

**ADSORBEN ORGANIK UNTUK MENYISIHKAN *DISSOLVED*
ORGANIC MATTER (DOM) DALAM AIR PERMUKAAN ARTIFISIAL**

Oleh:

Dr. Riana Ayu Kusumadewi, ST, MT

NIK: 3543/USAKTI

Maret 2026

**PROGRAM STUDI TEKNIK LINGKUNGAN
FAKULTAS ARSITEKTUR LANSKAP DAN TEKNOLOGI
LINGKUNGAN
UNIVERSITAS TRISAKTI**

LEMBAR PENGESAHAN

**ADSORBEN ORGANIK UNTUK MENYISIHKAN *DISSOLVED*
ORGANIC MATTER (DOM) DALAM AIR PERMUKAAN ARTIFISIAL**

Jakarta, 30 Maret 2026

DRPMF FALTL



Dr. Tazkiaturrizki, ST, MT

NIK: 3279/USAKTI

Penulis



Dr. Riana Ayu Kusumadewi, ST, MT

NIK: 3543/USAKTI

Dekan

Fakultas Arsitektur Lanskap dan Teknologi Lingkungan



Dr. Ir. Silia Yuslim, MT

NIK: 1961/USAKTI

KATA PENGANTAR

Makalah ini merupakan suatu kajian dalam bidang pengolahan air laut menjadi air bersih yang bertujuan untuk memperoleh gambaran yang jelas dan terukur mengenai kinerja dari enam adsorben yang terdiri dari adsorben alami dan adsorben komersil dalam menyisihkan *dissolved organic matter* (DOC) dalam larutan ekstraksi materi organik (yang merepresentasikan air permukaan artifisial) dengan meninjau kinetika adsorpsi, isoterm adsorpsi, dan termodinamika adsorpsi.

Hasil kajian ini diharapkan dapat memberikan gambaran umum yang lebih mudah dalam pengambilan keputusan mengenai pemilihan adsorben terbaik dari adsorben alami dan adsorben komersil dalam menyisihkan senyawa organik, berdasarkan efisiensi penyisihan tertinggi dengan memvariasikan waktu kontak (kinetika adsorpsi), dosis adsorben, konsentrasi awal larutan ekstraksi materi organik (isoterm adsorpsi), dan temperatur (termodinamika adsorpsi).

Penulis dengan senang hati menerima kritik dan saran, maupun diskusi konstruktif sebagai perbaikan dan peningkatan mutu makalah ini. Demikian kajian ini kami susun, semoga dapat bermanfaat baik dalam bidang pengolahan air limbah, maupun sebagai masukan dalam pendidikan dan pengajaran.

Jakarta, 16 Maret 2026

Dr. Riana Ayu Kusumadewi, ST, MT

ABSTRAK

Keberadaan materi organik terlarut (DOM) di lingkungan perairan menghadirkan tantangan signifikan bagi lingkungan dan kesehatan masyarakat. Studi ini meneliti efektivitas adsorpsi enam adsorben organik, yaitu tiga adsorben komersial (tempurung kelapa [TK], cangkang kelapa sawit [CKS], dan grafit [GR]) dan tiga bahan berbasis limbah (kulit pisang kepok [KPK], daun eceng gondok [DEG], dan tongkol jagung [TJ]) untuk penyisihan DOM. Adsorben yang berasal dari limbah disiapkan menggunakan teknik aktivasi termal dan kimia, sedangkan adsorben komersial digunakan dalam bentuk standarnya. Eksperimen adsorpsi dilakukan dan dianalisis menggunakan model kinetik dan isoterm untuk mengevaluasi efisiensi penyisihan dan mekanisme yang mendasarinya. Pemodelan kinetik mengungkapkan bahwa TK, KPK, TJ, dan GR mengikuti kinetika *pseudo second order*, CKS sesuai dengan kinetika *pseudo first order*, dan DEG menunjukkan dominasi difusi intra-partikel. Model isoterm Freundlich secara efektif mengkarakterisasi kesetimbangan adsorpsi untuk setiap material, menunjukkan adsorpsi multilapisan dan heterogenitas permukaan adsorben. Diantara semua material yang diuji, GR menunjukkan efisiensi penyisihan DOM tertinggi (hingga 96%) dan stabilitas termal yang sangat baik, menjadikannya adsorben yang paling efektif secara keseluruhan. DEG juga menunjukkan kinerja yang kompetitif, sementara TK muncul sebagai pilihan yang paling layak secara ekonomi meskipun memiliki efisiensi penyisihan yang sedikit lebih rendah. Luas permukaan saja tidak menjamin efisiensi adsorpsi. Aksesibilitas pori (diatur oleh ukuran/distribusi) dan kimia permukaan (keragaman gugus fungsional) sama pentingnya. Temuan ini menunjukkan bahwa adsorben komersial dan yang berasal dari limbah menjanjikan untuk aplikasi pengolahan air yang berkelanjutan dan hemat biaya. Pengintegrasian material tersebut dapat meningkatkan ekonomi sirkular dan menawarkan solusi yang dapat diskalakan untuk mengatasi masalah kualitas air di wilayah berkembang.

DAFTAR ISI

KATA PENGANTAR.....	i
ABSTRAK.....	ii
DAFTAR ISI.....	iii
BAB I PENDAHULUAN.....	1
1.1 Latar Belakang.....	1
1.2 Maksud dan Tujuan.....	4
BAB II TINJAUAN PUSTAKA.....	5
2.1 <i>Dissolved Organic Matter (DOM)</i>	5
2.2 Adsorpsi.....	6
2.3 Adsorben Karbon Aktif.....	7
2.4 Adsorben Alami.....	9
2.5 Karakterisasi Adsorben.....	9
2.5.1 Analisis <i>Brunauer-Emmett-Teller (BET)</i>	9
2.5.2 <i>Scanning Electron Microscope (SEM)</i>	10
2.5.3 <i>Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR)</i>	10
2.6 Kinetika Adsorpsi.....	11
2.6.1 Kinetika Adsorpsi Orde Satu (<i>Pseudo-First Order</i>).....	11
2.6.2 Kinetika Adsorpsi Orde Dua.....	11
2.6.3 <i>Intra-Particle Diffusion Model</i>	12
2.7 Isoterm Adsorpsi.....	12
2.7.1 Isoterm Freundlich.....	12
2.7.2 Isoterm Langmuir.....	13
BAB III METODOLOGI PENELITIAN.....	14
3.1 Pembuatan Adsorben TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR.....	14
3.2 Pembuatan Larutan Ekstraksi Materi Organik (Larutan <i>Potting Soil</i>).....	15
3.3 Karakterisasi Adsorben.....	15
3.4 Studi Adsorpsi <i>Dissolved Organic Matter (DOM)</i>	16
BAB IV HASIL DAN PEMBAHASAN.....	18
4.1 Karakterisasi Adsorben.....	18
4.1.1 Analisis <i>Brunauer-Emmett-Teller (BET)</i>	18
4.1.2 Analisis <i>Scanning Electron Microscopy (SEM)</i>	20
4.1.3 Analisis <i>Fourier Transform Infrared (FTIR)</i>	22
4.2 Kinetika Adsorpsi.....	24

4.3 Isoterm Adsorpsi	27
4.4 Termodinamika Adsorpsi	33
BAB V KESIMPULAN	36
DAFTAR PUSTAKA	37

BAB I PENDAHULUAN

1.1 Latar Belakang

Air permukaan sangat penting untuk penggunaan air minum, pertanian, industri, rekreasi, vitalitas ekosistem, dan pengoperasian siklus hidrologi planet secara keseluruhan (Lewandowski, Meinikmann, & Krause, 2020). Polutan air dapat dikategorikan sebagai kontaminan organik, yang meliputi obat-obatan dan pewarna, serta polutan anorganik, yang terdiri dari logam berat dan ion seperti fluorida (Wasewar, Singh, & Kansal, 2020). Diantara polutan air, *dissolved organic matter* (DOM) merupakan kategori yang kompleks dan sangat penting (Kolya & Kang, 2024). Konsentrasi DOM yang tinggi di badan air memiliki konsekuensi lingkungan yang luas. Hal ini terutama karena DOM dapat berinteraksi dengan logam berat dan racun lainnya, membentuk kompleks yang meningkatkan mobilitas dan bioavailabilitas polutan, sehingga meningkatkan efek toksiknya pada organisme akuatik dan berpotensi pada kesehatan manusia jika terdapat dalam pasokan air minum (Zheng et al., 2022). Beberapa fraksi DOM, terutama yang berasal dari sumber antropogenik atau mikroplastik, telah terbukti menyebabkan fitotoksisitas, gangguan ekologis, dan bahkan memfasilitasi pembentukan produk sampingan disinfeksi karsinogenik selama proses pengolahan air (Jun Chen, Wan, Wang, & Zhang, 2023). Selain itu, DOM dapat mendorong penyebaran dan persistensi polutan dengan memodifikasi spesiasi dan struktur kimianya, yang semakin memperumit upaya pengelolaan lingkungan (R. Zhang et al., 2021).

Pedoman internasional dan nasional terbaru, termasuk dari Organisasi Kesehatan Dunia (WHO), Badan Perlindungan Lingkungan Amerika Serikat (US EPA), Uni Eropa, dan Health Canada, umumnya tidak menetapkan batasan numerik yang ketat untuk DOM, yang biasanya diukur sebagai *dissolved organic carbon* (DOC) atau *total organic carbon* (TOC) dalam air minum (Canada, 2020). Dalam penelitian ini, pengukuran DOC dalam ekstrak *potting soil* memungkinkan penilaian konsentrasi DOM yang jelas dan terstandarisasi, sehingga memudahkan evaluasi kinerja adsorben. Pedoman WHO menekankan minimalisasi DOM dalam sistem air minum untuk mengurangi pembentukan biofilm dan risiko DBP, tetapi tidak menetapkan konsentrasi maksimum berbasis kesehatan untuk DOM atau TOC. Konsentrasi DOC aktual dalam air minum yang diolah sangat bervariasi tetapi biasanya berkisar dari <0,5 hingga sekitar 3,5 mg/L di banyak sistem air permukaan, dengan nilai yang lebih rendah di sumber air tanah. Tujuan estetika, seperti warna asli (≤ 15 TCU) dan kekeruhan (≤ 1 NTU), secara tidak langsung mengatasi efek DOM, karena kadar organik yang tinggi dapat

meningkatkan keduanya. Dalam penelitian dan praktik, kadar di atas sekitar 2–3 mg/L DOC atau TOC umumnya dianggap bermasalah untuk efisiensi pengolahan dan kepatuhan peraturan DBP, sehingga mendorong pengolahan lanjutan atau peningkatan penyisihan (Regan, Hynds, & Flynn, 2017).

Pengolahan DOM (*Dissolved Organic Matter*) di air permukaan sangat penting untuk melindungi kesehatan masyarakat, memastikan pengolahan air yang efektif, mengurangi risiko lingkungan, dan menjaga standar kualitas air yang tinggi (Knap-Baldyga & Żubrowska-Sudoł, 2023). Metode terkini untuk menyisihkan DOM dalam pengolahan air meliputi koagulasi/flokulasi, sedimentasi, filtrasi pasir/antrasit, oksidasi lanjutan, adsorpsi karbon aktif granular atau *powder*, dan proses membran seperti ultrafiltrasi, nanofiltrasi, dan *reverse osmosis* untuk penyisihan secara komprehensif (He et al., 2023; W. Sun et al., 2023). Metode tradisional, seperti koagulasi-flokulasi dan sedimentasi, dapat menyisihkan DOM dengan berat molekul tinggi, tetapi seringkali memerlukan pengolahan lebih lanjut untuk mencapai standar peraturan. Proses oksidasi lanjutan (AOP) menawarkan efisiensi yang lebih besar untuk fraksi DOM yang sulit diurai, tetapi mungkin membutuhkan banyak energi dan menghasilkan produk sampingan yang berpotensi berbahaya (Sillanpää, 2014). Adsorpsi menonjol sebagai pendekatan yang menjanjikan, hemat biaya, dan dapat diskalakan, terutama ketika menggunakan adsorben berkelanjutan yang berasal dari biomassa limbah, yang tidak hanya mengurangi tingkat polutan, tetapi juga memajukan prinsip-prinsip ekonomi sirkular (Dhinesh et al., 2024; Shi, Hu, & Ren, 2020). Keefektifan proses adsorpsi sebagian besar bergantung pada karakteristik adsorben, seperti struktur mikropori, luas permukaan, reaktivitas permukaan, dan kapasitas adsorpsi, disamping parameter operasional (Iheanacho, Nwabanne, Obi, & Onu, 2021). Pemanfaatan teknologi sorpsi, yang sebagian besar menggunakan adsorben berbasis karbon, telah mendapatkan pengakuan signifikan di kalangan peneliti karena efektivitas biayanya, pendekatannya yang sederhana, dan kemanjuran yang luar biasa dalam menyisihkan kontaminan dari air yang tercemar (Alterary, 2023; Teymourinia, Alshamsi, Al-nayili, Souhli, & Gholami, 2023).

