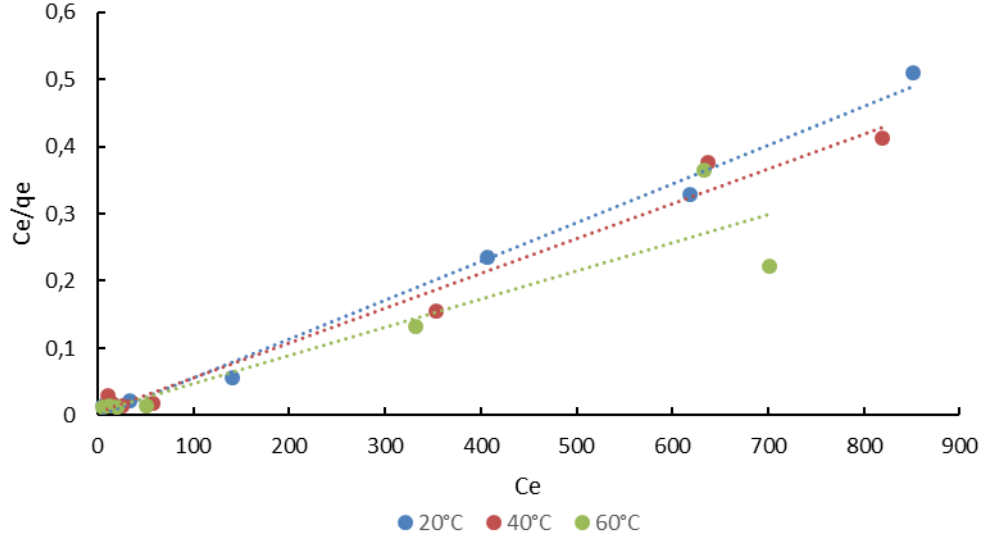
	Langmuir				Freundlich			Tempkin		
	Sıcaklık (° C)	Q <sub>0</sub> mg/g	b L/g	R <sup>2</sup>	K <sub>f</sub> mg/g	1/n	R <sup>2</sup>	A <sub>T</sub> L/g	B j/mol	R <sup>2</sup>
SAK	20	666.6600	0.0117	0.9102	100.9950	0.2631	0.9243	1.0182	83.8830	0.7666
	40	769.2308	0.0999	0.9647	150.6608	0.2727	0.9066	1.1260	110.8300	0.8590
	60	1111.1111	0.1957	0.9806	159.1843	0.3519	0.9323	1.4550	186.0900	0.8860
TAK	20	312.5000	0.3405	0.9816	155.3460	0.1430	0.9250	74.6343	35.8260	0.8305
	40	434.7827	0.1230	0.9421	-	-	0.6298	-	-	0.4225
	60	400.0000	0.0930	0.8866	-	-	0.4826	-	-	0.3054
HTC- AK	20	1666.6700	0.5000	0.9915	-	-	0.6321	-	-	0.5421
	40	2000.0000	0.1283	0.9800	-	-	0.3810	-	-	0.2325
	60	2500.0000	0.0770	0.8662	-	-	0.5443	-	-	0.4367



Şekil 4.8. SAK için Langmuir izoterm grafiği



Şekil 4.9. TAK için Lagmuir izoterm grafiği



Şekil 4.10. HTC-AK için Lagmuir izoterm grafiği

## 5. DEĞERLENDİRME VE SONUÇ

Adsorpsiyon işlemi pH parametresinden bağımsız bir prostestir. Çözeltinin doğal pH değeri yaklaşık 6.41 'dir. pH 3-11 arası yapılan denemelerde pH değeri arttıkça giderim veriminin azaldığı ancak pH' dan etkilenmediği görülmektedir. SAK, TAK ve HTC-AK için geçerli olan bu durumun yanı sıra önemli bir nokta olan adsorban dozunun adsorpsiyona olan etkisi ise pH 6,41 'de yürütülen adsorpsiyon denemeleri sonucu SAK ve TAK için 0.35 g/L'de dengeye ulaştığı, HTC-AK için ise 0.1 g/L'de dengeye ulaşıldığı ve adsorbent dozu arttıkça giderim veriminin de arttığını göstermektedir. Buna ek olarak HTC yöntemi ile elde edilen hidrokokun, adsorbent kullanımını neredeyse yarıdan daha az miktara düşürerek daha iyi verimin elde edilmesini sağlamaktadır.