Beberapa bahan yang dapat digunakan sebagai adsorben organik antara lain tempurung kelapa (TK) (Adorna Jr, Borines, & Doong, 2020), cangkang kelapa sawit (CKS) (Baby, Hussein, Zainal, & Abdullah, 2023), kulit pisang kepok (KPK) (Neolaka et al., 2024), daun eceng gondok (DEG) (Flores-Rojas et al., 2023), tongkol jagung (TJ) (Setiawan et al., 2024), dan *graphite* (GR) (Kang et al., 2019). TK memiliki sifat adsorpsi yang kuat dan kekuatan yang tinggi, mudah diregenerasi, serta ekonomis dan tahan lama. Terdapat potensi besar untuk

menggunakan limbah TK untuk menghasilkan karbon aktif guna mengolah air limbah logam berat dengan konsentrasi rendah/encer (Jingyi Chen et al., 2024; Rahim et al., 2023). CKS merupakan prekursor ideal untuk menghasilkan karbon aktif, karena daya tahannya, konsentrasi karbon yang tinggi, dan kandungan abu yang minimal (Lua & Jia, 2009). Kapasitas adsorpsi KPK memberikan keuntungan ganda, yaitu menyisihkan polutan dari air limbah dan mendorong pengurangan, pemulihan, serta penggunaan kembali sampah (Areti, Jabesa, Muleta, & Eman, 2024). DEG mengandung 37,95% holoselulosa, yang memberikannya kemampuan untuk berfungsi sebagai bahan adsorben yang efektif (Kabir et al., 2022). TJ dapat menjadi pengganti yang layak untuk produksi karbon aktif, karena sifatnya yang terbarukan, aksesibilitas yang luas, efektivitas biaya sebagai prekursor, dan kapasitas yang signifikan untuk menyerap berbagai kontaminan organik (Campos et al., 2020; Rovani et al., 2016; Varela, Moreno-Aldana, & Agámez-Pertuz, 2024). Karakteristik khas GR berbasis batubara, termasuk kekuatan strukturalnya, kelembaman kimianya, dan luas permukaan yang tinggi, menjadikannya pilihan yang menjanjikan untuk menciptakan adsorben yang efektif dalam aplikasi pengolahan air limbah (Xin et al., 2024).

Sejauh pengetahuan kami, penelitian ini adalah yang pertama yang secara komprehensif mengevaluasi kinerja adsorpsi enam adsorben organik, tiga komersial (tempurung kelapa, cangkang kelapa sawit, grafit) dan tiga berbasis limbah (kulit pisang kepok, daun eceng gondok, tongkol jagung), untuk menyisihkan materi organik terlarut (DOM) menggunakan ekstrak *potting soil* sebagai media uji. Meskipun *potting soil* telah digunakan dalam studi membran untuk mensimulasikan air kaya humik (misalnya, Quilitzsch et al., 2016) (Quilitzsch, Osmond, Krug, Heijnen, & Ulbricht, 2016); Gronwald et al., 2020 (Gronwald et al., 2020)), penggunaannya dalam studi adsorpsi untuk penyisihan DOM belum dieksplorasi. Terlebih lagi, meskipun studi sebelumnya, seperti Tolkou et al. (2024) (Tolkou, Tsoutsas, Kyzas, & Katsoyiannis, 2024), telah membandingkan adsorben yang berasal dari kulit buah untuk penyisihan zat warna, belum ada studi sistematis yang membandingkan adsorben di seluruh kategori limbah komersial dan biomassa di bawah kondisi eksperimental terpadu untuk DOM. Penelitian ini menggabungkan kimia air yang realistis dengan evaluasi multi-kriteria, yang mencakup karakterisasi material, pemodelan kinetik dan isoterm, dan analisis termal. Selain itu, studi ini memperkenalkan kebaruan yang signifikan dengan secara sistematis mengidentifikasi faktor-faktor dominan yang mengatur kinerja adsorben melalui perbandingan langsung dari enam material yang berbeda. Pendekatan terintegrasi ini tidak hanya mengatasi kesenjangan penelitian yang jelas, tetapi juga menawarkan panduan praktis untuk teknologi

pengolahan air terdesentralisasi di lingkungan yang terbatas sumber daya, menjadikan studi ini baru dan sangat relevan dengan upaya global untuk solusi pemurnian air berkelanjutan.

1.2 Maksud dan Tujuan

Maksud dari penelitian ini adalah untuk menguji kinerja dari enam adsorben organik yang terdiri dari adsorben komersil (tempurung kelapa [TK], cangkang kelapa sawit [CKS], dan *graphite* [GR]) dan adsorben berbasis limbah (kulit pisang kepok [KPK], daun eceng gondok [DEG], dan tongkol jagung [TJ]) dalam menyisihkan *dissolved organic matter* (DOM) dalam larutan ekstraksi materi organik (larutan *potting soil*).

Tujuan dari penelitian yang dilakukan adalah:

- Menganalisis karakteristik adsorben tempurung kelapa (TK), cangkang kelapa sawit (CKS), kulit pisang kepok (KPK), daun eceng gondok (DEG), tongkol jagung (TJ), dan *graphite* (GR), dalam menyisihkan *dissolved organic matter* (DOM).
- Menganalisis kinerja dari adsorben tempurung kelapa (TK), cangkang kelapa sawit (CKS), kulit pisang kepok (KPK), daun eceng gondok (DEG), tongkol jagung (TJ), dan *graphite* (GR), dalam menyisihkan *dissolved organic matter* (DOM), termasuk kinetika, isoterm, dan termodinamika adsorpsi.
- Mengevaluasi analisis ekonomi dalam pembuatan adsorben tempurung kelapa (TK), cangkang kelapa sawit (CKS), kulit pisang kepok (KPK), daun eceng gondok (DEG), tongkol jagung (TJ), dan *graphite* (GR).

BAB II TINJAUAN PUSTAKA

2.1 Dissolved Organic Matter (DOM)

DOM (*dissolved organic matter*) adalah campuran senyawa organik terlarut yang sangat beragam yang lolos dari filtrasi (umumnya $<0,45 \mu\text{m}$) dan berperan besar dalam kualitas air, siklus karbon, dan proses pengolahan air (Nebbio & Piccolo, 2013). Sumber utama DOM adalah dekomposisi tumbuhan dan hewan, aktivitas mikroba, rembesan/larutan dari tanah (*soil leachate*), limpasan (*runoff*) pertanian dan perkotaan, serta produksi primer dalam air (*fitoplankton, algae*). DOM adalah reservoir karbon besar di laut (~ 660 gigaton C), sehingga menjadi komponen penting siklus karbon global dan pertukaran C antara laut-atmosfer. DOM mempengaruhi sifat fisik-kimia air: warna dan kekeruhan (khususnya fraksi aromatik), penyerapan radiasi matahari (chromophoric DOM), serta kondisi cahaya untuk fotosintesis. DOM berperan dalam siklus hara dan polutan, misalnya mengikat nutrisi dan logam berat sehingga mempengaruhi kelarutan, transport, dan toksisitasnya (Mao, Cao, Olk, Chu, & Schmidt-Rohr, 2017).

DOC (*dissolved organic carbon*) sebagai proxy kuantitatif utama DOM. UV_{254} dan $SUVA_{254}$ (spesifik absorptivitas UV) untuk indikasi tingkat aromatisitas/humik. Indeks fluoresensi (FI, HIX, BIX) untuk membedakan sumber terestrial vs autochthonous dan tingkat humifikasi. Spektroskopi UV-Vis: mengukur absorbansi (misal UV_{254}) untuk menilai aromatisitas dan humic-like DOM. Fluorescence EEM (excitation-emission matrix) dan EEM-PARAFAC: memisahkan komponen fluoresen (*humic-like, fulvic-like, protein-like*) secara kuantitatif dan sangat populer untuk studi DOM di sungai, danau, limbah, dan air laut. FTIR, NMR, dan spektrometri massa resolusi tinggi (FT-ICR MS, Orbitrap) untuk melihat gugus fungsi dan komposisi molekuler detail (K. Wang et al., 2024).

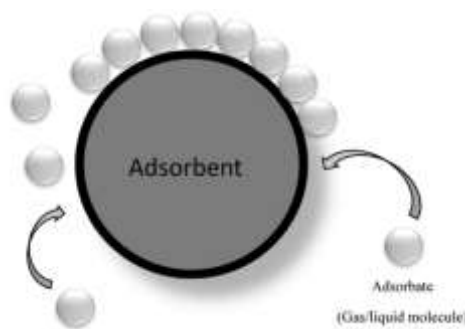
DOM penting dalam pengolahan air minum dan desalinasi karena menjadi prekursor pembentukan *disinfection by-products* (DBPs) saat khlorinasi/oksidasi. Dalam sistem SWRO, DOM menyumbang fouling organik pada membran, sehingga pretreatment yang efektif (koagulasi, filtrasi, adsorpsi, UF) sangat diperlukan. Studi terbaru menunjukkan koagulasi yang dikombinasikan dengan *sand filtration* (C-S) atau *ultrafiltration* (C-U) dapat menyisihkan sekitar 70% DOM, dengan perbedaan komposisi DOM residu yang berpengaruh pada sifat *fouling* di RO. Koagulan berbasis Zr (misal $ZrCl_4$) dilaporkan lebih efektif dibanding $FeCl_3$ dan

AlCl_3 untuk penyisihan DOM pada air permukaan, terutama untuk fraksi humik (Hao et al., 2022).

2.2 Adsorpsi

Adsorpsi adalah salah satu teknologi pengolahan air terkenal yang dianggap efisien, murah, dan aman untuk menghilangkan logam berat dibandingkan dengan metode lain (Ali, 2017). Adsorpsi merupakan suatu proses pelepasan bahan campuran gas maupun cair. Bahan yang telah dipisahkan akan dibawa ke lapisan padat permukaan adsorben dan diikat dengan gaya yang ada pada permukaan. Proses adsorpsi terjadi di permukaan pori-pori berupa partikel bahan adsorben, dimana perpindahan massa pada logam dari cairan ke dalam adsorben, mengalami proses berikut (Kwartiningsih & Setiarini, 2005):

- a. Perpindahan massa dari cairan ke lapisan permukaan butir adsorben;
- b. Perpindahan dari permukaan butir ke dalam lapisan butir melewati pori-pori dari adsorben;
- c. Perpindahan massa dari cairan ke dalam pori-pori hingga ke dinding pori yang mengakibatkan terjadinya adsorpsi pada dinding pori.



Gambar 2.1 Proses adsorpsi melibatkan adsorben dan adsorbat

Sumber: (Rudi et al., 2020)

Proses adsorpsi terjadi pada permukaan adsorben yang tidak seimbang yang disebabkan karena adanya gerakan tarik-menarik. Proses adsorpsi dapat terjadi karena adanya gaya afinitas adsorben dengan pelarut dan gaya afinitas dengan adsorben (H. Kurniawan & Notodarmojo).

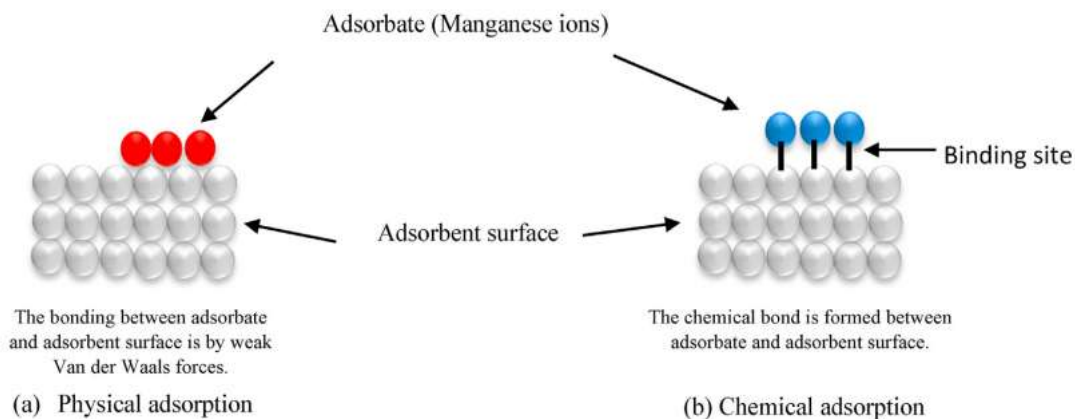
Terdapat dua kelompok proses adsorpsi, yaitu:

1. Adsorpsi fisik (*physical adsorption*), merupakan cara yang melibatkan adanya gaya Van der Waals. Adsorpsi fisik disebabkan karena adanya gerakan tarik menarik antara permukaan adsorben dengan adsorbat yang terjadi secara *reversible*. Selama proses adsorpsi fisik, dapat terbentuknya lapisan, semakin banyak lapisan yang terbentuk yang disebabkan tingginya kadar pencemar (H. Kurniawan & Notodarmojo). Adsorpsi fisik terjadi ketika adsorben dan adsorbat mengalami gaya Van der Waals yang lemah, ikatan hidrogen,

polaritas, dan interaksi dipol-dipol. Proses fisik ini menyerap ion logam secara elektrostatis di seluruh permukaan material. Selain itu, proses berlangsung pada temperatur yang lebih rendah atau hampir sama dengan komponen yang diadsorpsi (Rudi et al., 2020).

2. Adsorpsi kimia (*chemisorption*), merupakan cara yang dihasilkan dari reaksi padatan dengan zat terlarut yang teradsorpsi. Selama proses adsorpsi kimia, terjadinya penebalan pada lapisan molekul dan bersifat *irreversible*. Adsorpsi kimia bersifat *irreversible* karena membutuhkan energi untuk membalikkan proses ini kembali (H. Kurniawan & Notodarmojo). Adsorpsi kimia adalah proses antara adsorbat dan permukaan adsorben dengan ikatan kimia atau transfer elektron. Ini adalah reaksi permanen yang dikenal sebagai adsorpsi aktif, yang membutuhkan energi aktivasi tinggi. Berbeda dengan adsorpsi fisik, proses adsorpsi kimia tidak dapat diubah (Rudi et al., 2020).

Gambar 2.2 menunjukkan mekanisme adsorpsi fisik dan kimia antara adsorben dan adsorbat. Adsorpsi fisik mampu membentuk proses adsorpsi *multilayer* yang menyediakan kapasitas adsorpsi tinggi. Di sisi lain, adsorpsi kimia terbatas pada adsorpsi *monolayer* dan secara selektif mengeliminasi *trace materials* dari *aqueous solutions*. Dengan demikian, regenerasi dan penggunaan kembali adsorben juga sulit karena reaksinya yang ireversibel (Shahmirzadi, Hosseini, Luo, & Ortiz, 2018).



Gambar 2.2 Mekanisme adsorpsi (a) fisik dan (b) kimiawi

Sumber: (Rudi et al., 2020)

2.3 Adsorben Karbon Aktif

Karbon aktif didefinisikan sebagai senyawa *amorf* yang berisi karbon atau zat arang yang telah diberi perlakuan istimewa dalam memperoleh kapasitas penyerapan yang besar. Karbon aktif dianggap memiliki kemampuan untuk mengadsorpsi gas dan senyawa kimia, yang diakibatkan oleh jumlah pori-pori dan luas permukaan. Kekuatan daya serap karbon aktif bernilai 25% sampai dengan 100% (Darmawan, 2008). Karbon aktif komersial sebagian besar diproduksi

dari lignit dan batubara dengan berbagai tingkatan, kayu, gambut, dan tempurung kelapa (Lua, 2020, 2024).

Porositas permukaan karbon aktif mempengaruhi keadaan adsorpsi karbon aktif. Karbon aktif banyak memiliki bentuk seperti: kapsul, balok dan abstrak. Karbon aktif mampu membentuk gugus fungsi asalkan diambil selama proses aktivasi. Hal ini dikarenakan adanya hubungan radikal bebas antara atom oksigen dan nitrogen dengan bagian permukaan karbon, baik dari proses produksi maupun dari udara. Permukaan karbon aktif berubah menjadi reaktif secara kimia yang disebabkan karena terbentuknya gugus fungsi, yang dapat mempengaruhi sifat pada adsorpsi. Arang aktif terbentuk karena terjadinya oksidasi pada permukaan yang dapat membentuk gugus karbonil, hidroksil, dan karboksilat karena sifat amfoter karbon (Sudirjo, 2006). Proses pembuatan karbon aktif memiliki tiga tahapan yang dilakukan, yaitu:

a. Dehidrasi

Dehidrasi adalah metode pemanasan dalam oven di suhu 170°C yang bertujuan untuk menghilangkan kadar air. Saat temperatur di bawah 275°C dapat merusak komposisi/susunan karbon yang menghasilkan elemen seperti methanol, tar, fedol dan lainnya. 80% komponen karbon terbentuk pada temperatur 400 hingga 600°C (Boehm, 1971).

b. Karbonisasi

Karbonisasi adalah proses menghilangkan unsur-unsur seperti oksigen dan hidrogen untuk membentuk kerangka karbon dari struktur atau bentuk tertentu. Karbon aktif diperoleh dari arang yang dipanaskan hingga temperatur di atas 400°C. Namun hal ini tidak mutlak karena dipengaruhi oleh bahan dasar yang digunakan dan cara yang digunakan dalam proses aktivasi. Proses menghilangkan kadar air atau kehilangan air, mengubah bahan organik menjadi unsur karbon, dan dekomposisi menyebabkan pori-pori karbon menjadi lebih besar. Karbonisasi yang dihasilkan memiliki daya serap yang rendah karena temperatur yang rendah pada saat karbonisasi mengganggu proses adsorpsi. Proses aktivasi pada bahan baku yang telah dikarbonisasi pada temperatur tinggi menghasilkan karbon aktif dengan kemampuan adsorpsi yang besar (Nouri, Haghseresht, & Lu, 2002).

c. Aktivasi

Aktivasi adalah proses pemutusan reaksi hidrokarbon atau oksidasi terhadap permukaan molekul yang menyebabkan perubahan sifat fisika dan kimia terhadap karbon, dimana selama aktivasi terjadi penambahan luas permukaan yang berdampak pada penyerapan (Sembiring & Sinaga, 2003). Aktivasi dilakukan untuk memperbesar volume pori dan

memperlebar pori-pori yang terbentuk selama karbonisasi. Mekanisme pada saat aktivasi menyebabkan terbentuknya reaksi antara aktivator dengan elemen pembuat atom karbon. Selama aktivasi, pembakaran karbon dalam kondisi pengoksidasi dapat menambah luas permukaan dan jumlah pori (Nouri et al., 2002).

2.4 Adsorben Alami

Adsorben alami adalah adsorben yang dibuat dari bahan alami, bukan dibuat dari bahan kimia. Contoh adsorben alami diantaranya seperti daun eceng gondok, kulit pisang, kulit jeruk, tebu, dan lain-lain. Dari hasil beberapa penelitian yang pernah dilakukan diperoleh bahwa adsorben alami dapat mengadsorpsi logam berat. Limbah pertanian dapat digunakan sebagai adsorben untuk menyisihkan polutan seperti ion logam berat dari air, dan ini merupakan teknik yang hemat biaya dan ramah lingkungan, misalnya untuk mengolah air yang terkontaminasi logam berat. Berbagai limbah dari tumbuhan digunakan untuk mengolah air yang terkontaminasi logam berat seperti sekam padi, alga, serbuk gergaji, produk sampingan minyak zaitun, tongkol jagung, ternak, limbah kulit telur, karbon aktif, produk sampingan hutan, dan limbah lainnya (Baby et al., 2023). Residu kulit pisang dan jeruk dapat diproses dan dikonversi menjadi adsorben dikarenakan memiliki luas permukaan yang besar yang memiliki potensi besar untuk menyerap kontaminan berbahaya seperti logam berat (Annadurai, Juang, & Lee, 2003). Keuntungan menggunakan adsorben alami pada proses adsorpsi mudah tersedia, biaya rendah, kesederhanaan untuk digunakan, dan ramah lingkungan (Hossain, Ngo, Guo, & Nguyen, 2012). Para ilmuwan telah menunjukkan minat yang besar terhadap biosorben karena luas permukaannya yang besar, sumber daya yang melimpah, gugus fungsi yang kaya, prosedur analitis yang hemat biaya, dan ramah lingkungan (Liu et al., 2020).

2.5 Karakterisasi Adsorben

Terdapat beberapa pengujian untuk mengetahui karakteristik dari adsorben, diantaranya *Brunauer-Emmett-Teller* (BET), *Scanning Electron Microscope* (SEM), dan *Fourier Transform Infrared Spectroscopy* (FTIR).

2.5.1 Analisis *Brunauer-Emmett-Teller* (BET)

BET (*Brunauer-Emmett-Teller*) merupakan pengujian karakterisasi adsorben yang bertujuan untuk mengetahui ukuran luas permukaan adsorben dan pori-porinya. Cara kerja BET adalah penyerapan gas nitrogen oleh permukaan serat pada kondisi isothermal dan vakum. Metode BET ini digunakan berdasarkan asumsi bahwa pada setiap permukaan mempunyai tingkat energi yang homogen (energi adsorpsi tidak mengalami perubahan dengan adanya adsorpsi

pada *layer* yang sama) dan tidak ada interaksi selama molekul teradsorpsi. Alat ini berfungsi untuk menentukan luas permukaan material, distribusi pori dari material, dan isotherm adsorpsi suatu gas pada suatu bahan. Prinsip kerja alat ini menggunakan mekanisme adsorpsi gas, pada umumnya nitrogen, argon, dan helium pada permukaan suatu bahan padat yang akan dikarakterisasi pada temperatur konstan. Alat tersebut mengukur sejumlah gas yang dapat diadsorb oleh suatu permukaan padatan pada tekanan dan temperatur tertentu. Alat ini hanya memerlukan sampel dalam jumlah kecil, biasanya berkisar 0,01-0,1 gram (R. Kurniawan, Lutfi, & Nugroho, 2013).

2.5.2 Scanning Electron Microscope (SEM)

Scanning Electron Microscope (SEM) merupakan salah satu jenis mikroskop elektron yang menghasilkan berupa gambar sampel dengan memindai permukaan dengan bantuan sinar elektron yang terfokus dengan pembesaran hingga skala tertentu. Elektron akan berinteraksi dengan atom yang ada di dalam sampel, menghasilkan berbagai sinyal yang berisi informasi tentang topografi permukaan dan komposisi sampel. Elektron memiliki tingkat resolusi lebih tinggi dibandingkan cahaya. Cahaya hanya mampu mencapai resolusi 200 nm sedangkan pada elektron bisa mencapai resolusi 0,1 – 0,2 nm. Prinsip kerja pada SEM diantaranya (Wijayanto & Bayuseno, 2013):

1. Sebuah pistol elektron menghasilkan sinar elektron dan dipercepat dengan anoda.
2. Lensa magnetik memfokuskan elektron menuju pada sampel.
3. Sinar elektron yang terfokus memindai seluruh sampel dengan diarahkan oleh koil pemindai.
4. Ketika elektron mengenai sampel maka sampel akan mengeluarkan elektron baru yang akan diterima oleh detektor dan dikirim ke monitor (CRT).

Uji karakteristik SEM digunakan untuk menganalisis struktur mikro hingga topografi permukaan. Analisis SEM pada sampel dilakukan pada tegangan 10 kV dan pembesaran 500×, 1000×, 2000×, sampai 5000×.

2.5.3 Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR)

Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) adalah instrumen spektroskopi yang digunakan untuk menganalisis senyawa kimia menggunakan radiasi sinar inframerah. Instrumen ini mampu mengidentifikasi senyawa organik dan menganalisis gugus-gugus fungsional yang terdapat dalam senyawa kimia. Spektrofotometri infra merah (IR) atau FTIR

(*Fourier Transform Infrared spectroscopy*) merupakan salah satu jenis instrumen farmasi yang didasarkan pada pergerakan suatu molekul. Spektroskopi jenis ini merupakan suatu metode yang mengamati pergerakan antara suatu molekul dengan radiasi elektromagnetik yang berada pada daerah panjang gelombang sekitar $4000 - 400 \text{ cm}^{-1}$. Prinsip kerja FTIR diantaranya (Mastalerz & Bustin, 1993):

1. Sinar infrared dipancarkan dari sumber cahaya menuju interferometer. Di dalam interferometer dilakukan pengkodean spektral. Lalu, berkas sinar memasuki bagian sampel dimana berkas ditransmisikan atau dipantulkan dari permukaan sampel. Berkas akhirnya menuju ke detektor untuk pengukuran akhir (sinyal interferogram).
2. Sinyal yang diukur, didigitalkan dan dikirim ke komputer tempat Fourier transformasi terjadi. Spektrum inframerah akhir kemudian disajikan kepada pengguna untuk interpretasi dan manipulasi lebih lanjut.

2.6 Kinetika Adsorpsi

Kinetika adsorpsi meliputi persamaan reaksi orde satu dan reaksi orde dua. Kinetika adsorpsi dapat mencapai kesetimbangan yang diperoleh dari kecepatan penyisihan adsorben terhadap adsorbat yang dilihat saat waktu kontak (Sanjaya & Agustine, 2015).

2.6.1 Kinetika Adsorpsi Orde Satu (*Pseudo-First Order*)

Reaksi orde satu merupakan reaksi satu zat yang sejajar dengan reaktan. Persamaan reaksi orde satu dapat dilihat pada persamaan berikut (Ali, Saeed, & Mabood, 2016):

$$\ln(Q_e - Q_t) = \ln Q_e - K_1 \cdot t \quad (2.1)$$

dimana:

Q_e = jumlah kontaminan yang teradsorpsi pada saat kesetimbangan (mg/g)

Q_t = jumlah kontaminan yang teradsorpsi pada saat waktu t (mg/g)

K_1 = konstanta laju reaksi persamaan orde satu

t = waktu (menit)

2.6.2 Kinetika Adsorpsi Orde Dua

Reaksi orde satu merupakan reaksi satu zat yang sejajar dengan reaktan. Persamaan reaksi orde satu dapat dilihat pada persamaan berikut (Ali et al., 2016):

$$\ln(Q_e - Q_t) = \ln Q_e - K_1 \cdot t \quad (2.2)$$

dimana:

Q_e = jumlah kontaminan yang teradsorpsi pada saat kesetimbangan (mg/g)

Q_t = jumlah kontaminan yang teradsorpsi pada saat waktu t (mg/g)

K_1 = konstanta laju reaksi persamaan orde satu

t = waktu (menit)

2.6.3 Intra-Particle Diffusion Model

Model difusi intra-partikel menggambarkan langkah pengontrol laju difusi adsorbat di dalam pori-pori adsorben. Model difusi intra-partikel digunakan untuk menggambarkan bagaimana molekul-molekul adsorbat berdifusi di dalam pori-pori adsorben selama proses adsorpsi. Persamaan untuk model difusi intra-partikel umumnya dinyatakan sebagai (Hu, Ma, He, Liu, & Pei, 2024):

$$q_t = k_{id}t^{1/2} + C \quad (2.3)$$

q_t = jumlah adsorbat yang teradsorpsi pada waktu t (mg/g)

k_{id} = konstanta laju difusi intra-partikel ($mg/g \cdot menit^{1/2}$)

$t^{1/2}$ = akar kuadrat waktu ($menit^{1/2}$)

C = *intercept*, yang terkait dengan ketebalan lapisan batas

2.7 Isoterm Adsorpsi

Isoterm adsorpsi digunakan untuk menggambarkan mengenai adsorben yang digunakan (Seleman et al., 2023). Isoterm Freundlich dan Langmuir adalah persamaan yang sering digunakan dalam isoterm adsorpsi yang ditentukan dengan cara mengamati garis kurva yang berhubungan antara persamaan isoterm Freundlich dan Langmuir (Kusuma, Liu, & Zeng, 2014).