SAK, TAK ve HTC-AK için denge süresinin 1 saat olduğu belirlenmiştir.

Artan sıcaklık ve artan başlangıç konsantrasyonu TAK için adsorpsiyon işleminin giderim verimini düşürdüğü sonucuna varılmıştır. Bu da işlemin ekzotermik olarak oluştuğunu düşündürmektedir. Ancak artan sıcaklık ve artan başlangıç konsantrasyonu SAK ve HTC-AK için adsorpsiyon işleminin giderim verimini arttırdığı görülmüştür. Bu da işlemin endotermik olarak oluştuğunu düşündürmektedir. SAK, TAK ve HTC-AK ile yapılan izoterm ve kinetik çalışmaları sonucu proseslerin Yalancı İkinci Derece kinetik modeline ve Langmuir izoterm modeli için uyumlu olduğu görülmüştür.

Tablo 5.1. Literatürde bulunan farklı adsorbanların adsorpsiyon kapasiteleri

Adsorbent	Adsorbat	Adsorpsiyon Kapasitesi (mg/g)	Referans
Ananas kabuğu	Methylene Blue	119.05	(Singh vd, 2018)
Atık çay	Methylene Blue	242.0	(Nasuha ve Hameed, 2011)
Ayçiçeği küspesi	Methylene Blue	385.0	(Yiğit, 2017)
Çam ağacı yaprağı	Methylene Blue	126.58	(Singh vd, 2018)
Çam kozalağı	Methylene Blue	109.89	(Singh vd, 2018)
Fındık kabuğu	Methylene Blue	524.0	(Unur, 2013)
Palmiye tohumu	Methylene Blue	612.0	(Islam vd, 2015a)
Portakal kabuğu	Methylene Blue	142.86	(Gupta vd, 2022)
<i>Phragmites australis</i>	Methylene Blue	22.7	(Kankılıç vd, 2016)
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Methylene Blue	243.9024	(Koyuncu ve Kul, 2020)
Fıstık kabuğu	Reactive Dye	35.5	(Singh vd, 2018)
Guava yaprağı	Basic Blue-9	295.0	(Singh vd, 2018)
İplik işleme atık çamuru	Malahit Yeşili	498.0	(Tang ve Zaini, 2017)
Mezokarp meyvesi atıkları	Acid Orange	18.0	(Baloo vd, 2021)

Portakal kabuğu	Acid Violet	19.88	(Singh vd, 2018)
Soya fasülyesi kabuğu	Direct Red-80	178.57	(Singh vd, 2018)
Soya fasülyesi kabuğu	Direct Red-81	120.48	(Singh vd, 2018)
Poly(N-vinylpyrrolidone)modifiyeli bentonit	Telon Red	24.6	(Heddi vd, 2019)
<b>Saz (<i>Phragmites australis</i>) (karbonizasyon)</b>	<b>Telon Red</b>	<b>233.26</b>	<b>Bu çalışma</b>
<b>Saz (<i>Phragmites australis</i>) (HTC)</b>	<b>Telon Red</b>	<b>805.40</b>	<b>Bu çalışma</b>
Bis-imidazolyum modifiyeli bentonit	Telon Red	102.57	(Makhoukhi vd, 2015)

SAK için yapılan SEM analizi sonucunda numunenin düz, gözenekli yapıda olmadığı görülürken; HTC-AK' a yapılan SEM analizi sonucunda numunenin lifimsi, girintili çıkıntılı ve gözenekli yapıda olduğu görülmüştür.

Uygun ortam ve optimum koşullar sağlandığı takdirde, tarımsal biyokütleden üretilen aktif karbonun ticari aktif karbon kadar hatta hidrotermal yöntem ile ticari aktif karbondan da daha verimli bir adsorbent elde edilebileceği gözlemlenmiştir. Bu durum düşük maliyetli bir adsorbent elde edebileceğimizi göstermektedir. Aynı zamanda atık materyallerin de değerlendirilmesi sağlanarak, çevre sorunlarının çözümüne katkı sağlayabilecektir.



## KAYNAKLAR

- Anonim (2021). Kizilirmak deltasi ve saz kesimcileri. Retrieved 20 Eylül, 2022, from <http://www.frigfotograf.com/kizilirmak-deltasi-ve-saz-kesimcileri/>
- Baloo, L., Isa, M. H., Sapari, N. B., Jagaba, A. H., Wei, L. J., Yavari, S., Razali, R. and Vasu, R. 2021. Adsorptive removal of methylene blue and acid orange 10 dyes from aqueous solutions using oil palm wastes-derived activated carbons. *Alexandria Engineering Journal*, 60:6, 5611-5629.
- Chen, X., Hossain, M. F., Duan, C., Lu, J., Tsang, Y. F., Islam, M. S. and Zhou, Y. 2022. Isotherm models for adsorption of heavy metals from water - A review. *Chemosphere*, 307, 135545.
- Cun, D., Dai, Y., Fan, Y., Li, T., Song, X., Wang, F. and Liang, W. 2022. Response of the common reed (*Phragmites australis*) to nutrient enrichment depends on the growth stage and degree of enrichment: A mesocosm experiment. *Science of The Total Environment*, 850, 158098.
- Demir, Ö. and Uçar, D. 2018. Çamurun Hidrotermal Karbonizasyonu. *Harran Üniversitesi Mühendislik Dergisi*, 3:3, 291-296.
- El Bouaidi, W., Enaime, G., Loudiki, M., Yaacoubi, A., Douma, M., Ounas, A. and Lübken, M. 2022. Adsorbents Used for Microcystin Removal from Water Sources: Current Knowledge and Future Prospects. *Processes*, 10:7, 1235.
- Elver, O. 2020. Saz (*Phragmites australis*) bitkisinden elde edilen aktif karbonun bakır iyonu adsorpsiyonu için performansının araştırılması. Yüksek Lisans Tezi, Ondokuz Mayıs Üniversitesi Lisansüstü Eğitim Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, 59, Samsun.
- Fang, J., Zhan, L., Ok, Y. S. and Gao, B. 2018. Minireview of potential applications of hydrochar derived from hydrothermal carbonization of biomass. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 57, 15-21.
- Fu, K., Yue, Q., Gao, B., Sun, Y., Wang, Y., Li, Q., Zhao, P. and Chen, S. 2014. Physicochemical and adsorptive properties of activated carbons from *Arundo donax* Linn utilizing different iron salts as activating agents. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 45:6, 3007-3015.
- Gupta, S. A., Vishesh, Y., Sarvshrestha, N., Bhardwaj, A. S., Kumar, P. A., Topare, N. S., Raut-Jadhav, S., Bokil, S. A. and Khan, A. 2022. Adsorption isotherm studies of Methylene blue using activated carbon of waste fruit peel as an adsorbent. *Materials Today: Proceedings*, 57, 1500-1508.
- Heddi, D., Benkhaled, A., Boussaid, A. and Choukchou-Braham, E. 2019. Adsorption of Anionic Dyes on Poly(N-vinylpyrrolidone) Modified Bentonite. *Physical Chemistry Research*, 7:4, 731-749.
- Islam, M. A., Benhouria, A., Asif, M. and Hameed, B. H. 2015a. Methylene blue adsorption on factory-rejected tea activated carbon prepared by conjunction of hydrothermal carbonization and sodium hydroxide activation processes. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 52, 57-64.
- Islam, M. A., Benhouria, A., Asif, M. and Hameed, B. H. 2015a. Methylene blue adsorption on factory-rejected tea activated carbon prepared by conjunction of hydrothermal carbonization and sodium hydroxide activation processes. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 52, 57-64.
- Islam, M. A., Tan, I. A. W., Benhouria, A., Asif, M. and Hameed, B. H. 2015b. Mesoporous and adsorptive properties of palm date seed activated carbon