2.7.1 Isoterm Freundlich

Persamaan Freundlich adalah peningkatan konsentrasi selama proses adsorpsi yang dapat terjadi pada lapisan pada permukaan adsorben, yang mengakibatkan peningkatan proses adsorpsi (Jasmal, 2015). Persamaan isoterm Freundlich yaitu sebagai berikut (Tchobanoglus, Burton, & Stensel, 2003):

$$\frac{x}{m} = K_f C_e^{\frac{1}{2}} \quad (2.4)$$

dimana:

$\frac{x}{m}$ = daya serap adsorbat yang terserap per dosis absorpsi ($mg \cdot g^{-1}$)

K_f = konstanta adsorpsi Freundlich

C_e = kadar larutan pada kesetimbangan (mg/L)

2.7.2 Isoterm Langmuir

Isoterm Langmuir digunakan untuk permukaan adsorben yang seragam, dan memiliki energi adsorpsi yang konstan dalam pengikat logam berat ke seluruh permukaan. Persamaan isoterm Langmuir dapat dilihat pada persamaan berikut (Hossain et al., 2012):

$$\frac{1}{\frac{x}{m}} = \frac{1}{b} + \frac{1}{Q_m b C_e} \quad (2.5)$$

dimana:

$\frac{x}{m}$ = x merupakan perkalian antara volume dengan hasil dari selisih $C_o - C_e$ dan m

merupakan dosis adsorben

Q_m = kapasitas maksimum adsorben (mg/g)

b = konstanta adsorpsi Langmuir

C_e = kadar larutan pada kesetimbangan (mg/L)

BAB III METODOLOGI PENELITIAN

3.1 Pembuatan Adsorben TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR

Adsorben TK, CKS, dan GR dibeli dari situs *e-commerce* (Nonogi dan Global Langgeng Mandiri) di Jakarta, Indonesia. Partikel TK, CKS, dan GR kemudian digiling dalam *ball mill* dan disaring melalui saringan *mesh* hingga menjadi serbuk. Adsorben diayak hingga ukuran 325 mesh (45 μm) untuk mencapai ukuran partikel halus yang seragam. KPK, DEG, dan TJ bersumber dari Kota Depok, Jawa Barat, Indonesia. Pada awalnya, KPK, DEG, dan TJ dibersihkan menggunakan air suling untuk meminimalkan keberadaan zat yang tersisa. Setelah itu, KPK, DEG, dan TJ, sudah bersih dan kering, dipotong-potong berukuran 1–2 cm. KPK, DEG, dan TJ mengalami pengeringan lebih lanjut dalam oven pada temperatur 85°C selama kurang lebih 24 jam hingga mencapai berat yang stabil. Bahan-bahan ini kemudian dihaluskan menggunakan penggiling. Setelah itu, biomassa KPK dan TJ dipirolisis dalam *muffle furnace* pada temperatur 600°C selama durasi 2 jam, sementara biomassa DEG dipirolisis pada temperatur 450°C selama 2 jam. Setelah itu, butiran arang mengalami aktivasi kimia dengan direndam dalam larutan 0,1 M H_3PO_4 , yang disiapkan dengan mengencerkan 85% Merck H_3PO_4 pada rasio 1:10 (b/v) selama 24 jam. Asam fosfat (H_3PO_4) pada tingkat kemurnian 85% diperoleh dari Merck Jakarta, Indonesia. Arang dibilas dengan air suling dan disaring menggunakan Whatman No. 1 setelah filtrat mencapai pH netral, diikuti dengan pengeringan pada 110°C selama 24 jam. Partikel KPK, DEG, dan TJ diayak melalui saringan mesh hingga berbentuk serbuk dengan diameter partikel 45 μm . Skema persiapan adsorben (TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR) diilustrasikan pada Gambar 3.1.



Gambar 3.1 Penggambaran skematis proses persiapan untuk adsorben: TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR

3.2 Pembuatan Larutan Ekstraksi Materi Organik (Larutan *Potting Soil*)

Komponen utama DOC dalam air permukaan terdiri dari zat humus, yang mencakup 70 hingga 80%. Oleh karena itu, ekstrak *potting soil* tampaknya menjadi sistem model yang cocok untuk mempelajari air permukaan (Quilitzsch et al., 2016). Air umpan model sintesis berdasarkan ekstrak *potting soil* digunakan untuk menilai penyisihan organik arang yang disebutkan. Ekstrak *potting soil* adalah campuran 3,75 kg Tanah Pot Premium Alitura Organics, dan selanjutnya diencerkan dengan *tap water* hangat 14,5 L pada 60°C dan larutan natrium hidroksida (NaOH) 30% 0,5 L. Seluruh campuran dibiarkan dalam wadah tertutup/kedap semalaman. Proses ini menghasilkan konsentrasi NaOH dalam air sebesar 0,35 N (larutan NaOH 1%) dan rasio *potting soil* terhadap agen ekstraksi sebesar 1:5. Setelah waktu pemaparan, campuran atau cairan supernatan disaring. Dua kantong filter (1 = 800 µm; 2 = 100 µm) digunakan secara berurutan untuk tujuan ini (Gronwald et al., 2020). Konsentrasi DOC dalam larutan umpan sebesar 19,76 mg/L dan UV 254 sebesar 0,239 cm⁻¹.

3.3 Karakterisasi Adsorben

Terdapat beberapa pengujian untuk mengetahui karakteristik dari adsorben, diantaranya *Brunauer-Emmett-Teller* (BET), *Scanning Electron Microscope* (SEM), dan *Fourier Transform Infrared Spectroscopy* (FTIR). Pengujian untuk mengetahui karakterisasi adsorben ini secara rinci ditampilkan pada Tabel 3.1.

Tabel 3. 1 Karakterisasi Adsorben

No.	Karakterisasi Adsorben	Fungsi
1.	<i>Brunauer-Emmett-Teller</i> (BET)	Menentukan luas permukaan spesifik dan volume pori dari adsorben.
3.	<i>Scanning Electron Microscope</i> (SEM)	SEM memvisualisasikan morfologi, struktur permukaan, dan porositas adsorben pada skala mikroskopik.
4.	<i>Fourier Transform Infrared Spectroscopy</i> (FTIR)	Identifikasi gugus fungsi kimia yang terdapat pada permukaan adsorben.

3.4 Studi Adsorpsi *Dissolved Organic Matter* (DOM)

Studi *batch* dilakukan untuk memeriksa pengaruh beberapa variabel terhadap penyisihan senyawa organik, termasuk waktu kontak, dosis adsorben, konsentrasi awal ekstraksi materi organik, dan temperatur. Eksperimen terperinci disajikan dalam Tabel 3.2. Penentuan variasi pada studi adsorpsi DOM dilakukan dengan terlebih dahulu melakukan *preliminary study* untuk masing-masing variabel (waktu kontak, dosis adsorben, konsentrasi awal larutan ekstraksi materi organik, dan temperatur). Pada tahap awal ini, setiap variabel diuji secara terpisah dalam rentang yang cukup lebar untuk mengamati respon sistem, yaitu perubahan konsentrasi senyawa organik yang masih terukur dan belum mencapai kondisi kejenuhan adsorpsi. Hasil *preliminary study* tersebut kemudian digunakan untuk menyempitkan rentang operasi menjadi interval yang lebih representatif dan praktis, sehingga variasi yang disajikan pada Tabel 3.2 mencerminkan kondisi yang paling sensitif terhadap perubahan kinerja adsorpsi sekaligus relevan dengan aplikasi desalinasi yang dikaji.

Studi kinetika melibatkan botol laboratorium berisi adsorben pada 1 g/L dan konsentrasi tetap larutan ekstraksi materi organik untuk berbagai waktu kontak. Untuk menentukan pengaruh dosis adsorben pada proses adsorpsi, setiap 100 mL larutan ekstraksi materi organik didistribusikan ke dalam delapan *erlenmeyer* 250 mL selama 24 jam dengan variasi dosis adsorben. Studi isoterm mengeksplorasi pengaruh jumlah awal senyawa organik. Larutan diaduk selama 24 jam menggunakan *orbital shaker* pada 150 rpm dan 25°C. Fluktuasi temperatur digunakan untuk menilai pengaruhnya terhadap proses adsorpsi dan untuk mengoptimalkan kondisi adsorpsi. Larutan kemudian dipisahkan dari adsorben menggunakan

filter selulosa nitrat 0,45 mikron. Filtrat yang terkumpul kemudian dianalisis dengan spektrofotometer UV-Vis (Shimadzu, Tokyo, Jepang) pada Panjang gelombang 254 nm. Data dari analisis UV-Vis digunakan untuk menentukan efisiensi penyisihan dan dihubungkan secara grafis dengan waktu kontak, dosis adsorben, konsentrasi awal, dan temperatur. Pengambilan data untuk kinetika adsorpsi, isoterm adsorpsi, dan termodinamika adsorpsi dilakukan secara duplo.

Tabel 3. 2 Eksperimen untuk Penilaian Kinerja Studi Adsorpsi

No.	Parameter	Variasi	Variabel Kontrol
1.	Kinetika adsorpsi	0, 2, 6, 10, 30, 60, 120, 180, 240, 1440, 2880, dan 4320 menit	<ul style="list-style-type: none"> • Dosis adsorben: 1 g/L • Konsentrasi larutan ekstraksi materi organik: 19 mg/L DOC
2.	Isoterm adsorpsi (dosis adsorben)	0,05, 1, 2, 3, 4, 5, 6, dan 7 g/L	<ul style="list-style-type: none"> • Waktu kontak: 24 jam (1440 menit) • Konsentrasi larutan ekstraksi materi organik: 19 mg/L DOC
3.	Isoterm adsorpsi (konsentrasi awal larutan ekstraksi materi organik)	Pengenceran 500, 1000, 1500, 2000, dan 2500 kali (34, 19, 15, 13, dan 11 mg/L DOC)	<ul style="list-style-type: none"> • Waktu kontak: 24 h (1440 min) • Dosis adsorben: 1 g/L
4.	Termodinamika	25, 35, 45, 55, dan 65 °C	<ul style="list-style-type: none"> • Waktu kontak: 3 jam (180 menit) • Dosis adsorben: 1 g/L • Konsentrasi larutan ekstraksi materi organik: 19 mg/L DOC

BAB IV HASIL DAN PEMBAHASAN

4.1 Karakterisasi Adsorben

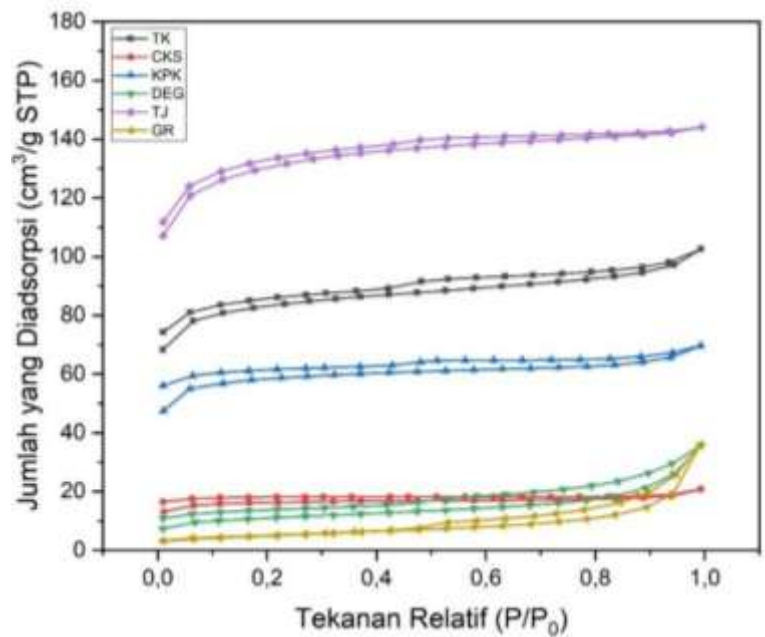
Karakterisasi adsorben merupakan langkah esensial untuk memahami sifat fisik dan kimia material yang digunakan dalam proses adsorpsi. Penelitian ini melakukan analisis komprehensif terhadap berbagai adsorben, meliputi luas permukaan (BET), morfologi permukaan (SEM), dan gugus fungsi aktif (FTIR).

4.1.1 Analisis *Brunauer-Emmett-Teller* (BET)

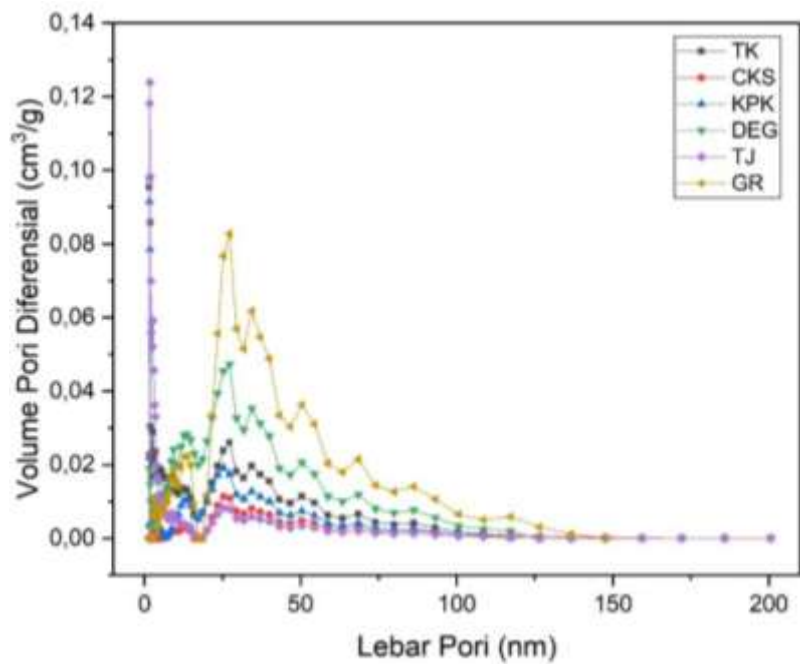
Berdasarkan Gambar 4.1(a), terlihat bahwa adsorpsi-desorpsi N₂ pada TK, CKS, KPK, dan DEG mengikuti tipe II, sedangkan TJ mengikuti tipe I, dan GR mengikuti tipe IV. Tipe II menunjukkan adsorpsi pada material mesopori dengan satu lapis pada tekanan rendah dan banyak lapis pada tekanan tinggi yang mendekati titik jenuhnya. Tipe ini memiliki satu titik belok. Tipe ini hanya dapat diamati pada adsorben dengan mikropori, nanopori, atau padatan dengan ukuran pori > 50 nm (Sultan, Miyazaki, & Koyama, 2018). Karakteristik tipe I ditandai dengan adanya garis horizontal pada grafik, yang bertahan pada gas bertekanan tinggi, dan dapat dijelaskan sebagai persamaan Langmuir (Inglezakis, Pouloupoulos, & Kazemian, 2018). Tipe IV menggambarkan perilaku atau sifat material mesopori tertentu yang menunjukkan kondensasi pori yang terjadi antara cabang desorpsi dan adsorpsi. Tipe ini memiliki 2 titik belok (G. Wang et al., 2020). Pada GR, ketika tekanan relatif di bawah 0,1, nitrogen minimal diserap, menandakan keberadaan sejumlah kecil pori mikro. Pada tekanan relatif sekitar 0,5-0,6, kapasitas penyerapan meningkat secara signifikan, menunjukkan isoterm penyerapan tipe IV. Lingkaran histeresis yang terlihat menandakan keberadaan mesopori.

Kuantitas nitrogen yang diserap oleh TJ adalah yang tertinggi dibandingkan dengan adsorben lain (maks. 142 cm³/g STP), diikuti oleh TK dengan maks. 103 cm³/g STP, diikuti oleh KPK (maks. 69 cm³/g STP), berikutnya adalah DEG dan GR (maks. 38 cm³/g STP), dan kuantitas nitrogen terendah yang diserap oleh CKS (maks. 20 cm³/g STP). Total volume pori, luas permukaan BET dan volume mikropori dari adsorben dirangkum dalam Tabel 4.1. Dengan mempertimbangkan distribusi ukuran pori yang ditunjukkan pada Gambar 4.1(b), pori-pori TK, CKS, KPK, dan TJ sebagian besar terkonsentrasi pada 1,5-2 nm, yaitu mesopori yang lebih kecil, sementara sebagian besar pori-pori DEG berukuran 18-35 nm. Untuk GR, ukuran pori-pori adalah 20-30 nm. Dari Gambar 4.1(b), dapat dilihat bahwa GR memiliki jumlah mesopori terbesar (maks. 0,083 cm³/g), diikuti oleh DEG dengan maks. 0,049 cm³/g, diikuti oleh TK

(maks. 0,028 cm³/g), dilanjutkan oleh KPK (0,020 cm³/g), berikutnya adalah CKS (maks. 0,010 cm³/g), dan jumlah mesopori terendah dimiliki oleh TJ (maks. 0,018 cm³/g).



(a)



(b)

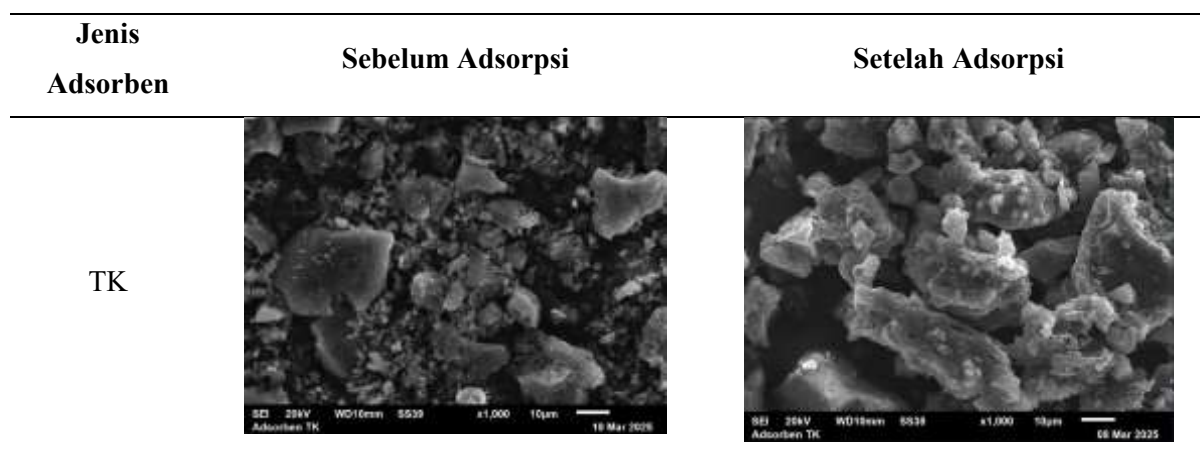
Gambar 4. 1 Isotherm adsorpsi-desorpsi N₂ (a) dan distribusi ukuran pori adsorpsi (b) untuk 6 adsorben

Tabel 4. 1 Sifat Fisik Adsorben TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR

Parameters	TK	CKS	KPK	DEG	TJ	GR
Luas permukaan BET, S_{BET} (m^2/g)	269,3	52,3	189,7	37,3	420,3	17,4
Diameter pori rata-rata (nm)	2,358	2,435	2,273	5,937	2,121	12,811
Volume pori total, V_T (cm^3/g)	0,159	0,032	0,108	0,055	0,223	0,056
Volume mikropori < 2 nm/ < 20 Å (cm^3/g)	0,009	0,002	0,006	0,002	0,019	0,0007
Volume mesopori 2 – 50 nm/ 20 – 500 Å (cm^3/g)	0,029	0,004	0,015	0,026	0,028	0,024
Volume makropori > 50 nm/ > 500 Å	0,010	0,004	0,007	0,018	0,004	0,030

4.1.2 Analisis *Scanning Electron Microscopy* (SEM)

Mikrograf SEM dari TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR, baik sebelum maupun sesudah proses adsorpsi, ditangkap dan digambarkan dalam Gambar 4.2. Adsorben (Gambar 4.2 sebelum adsorpsi) menunjukkan struktur berpori yang sangat heterogen dan tidak merata yang memfasilitasi adsorpsi senyawa organik. Gambar 4.2 setelah adsorpsi memperlihatkan permukaan yang membesar dan pori-pori yang ditutupi oleh zat organik. Lebih jauh, gambar SEM dari CKS dan KPK memperlihatkan permukaan yang lebih bersih dan halus dengan struktur yang kurang berpori dibandingkan dengan TK, DEG, TJ, dan GR, ini mungkin menunjukkan kapasitas adsorpsi yang berkurang karena berkurangnya ketersediaan situs adsorpsi aktif untuk pengikatan DOM (Tolkou et al., 2024).



Jenis Adsorben	Sebelum Adsorpsi	Setelah Adsorpsi
CKS		
KPK		
DEG		
TJ		
GR		

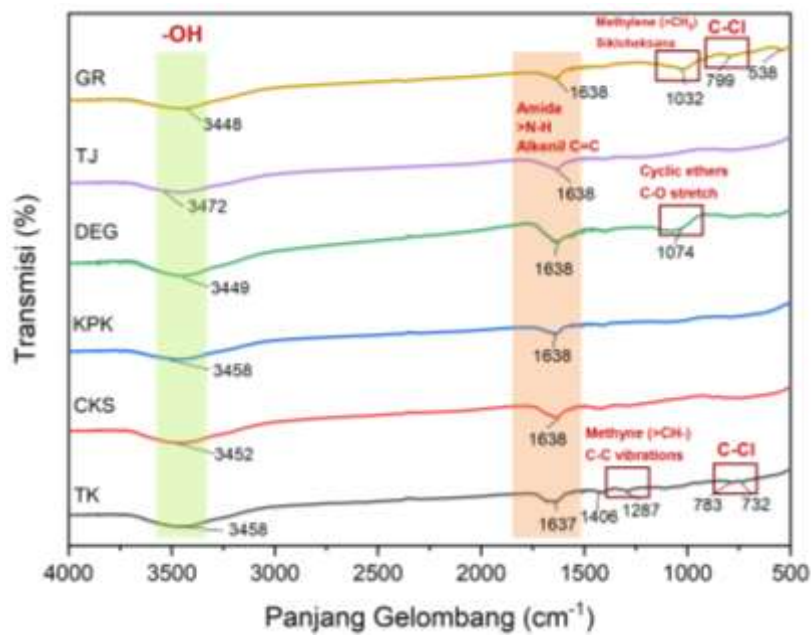
Gambar 4. 2 Gambar SEM TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR: sebelum adsorpsi organik dan setelah adsorpsi organik dengan perbesaran 1000×

4.1.3 Analisis *Fourier Transform Infrared* (FTIR)

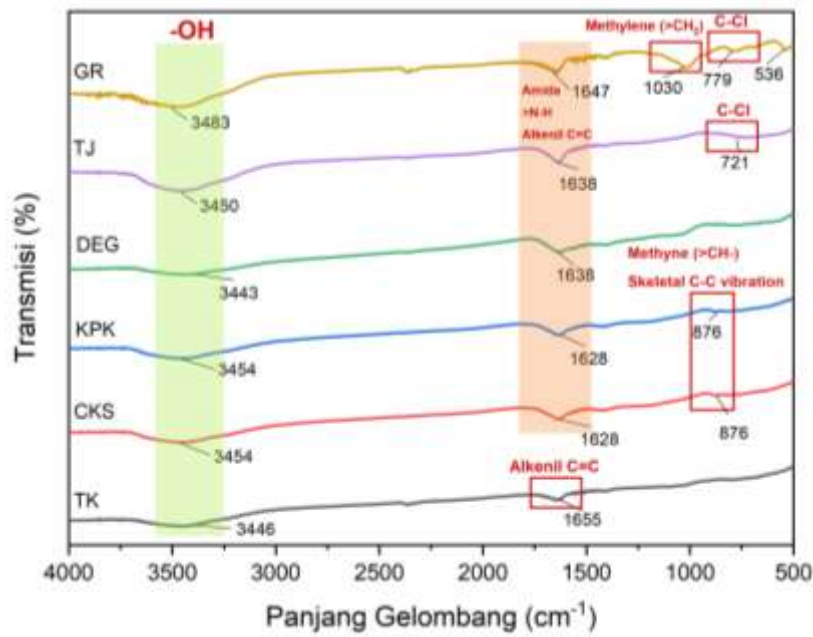
Spektrum FTIR TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR, baik sebelum maupun setelah penyerapan zat organik, dalam kisaran $4000\text{--}400\text{ cm}^{-1}$, dianalisis dan dibandingkan untuk menjelaskan kemungkinan interaksi antara adsorben dan DOM. Spektrum yang dibandingkan disajikan secara rinci pada Gambar 4.3. Hasilnya mengungkapkan bahwa vibrasi karakteristik TK (Gambar 4.3(a)) pada $3458, 1637, 1406, 1287, 783,$ dan 732 cm^{-1} mungkin disebabkan oleh senyawa hidroksil -OH, ikatan rangkap dua dan rangkap tiga dari gugus fungsi amida dan karboksilat, senyawa nitro alifatik, vibrasi kerangka C-C metana ($>\text{CH-}$), dan peregangan senyawa kloro alifatik C-Cl. Spektrum FTIR dari CKS, KPK, dan TJ (Gambar 4.3(a)) menunjukkan karakteristik *bands* masing-masing pada $3452, 3458,$ dan 3472 cm^{-1} (ikatan hidrogen, gugus hidroksi, OH terikat-H *stretch*, OH dimerik *stretch*, dan amina heterosiklik amino sekunder $>\text{N-H stretch}$) dan 1638 cm^{-1} (amida, alkenil C=C *stretch*, amina primer NH *bend*, dan amino rantai terbuka ($-\text{C}=\text{N-}$)). *Bands* pada $3449, 1638,$ dan 1074 cm^{-1} untuk DEG (Gambar 4.3(a)) sesuai dengan senyawa hidroksil -OH, amina sekunder aromatik $>\text{N-H stretch}$, amida, bidang C-H aromatik *bend*, C-O eter tersubstitusi alkil *stretch*, ion fosfat, dan ion silikat. Puncak GR pada $3448, 1638, 1032, 799,$ dan 538 cm^{-1} merupakan ciri khas dari vibrasi *stretching* dari OH yang terikat gugus hidroksi H *stretch*, amina heterosiklik amino sekunder $>\text{N-H stretch}$, amida *stretch*, alkenil *stretch* C=C, vibrasi cincin metilen ($>\text{CH}_2$) sikloheksana, *out-of-plane bend* C-H aromatik, amina primer CN *stretch*, dan fosfat alifatik (P-O-C *stretch*).