- prepared via sequential hydrothermal carbonization and sodium hydroxide activation. *Chemical Engineering Journal*, 270, 187-195.
- Kankılıç, G. B., Metin, A. Ü. and Tüzün, İ. 2016. Phragmites australis: An alternative biosorbent for basic dye removal. *Ecological Engineering*, 86, 85-94.
- Koyuncu, H. and Kul, A. R. 2020. Removal of methylene blue dye from aqueous solution by nonliving lichen (*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf.), as a novel biosorbent. *Applied Water Science*, 10:2, 72.
- Krysanova, K., Krylova, A., Kulikova, M., Kulikov, A. and Rusakova, O. 2022. Biochar characteristics produced via hydrothermal carbonization and torrefaction of peat and sawdust. *Fuel*, 328, 125220.
- Kwon, G., Bhatnagar, A., Wang, H., Kwon, E. E. and Song, H. 2020. A review of recent advancements in utilization of biomass and industrial wastes into engineered biochar. *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123242.
- Lindsay, D. L., Freeland, J., Gong, P., Guan, X., Harms, N. E., Kowalski, K. P., Lance, R. F., Oh, D.-H., Sartain, B. T. and Wendell, D. L. 2023. Genetic analysis of North American *Phragmites australis* guides management approaches. *Aquatic Botany*, 184, 103589.
- Makhoukhi, B., Didi, M. A., Moulessehoul, H., Azzouz, A. and Villemin, D. 2010. Diphosphonium ion-exchanged montmorillonite for Telon dye removal from aqueous media. *Applied Clay Science*, 50:3, 354-361.
- Makhoukhi, B., Djab, M. and Amine Didi, M. 2015. Adsorption of Telon dyes onto bis-imidazolium modified bentonite in aqueous solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3:2, 1384-1392.
- Moulisová, L., Čížková, H., Dušek, J. and Kazda, M. 2023. Root and rhizome traits of the common reed (*Phragmites australis*) in a constructed wetland for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 186, 106832.
- Nasuha, N. and Hameed, B. H. 2011. Adsorption of methylene blue from aqueous solution onto NaOH-modified rejected tea. *Chemical Engineering Journal*, 166:2, 783-786.
- Ohale, P. E., Onu, C. E., Ohale, N. J. and Oba, S. N. 2020. Adsorptive kinetics, isotherm and thermodynamic analysis of fishpond effluent coagulation using chitin derived coagulant from waste *Brachyura* shell. *Chemical Engineering Journal Advances*, 4, 100036.
- Pelton, T. (2018). Study Reveals Upside to Some Invasive Plants: Fighting Climate Change. Retrieved 19 Ekim, 2022, from <https://www.wypr.org/show/the-environment-in-focus/2018-10-11/study-reveals-upside-to-some-invasive-plants-fighting-climate-change>
- Reza, M. S., Yun, C. S., Afroze, S., Radenahmad, N., Bakar, M. S. A., Saidur, R., Taweekun, J. and Azad, A. K. 2020. Preparation of activated carbon from biomass and its' applications in water and gas purification, a review. *Arab Journal of Basic and Applied Sciences*, 27:1, 208-238.
- Singh, N. B., Nagpal, G., Agrawal, S. and Rachna 2018. Water purification by using Adsorbents: A Review. *Environmental Technology & Innovation*, 11, 187-240.
- Tahir, M. H., Mubashir, T., Schulze, M. and Irfan, R. M. 2022. Thermochemical conversion of cabbage waste to bioenergy and bio-chemicals production. *International Journal of Energy Research*, 46:14, 20206-20215.
- Tang, S. H. and Zaini, M. A. A. 2017. Malachite green adsorption by potassium salts-activated carbons derived from textile sludge: Equilibrium, kinetics and