Dari Gambar 4.3(b), dapat dilihat bahwa beberapa *bands* menunjukkan perubahan sebelum dan sesudah adsorpsi DOM untuk TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR. Untuk TK, terdapat perubahan pada puncak pada 3458 cm^{-1} menjadi 3446 cm^{-1} (O-H *stretch*), yang menunjukkan adanya ikatan hidrogen atau deprotonasi selama adsorpsi dan 1637 cm^{-1} menjadi 1655 cm^{-1} , yang menunjukkan adanya keterlibatan gugus karbonil (interaksi zat organik-karboksilat) (Cundari, Fanneza, & Arisma, 2023). Untuk CKS dan KPK, terdapat perubahan puncak pada 3452 cm^{-1} menjadi 3454 cm^{-1} (O-H *stretch*) dan 1638 cm^{-1} menjadi 1628 cm^{-1} (C=O), yang menunjukkan adanya interaksi dengan gugus hidroksil dan karboksil (Arifiyana, 2021). Untuk DEG, terjadi perubahan puncak pada 3449 cm^{-1} menjadi 3443 cm^{-1} (puncak O-H) dan 1074 cm^{-1} (puncak C-O) menghilang, menunjukkan keterlibatan gugus hidroksil dan kemungkinan pemutusan ikatan ester (Rao, 2021). Untuk TJ, terdapat perubahan pada puncak pada 3472 cm^{-1} menjadi 3450 cm^{-1} (O-H *stretch*) dan puncak baru pada 721 cm^{-1} (ikatan logam-oksigen),

yang mengonfirmasi pertukaran ligan. Untuk GR, terdapat perubahan pada puncak pada 3448 cm^{-1} menjadi 3483 cm^{-1} (O-H/N-H stretch), 1638 cm^{-1} menjadi 1647 cm^{-1} (C=O stretch), 1032 cm^{-1} menjadi 1030 cm^{-1} (C-O stretch), 799 cm^{-1} menjadi 779 cm^{-1} , dan 538 cm^{-1} menjadi 536 cm^{-1} (getaran rangka kisi GR). Tidak adanya pergeseran puncak yang signifikan atau *band* baru dalam spektrum FTIR setelah adsorpsi menunjukkan bahwa gugus fungsi permukaan GR tidak berubah secara kimia selama proses adsorpsi. Selain itu, beberapa puncak lain yang muncul setelah adsorpsi merupakan indikasi karakteristik struktur zat organik, terutama terlihat pada TK, pada panjang gelombang 1406, 1287, 783, dan 732 cm^{-1} . Selain itu, pada 876 cm^{-1} untuk CKS dan KPK dan 721 cm^{-1} untuk TJ, menunjukkan terbentuknya ikatan antara molekul CKS, KPK, TJ dan DOM. (Munagapati, Yarramuthi, Kim, Lee, & Kim, 2018). Oleh karena itu, dapat disimpulkan bahwa gugus fungsi hidroksil (O-H), karbonil (C=O), dan alifatik jenuh (C-O) mungkin berperan penting dalam adsorpsi DOM pada permukaan adsorben.



(a)



(b)

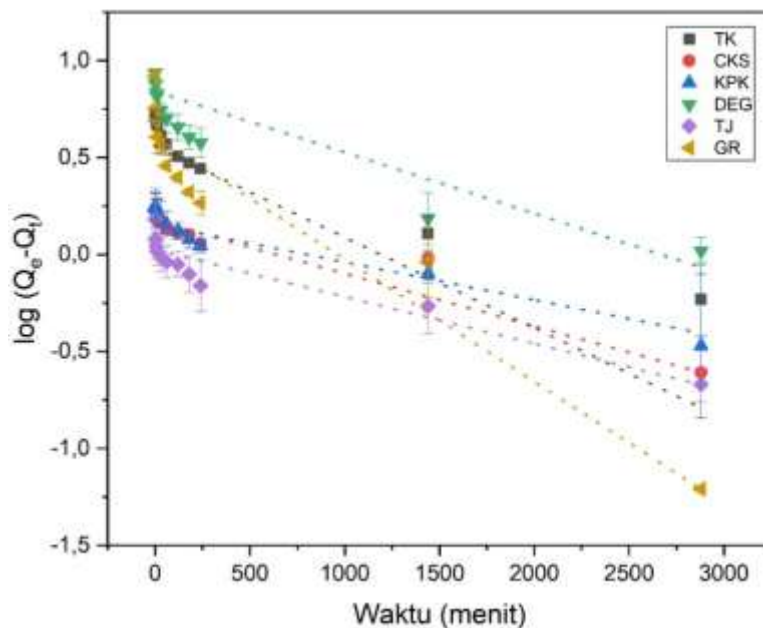
Gambar 4. 3 Spektrum FTIR adsorben TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR sebelum (a) dan setelah (b) adsorpsi DOM

4.2 Kinetika Adsorpsi

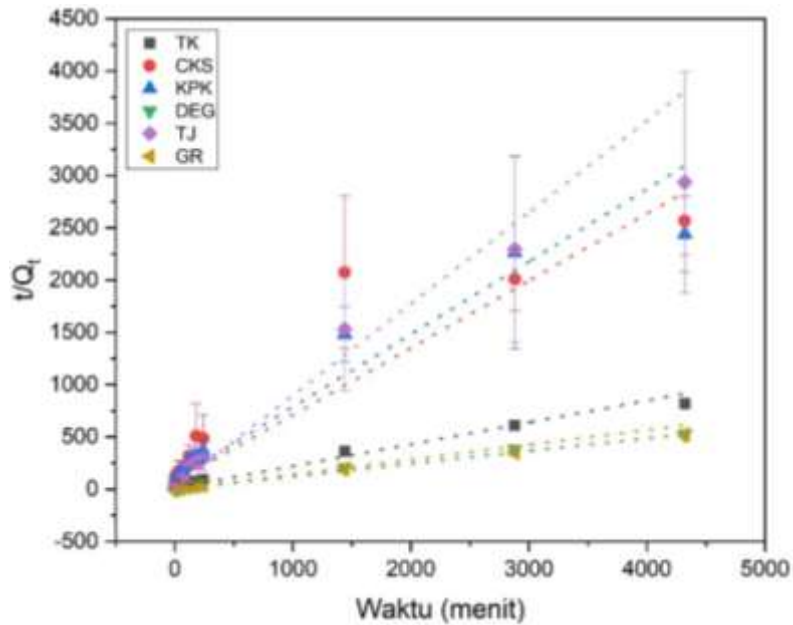
Kinetika adsorpsi digunakan untuk menjelaskan laju adsorpsi dan mekanisme yang menggerakkan seluruh proses. Model kinetika *pseudo first order* (PFO) (Gambar 4.4), *pseudo second order* (PSO) (Gambar 4.5), dan difusi intra-partikel (Gambar 4.6) digunakan untuk menganalisis kinetika adsorpsi DOM pada adsorben TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR. Parameter kinetika yang diperoleh dari kedua model ini ditampilkan pada Tabel 4.2. Koefisien korelasi ($R^2 > 0,97$) menunjukkan bahwa TK, KPK, TJ, dan GR ditemukan lebih sesuai dengan model *pseudo second order* (PSO), yang menunjukkan bahwa adsorpsi DOM pada adsorben muncul melalui kemisorpsi (Qiu et al., 2009; Ryu, Jeon, Yang, & Baek, 2017). Pada model PSO, laju penyerapan (h) GR (0,2146 mg/g/menit) merupakan yang tercepat diantara semua adsorben.

Lebih jauh, kinetika adsorpsi DOM pada CKS mengikuti model *pseudo first order* (PFO), dengan nilai R^2 sebesar 0,9244, yang menunjukkan bahwa laju adsorpsi bergantung pada difusi molekul adsorbat ke permukaan atau pori adsorben. Hal ini merupakan karakteristik adsorpsi fisik (*physisorption*) dan bukan ikatan kimia. Gaya intermolekul yang lemah (misalnya, van der Waals) mendorong proses tersebut, berbeda dengan interaksi kovalen/ionik yang lebih kuat yang terlihat dalam kemisorpsi (yang biasanya mengikuti model *pseudo second order*) (Al-Harby, Albahly, & Mohamed, 2021).

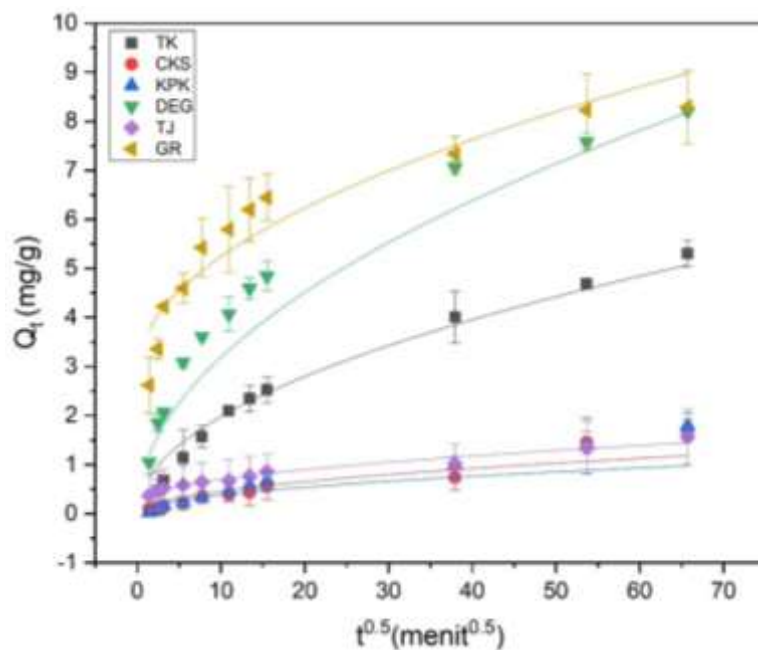
Adsorpsi DOM pada DEG menunjukkan kepatuhan yang sangat baik terhadap model difusi intra-partikel, menurut nilai koefisien korelasi (R^2), yaitu 0,9991, yang menunjukkan bahwa mekanisme adsorpsi multi-tahap di mana struktur pori dan kinetika difusi mengatur proses tersebut. Adsorpsi terjadi dalam tiga tahap yang berbeda: (1) Transfer massa eksternal: adsorbat berdifusi melalui lapisan batas ke permukaan adsorben, (2) Difusi makropori: molekul bermigrasi ke pori-pori yang lebih besar (meso/makropori), dan (3) Difusi/keseimbangan mikropori: difusi lambat ke dalam mikropori atau keseimbangan akhir (Ratnawati, Prasetyaningrum, Hargono, & Zakaria, 2024). Dari Tabel 4.2, dapat dilihat bahwa nilai C untuk DEG adalah 0, yang menunjukkan bahwa DEG merupakan kontrol difusi intrapartikel murni. Dalam konsep difusi intrapartikel, garis awal menandakan difusi melalui film yang membungkus adsorben, sedangkan garis berikutnya menunjukkan difusi di dalam cairan yang terisi pori atau sepanjang dinding pori (Tolkou et al., 2024). Plot linier yang berasal dari titik asal menunjukkan bahwa fase pembatas laju adalah difusi intra-partikel untuk komponen DOM (Ryu et al., 2017). Struktur berpori dari adsorben diduga menjadi faktor yang membatasi laju.



Gambar 4.4 Kinetika Adsorpsi yang Disesuaikan dengan Model *Pseudo First Order* (PFO); C_0 19 mg/L DOC, dosis 1,0 g/L, $T = 25^\circ\text{C}$, dan waktu kontak 48 jam (2880 menit)



Gambar 4.5 Kinetika Adsorpsi yang Disesuaikan dengan Model *Pseudo Second Order* (PSO); C_0 19 mg/L DOC, dosis 1,0 g/L, $T = 25^\circ\text{C}$, dan waktu kontak 72 jam (4320 menit)



Gambar 4.6 Kinetika Adsorpsi yang Disesuaikan dengan Model Difusi Intrapartikel; C_0 19 mg/L DOC, dosis 1,0 g/L, $T = 25^\circ\text{C}$, dan waktu kontak 72 jam (4320 menit)

Tabel 4.2 Parameter Kinetika Adsorpsi DOM

Adsorben	<i>Pseudo-first-order</i>			<i>Pseudo-second-order</i>			Model Difusi Intrapartikel			
	k_1	Q_e	R^2	k_2	Q_e	R^2	h	k_{id}	C	R^2
TK	0,0007	4,1697	0,9321	0,0016	4,7596	0,9931	0,0363	0,6254	0,0000	0,9752
CKS	0,0007	1,5382	0,9244	0,0025	1,3273	0,8460	0,0043	0,1456	0,0000	0,8319
KPK	0,0005	1,5449	0,9449	0,0046	1,2791	0,9826	0,0075	0,1204	0,0000	0,7427

Adsorben	<i>Pseudo-first-order</i>			<i>Pseudo-second-order</i>				Model Difusi Intrapartikel		
	k_1	Q_e	R^2	k_2	Q_e	R^2	h	k_{id}	C	R^2
DEG	0,0007	5,8103	0,8576	0,0019	7,6687	0,9973	0,1102	1,0090	0,0000	0,9991
TJ	0,0005	1,0416	0,8859	0,0084	1,2229	0,9795	0,0125	0,1508	0,2218	0,9642
GR	0,0014	4,1002	0,9143	0,0032	8,1301	0,9972	0,2146	0,7555	2,8525	0,9077

* k_1 (menit^{-1}) and k_2 (g/mg/menit) masing-masing adalah konstanta laju adsorpsi atau model pseudo orde 1 dan 2, k_{id} ($\text{mg/g/menit}^{1/2}$) adalah konstanta difusi intra-partikel, q_e (mg/g) adalah jumlah zat organik pada kesetimbangan, R adalah koefisien korelasi, h (mg/g/min) adalah laju adsorpsi awal.

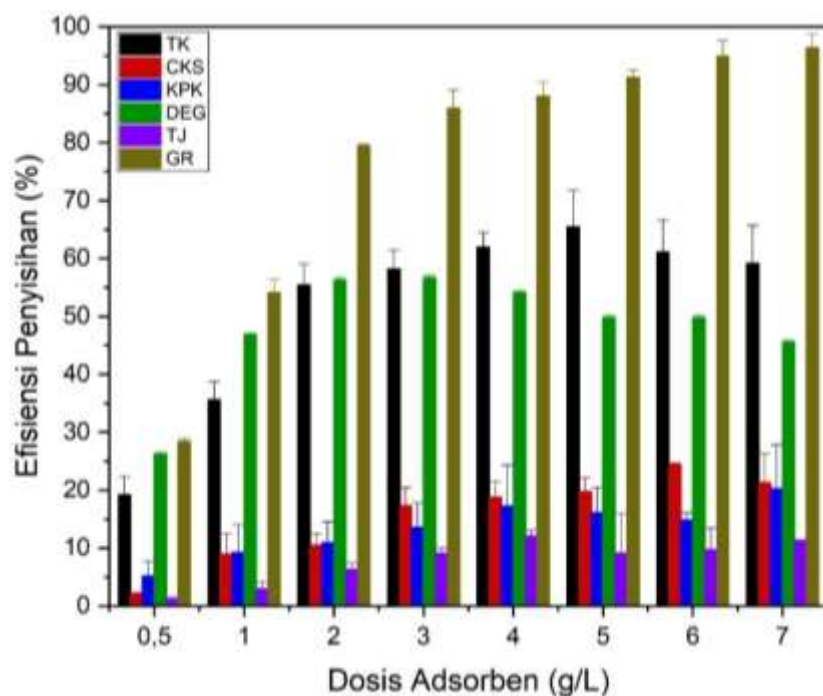
4.3 Isoterm Adsorpsi

Isoterm adsorpsi dapat ditentukan dengan memvariasikan dosis adsorben sambil menjaga konsentrasi awal adsorbat tetap konstan atau dengan memvariasikan konsentrasi awal adsorbat sambil menjaga dosis adsorben tetap konstan (Perwitasari, Pracesa, Pangestu, & Tola, 2021). Variasi dosis adsorben dilakukan untuk menguji potensi TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR untuk penyisihan DOM yang efisien dalam larutan ekstraksi bahan organik. Penelitian ini menggunakan konsentrasi awal 19 mg/L DOC untuk larutan ekstraksi bahan organik, dengan pH 7,0, temperatur 25°C, dan waktu kontak 24 jam, dengan menggabungkan berbagai dosis adsorben mulai dari 0,5 hingga 7,0 g/L. Gambar 4.7 mengilustrasikan bahwa GR menunjukkan efektifitas terbaik dalam penyisihan DOM (7,0 g/L; 96%) relatif terhadap adsorben lainnya. GR memiliki struktur unik dengan luas permukaan yang tinggi dan volume mesopori yang besar, yang berkontribusi secara signifikan terhadap kapasitas adsorpsinya (Marnani, Tezel, & Basu, 2024). Hal ini dapat dibuktikan dari grafik pada Gambar 4.1(b), yang menunjukkan bahwa GR memiliki jumlah mesopori paling banyak dibandingkan dengan 5 adsorben lainnya. Struktur ini memungkinkan interaksi yang lebih efektif dengan polutan organik, sehingga menyediakan lebih banyak tempat untuk terjadinya adsorpsi.

Gambar 4.1(b) menggambarkan jumlah mesopori pada enam adsorben secara berurutan: GR > DEG > TK > KPK > CKS > TJ. Dari Gambar 4.7 dapat dilihat bahwa TJ memiliki efisiensi penyisihan terendah, karena memiliki jumlah mesopori terkecil (lihat Gambar 4.1(b)), meskipun TJ memiliki jumlah mikropori (lihat Gambar 4.1(b)) dan luas permukaan (420,3255 m^2/g , lihat Tabel 4.1) terbesar dibandingkan dengan 5 adsorben lainnya. Hal ini disebabkan oleh mikropori (≤ 2 nm), yang dapat menyediakan luas permukaan yang tinggi tetapi tidak dapat diakses oleh molekul organik yang lebih besar. Ukurannya yang sempit membatasi difusi dan hanya menjebak adsorbat kecil. Mesopori (2–50 nm) bertindak sebagai saluran transportasi, yang memungkinkan molekul yang lebih besar untuk mencapai lokasi adsorpsi.

Ketidakhadiran mesopori pada TJ membatasi perpindahan massa (Z. Sun et al., 2021). Penelitian yang dilakukan oleh (Bavaresco, Fonseca, Scheufele, da Silva, & Teleken, 2021), yang menggunakan tongkol jagung berkarbonasi (CCC) dan karbon aktif komersial (CAC), menunjukkan bahwa struktur pori tongkol jagung (yaitu, 98,5% mikropori pada CCC vs. 25,26% pada CAC) menciptakan "*bottleneck*" bagi polutan organik. Tanpa mesopori, molekul tidak dapat berdifusi secara efisien ke mikropori, sehingga sebagian besar permukaannya tidak dapat digunakan.

Adsorpsi DOM untuk TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR meningkat hingga dosis adsorben terbaik tercapai (lihat Gambar 4.7), kemungkinan karena luas permukaan adsorben yang meningkat dan tersedianya situs adsorpsi tambahan. Penurunan penyerapan organik dapat diabaikan di luar dosis adsorben terbaik, kemungkinan karena terbentuknya aglomerat adsorben yang mengurangi luas permukaan yang tersedia dan menghalangi situs adsorpsi organik tertentu (Neolaka et al., 2024).



Gambar 4.7 Pengaruh dosis adsorben terhadap penyisihan organik dengan CS, PKS, PP, WHL, CC, dan GR: C0 19 mg/L DOC, dosis 0,5-7,0 g/L, T = 25°C, dan waktu kontak 24 jam. Pengaruh konsentrasi awal larutan ekstraksi bahan organik terhadap efisiensi adsorpsi TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR diperiksa dengan memvariasikan konsentrasi awal zat organik menjadi 11, 13, 15, 19, dan 34 mg/L DOC, dengan mempertahankan pH 7,0 dan dosis adsorben 1,0 g/L untuk setiap larutan ekstraksi bahan organik dan adsorben. Data (Gambar 4.8) menunjukkan bahwa adsorben yang digunakan mencapai efisiensi penyisihan optimal, yang

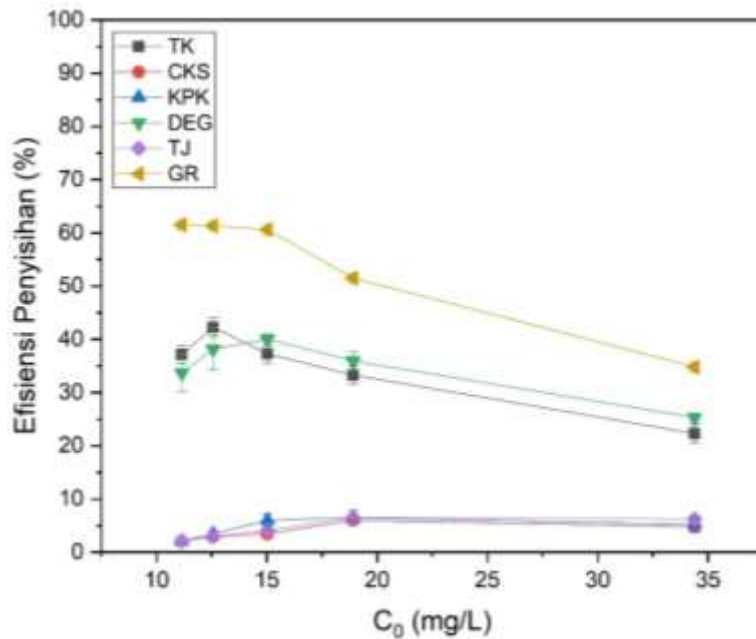
berfluktuasi dengan perubahan konsentrasi awal. Secara khusus, efisiensi penyisihan terbaik TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR masing-masing adalah 42%, 6%, 6%, 39%, 7%, dan 62%, yang dicapai pada konsentrasi awal 13 mg/L, 19 mg/L, 19 mg/L, 15 mg/L, 19 mg/L, dan 11 mg/L DOC.

Kelompok fungsional permukaan pada karbon aktif TK, seperti gugus hidroksil (O-H) dan karboksil, memfasilitasi interaksi yang kuat dengan senyawa organik pada konsentrasi yang lebih rendah (Rolence, Machunda, & Njau, 2014). TK dan GR memiliki efisiensi penyisihan tertinggi pada konsentrasi awal yang rendah (13 dan 11 mg/L DOC). TK memiliki luas permukaan mikropori yang tinggi (<2 nm) (lihat Gambar 4.1(b)). Mikropori ini menyediakan tempat pengikatan yang melimpah untuk molekul organik kecil pada konsentrasi rendah. Hal ini juga dibuktikan oleh hasil pengujian FTIR pada tempurung kelapa (Gambar 4.3(a)), yang mengandung gugus hidroksil (-OH), karboksil (-COOH), dan karbonil (C=O) pada permukaan *biochar*, yang memungkinkan terjadinya ikatan hidrogen dan interaksi elektrostatik dengan bahan organik polar (Yasdi, Ussarvi, Rinaldi, Juita, & Cahyani, 2021). GR memiliki struktur berlapis dengan ruang antarlapis (3,35 Å) dan bidang dasar yang menyerap bahan organik nonpolar melalui gaya dispersi π - π dan interaksi hidrofobik. Pada konsentrasi rendah, molekul organik berdifusi dengan mudah ke dalam lapisan GR dan menyerap tanpa penyumbatan pori (L. Zhang, Wang, Jin, Lu, & Ji, 2017). Pada konsentrasi rendah, lebih sedikit molekul yang bersaing untuk mendapatkan lokasi aktif, sehingga memaksimalkan efisiensi adsorpsi.

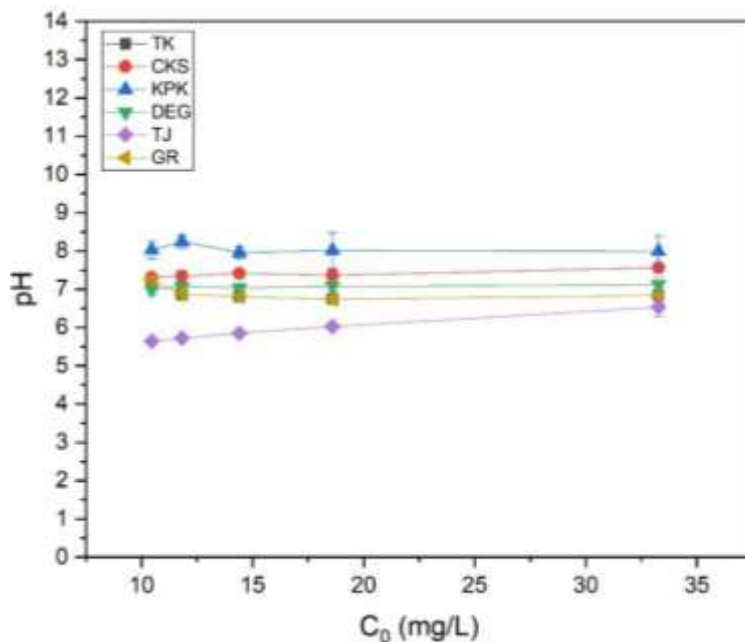
DEG menghasilkan efisiensi penyisihan terbaik pada konsentrasi awal sedang sebesar 15 mg/L DOC. Pada 15 mg/L DOC, kemungkinan terdapat keseimbangan optimal antara jumlah situs aktif yang tersedia pada permukaan adsorben dan konsentrasi zat organik dalam larutan. Untuk DEG, struktur seluler tanaman dan gugus fungsional pada permukaan berinteraksi secara optimal dengan senyawa organik pada konsentrasi ini (Nur et al., 2024). Pada konsentrasi awal yang tinggi (19 mg/L), efisiensi adsorpsi CKS, KPK, dan TJ mencapai efisiensi maksimumnya. Dibandingkan dengan adsorben sintetis, bahan-bahan ini mungkin memiliki luas permukaan yang lebih kecil, sehingga membatasi kapasitas adsorpsinya. Berbagai gugus fungsi pada adsorben ini dapat menyebabkan afinitas pengikatan yang tidak konsisten pada berbagai konsentrasi larutan (Babayemi, 2017). Efisiensi adsorpsi bahan-bahan berbasis bio ini dapat dipengaruhi secara signifikan oleh perubahan pH larutan. Dari hasil pengujian (lihat Gambar 4.9), diperoleh bahwa pH larutan untuk adsorben KPK bersifat basa (8,07-8,36), sedangkan pH larutan untuk adsorben TJ bersifat asam (5,62-6,71). pH mempengaruhi protonasi/deprotonasi gugus fungsi pada permukaan biosorben (Phiri & Oh, 2024). Pada pH rendah, ion H^+ bersaing

dengan kation logam untuk mendapatkan tempat adsorpsi (Cruz-Lopes, Macena, Esteves, & Guiné, 2021).