- thermodynamics studies. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, 12:1, 159-172.
- Unur, E. 2013. Functional nanoporous carbons from hydrothermally treated biomass for environmental purification. *Microporous and Mesoporous Materials*, 168, 92-101.
- Vinayagam, V., Murugan, S., Kumaresan, R., Narayanan, M., Sillanpää, M., Viet N Vo, D., Kushwaha, O. S., Jenis, P., Potdar, P. and Gadiya, S. 2022. Sustainable adsorbents for the removal of pharmaceuticals from wastewater: A review. *Chemosphere*, 300, 134597.
- Vlaskin, M. S. and Kumar, V. 2020. Assessing the Effectiveness of the Hydrothermal Carbonization Method to Produce Bio-Coal from Wet Organic Wastes. *Thermal Engineering*, 67:7, 441-450.
- Vuppaladadiyam, A. K., Vuppaladadiyam, S. S. V., Awasthi, A., Sahoo, A., Rehman, S., Pant, K. K., Murugavelh, S., Huang, Q., Anthony, E., Fennel, P., Bhattacharya, S. and Leu, S.-Y. 2022. Biomass pyrolysis: A review on recent advancements and green hydrogen production. *Bioresource Technology*, 364, 128087.
- Yiğit, H. 2017. Ayçiçeği küspesinden hidrotermal karbonizasyon ve naoh aktivasyonu ile aktif karbon üretimi ve adsorpsiyon özelliklerinin incelenmesi. Yüksek Lisans Tezi. Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Kimya Mühendisliği Ana Bilim Dalı, 73, Samsun
- Yıldız, H. 2022. Mikrodalga Destekli İmpregnasyon Yöntemi ile Atık Biyokütleden Sentezlenen Aktif Karbon Kullanılarak Boyar Madde ve Uçucu Organik Bileşik Adsorpsiyonu. Doktora Tezi. Harran Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı, 141, Şanlıurfa.
- Zakirov, T. R., Varfolomeev, M. A. and Yuan, C. 2023. Characterization of dynamic adsorption regimes in synthetic and natural porous structures using lattice Boltzmann simulations. *Chemical Engineering Research and Design*, 189, 14-29.
- Zeybek, Ş. 2019. Ceviz kabuğundan aktif karbon eldesi ve adsorpsiyon yöntemi ile fosfor giderimi. Yüksek Lisans Tezi. Kocaeli Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı, 92, Kocaeli.

## ÖZ GEÇMİŞ

Sena YAVUZ BAŞ, Samsun Özel Kampüs Koleji Lisesi'ni bitirdikten sonra Ondokuz Mayıs Üniversitesi Mühendislik Fakültesi, Çevre Mühendisliği bölümünden 2019 yılında mezun oldu. 2019 yılında OMÜ LEE Çevre Mühendisliği Ana Bilim Dalı Yüksek Lisans programına girdi. Mezuniyetinden bu yana Çevre Mühendisi olarak görev yapan Sena YAVUZBAŞ, orta derecede İngilizce bilmektedir. Temel ilgi alanları: müzik, sinema, spor.

### İletişim Bilgileri

ORCID ID : 0000-0002-1445-8181

### Yayımlar:

Yavuz, S. ve Kuleyin, A. (2022, Mart). "Saz (*pragmites australis*) bitkisinden NaOH aktivasyonu ile aktif karbon üretimi ve adsorpsiyon özelliklerinin incelenmesi". *2nd International Conference on Applied Engineering and Natural Sciences*, Konya