Gambar 4.8 menunjukkan bahwa pada konsentrasi rendah, efisiensi adsorpsi untuk CKS, KPK, dan TJ berkurang karena gradien konsentrasi antara larutan dan permukaan adsorben tidak cukup kuat untuk meningkatkan perpindahan massa yang efektif dan banyak situs aktif pada adsorben tetap kosong, yang menyebabkan efisiensi keseluruhan lebih rendah (Satyam & Patra, 2024). Pada konsentrasi tinggi, efisiensi menurun karena saat konsentrasi meningkat, situs pengikatan yang tersedia menjadi terisi penuh, sehingga membatasi adsorpsi lebih lanjut dan beberapa molekul adsorbat bersaing untuk situs pengikatan yang sama, sehingga mengurangi efisiensi keseluruhan. Selain itu, dari Gambar 4.1(b), dapat dilihat bahwa jumlah mesopori CKS, KPK, dan TJ lebih kecil dibandingkan dengan TK, DEG, dan GR. Mesopori bertindak sebagai jalur transportasi ke mikropori. Volume mesopori yang lebih kecil mengurangi aksesibilitas ke situs adsorpsi berenergi tinggi di mikropori, secara signifikan menurunkan kapasitas. Hal ini sesuai dengan penelitian yang dilakukan oleh (Hsieh & Teng, 2000) yang menggunakan adsorpsi fase cair fenol, iodine, dan asam tanat ke karbon aktif granular kelas komersial dan karbon aktif pabrik untuk mengeksplorasi pengaruh volume mesopori dan ukuran adsorbat pada kapasitas adsorpsi. Dari hasil penelitian ini, ditemukan bahwa mesopori memperpendek jalur difusi ke mikropori. Tanpa mesopori yang cukup, keseimbangan adsorpsi membutuhkan waktu lebih lama untuk dicapai. Adsorben dengan volume mesopori yang lebih tinggi menunjukkan kapasitas adsorpsi dua kali lipat dibandingkan dengan bahan mesopori rendah. (Iwuozor, Ighalo, Emenike, Igwegbe, & Adeniyi, 2021).



Gambar 4. 8 Pengaruh Konsentrasi Awal Zat Organik terhadap Adsorben TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR; C_0 19 mg/L DOC, dosis 1,0 g/L, $T = 25^\circ\text{C}$, dan waktu kontak 24 jam

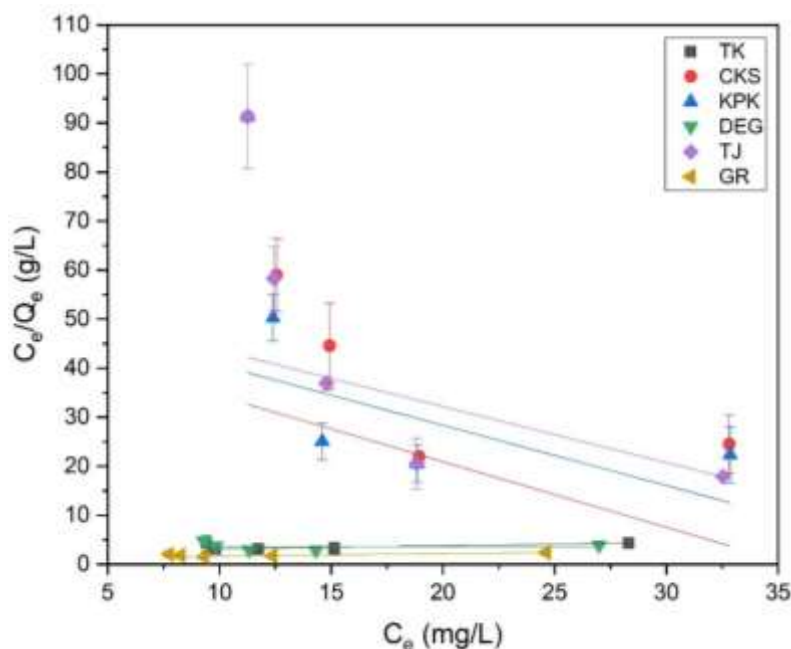


Gambar 4. 9 pH Larutan Ekstraksi Bahan Organik Menggunakan Adsorben TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR dengan Variasi Konsentrasi Awal: 10, 12, 14, 19, dan 33 mg/L DOC; dosis 1,0 g/L; $T = 25^\circ\text{C}$; waktu kontak 24 jam

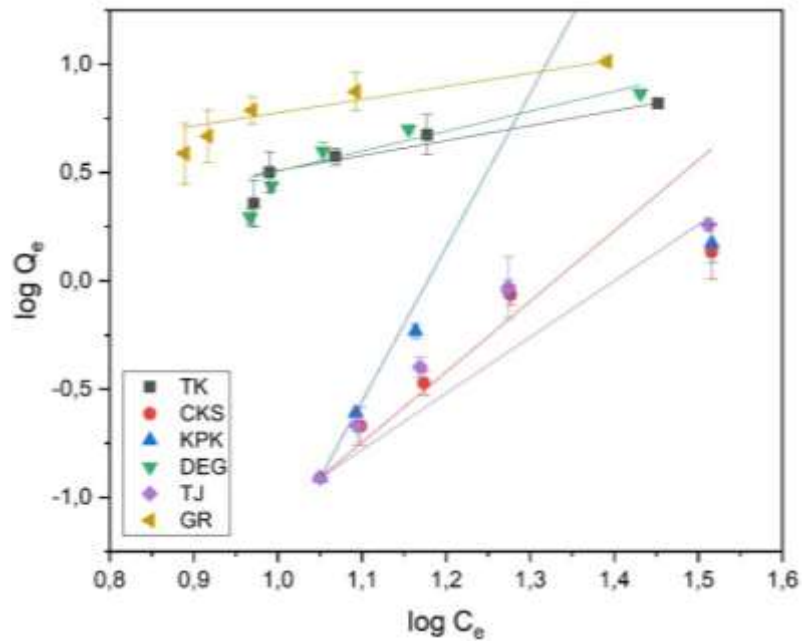
Model isotherm Langmuir dan Freundlich digunakan dalam penelitian ini untuk menilai data adsorpsi kesetimbangan zat organik pada adsorben TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR dalam kondisi optimal. Data eksperimen disesuaikan dengan model, dengan plot linier yang dihasilkan ditampilkan pada Gambar 4.10, sementara Tabel 4.3 merangkum konstanta dan

koefisien kesetimbangan yang sesuai. Hasilnya menunjukkan bahwa adsorpsi DOM oleh TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR lebih sesuai dengan model Freundlich, seperti yang terlihat dari nilai koefisien determinasi (R^2). Model isoterm adsorpsi Freundlich berlaku untuk permukaan heterogen, dengan nilai n yang tinggi menandakan interaksi yang kuat antara permukaan adsorben dan zat organik (Arya et al., 2020). Temuan ini konsisten dengan pernyataan bahwa biomassa merupakan material heterogen (Kosasih et al., 2010). Model isoterm Freundlich menilai *favorability*, *unfavorability*, atau *irreversibility* adsorpsi dengan menganalisis parameter n . n mengukur heterogenitas situs adsorpsi dan distribusi energi di seluruh permukaan adsorben. Nilai n yang lebih tinggi ($n > 1$) untuk TK, DEG, dan GR menunjukkan adsorpsi yang baik dan permukaan heterogen dengan situs berenergi tinggi yang terisi terlebih dahulu, sedangkan $n < 1$ untuk CKS, KPK, dan TJ menunjukkan adsorpsi yang tidak baik, yang sering dikaitkan dengan efek kompetitif (molekul air menghalangi situs pada konsentrasi rendah) (Kusumadewi, Wijayanti, & Hadisoebroto, 2019).

Konstanta Freundlich (K_F) mencerminkan kapasitas adsorpsi (Salim et al., 2021). Data pada Tabel 4.3 menunjukkan bahwa K_F GR yang tinggi muncul dari luas permukaannya yang besar, kimia permukaan yang dapat diatur, dan interaksi spesifik-adsorbat yang kuat (penumpukan π - π , gaya elektrostatik). Sifat-sifat ini membuatnya lebih unggul daripada banyak adsorben konvensional untuk kontaminan organik dan ionik. Hal ini juga dibuktikan dari hasil pengujian pada Gambar 4.1(b) yang menunjukkan bahwa GR memiliki jumlah mesopori tertinggi dibandingkan dengan lima adsorben lainnya.



(a)



(b)

Gambar 4. 10 Model Isoterm Langmuir (a) dan Freundlich (b) pada Adsorpsi DOM Menggunakan TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR

Tabel 4. 3 Parameter Isoterm Adsorpsi DOM

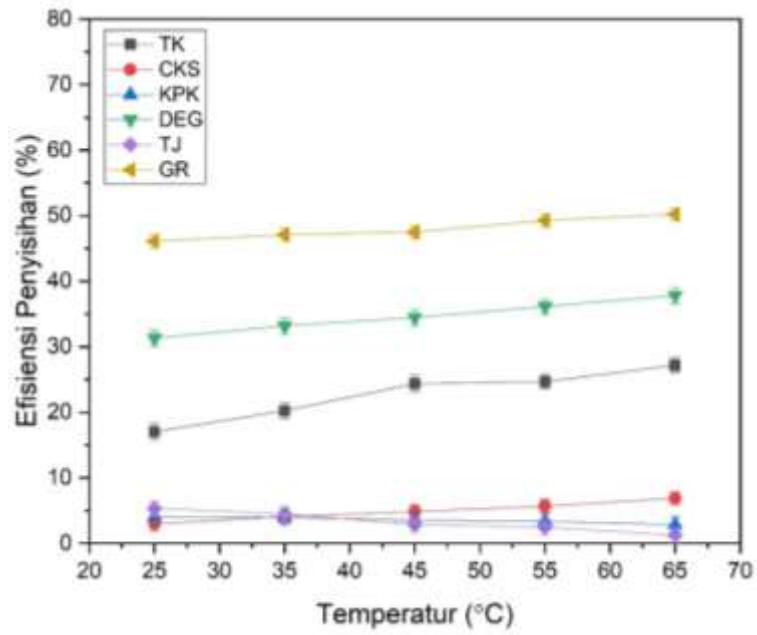
Adsorben	Isoterm Langmuir			Isoterm Freundlich			
	Q_{max}	K_L	R^2	K_F	$1/n$	n	R^2
TK	26,6667	0,0122	0,2444	0,4428	0,8298	1,2051	0,8730
CKS	-0,4269	-0,0258	0,5163	0,0008	2,1932	0,4560	0,8947
KPK	-0,4901	-0,0260	0,3542	0,0013	2,1148	0,4729	0,8138
DEG	32,8947	0,0111	0,3002	0,7729	0,6820	1,4663	0,8300
TJ	-0,3860	-0,0283	0,5388	0,0005	2,4554	0,4073	0,9185
GR	74,0741	0,0067	0,0595	0,9638	0,7626	1,3113	0,8744

4.4 Termodinamika Adsorpsi

Gambar 4.11 menunjukkan bahwa efisiensi penyisihan DOM dari TK, CKS, DEG, dan GR meningkat seiring dengan meningkatnya temperatur, sedangkan efisiensi penyisihan DOM dari KPK dan TJ menurun seiring dengan meningkatnya temperatur. Situs aktif dalam TK, CKS, DEG, dan GR, yang berfungsi mengikat DOM, meningkat seiring dengan meningkatnya Temperatur. Temperatur yang lebih tinggi biasanya meningkatkan biosorpsi dengan meningkatkan aktivitas permukaan dan energi kinetik zat terlarut (Kulkarni, Revanth, Acharya, & Bhat, 2017). Efisiensi adsorpsi meningkat seiring dengan temperatur untuk adsorben ini

karena mekanisme adsorpsi endotermik dan peningkatan interaksi molekuler. Penelitian yang dilakukan oleh (Abbas & Trari, 2024) yang menggunakan Batok Kelapa Aktif (BKK) untuk menyisihkan *methylene blue* (MB), menunjukkan bahwa kapasitas adsorpsi MB meningkat dari 20°C hingga 60°C. Penelitian yang dilakukan oleh (Zghal, Jedidi, Cretin, Cerneaux, & Abdelmouleh, 2023) yang menggunakan komposit karbon/CNT baru untuk menyisihkan pewarna kationik, Rhodamine B (RhB), dari air limbah yang terkontaminasi pewarna, menunjukkan bahwa penyisihan Rhodamine B (RhB) meningkat dari 71% pada temperatur 20°C menjadi 85% pada suhu 60°C. Temperatur yang lebih tinggi meningkatkan energi kinetik molekul adsorbat, meningkatkan laju difusi ke dalam pori adsorben dan frekuensi tumbukan dengan situs aktif pada TK, CKS, DEG, dan GR.

Namun, hal yang berbeda terjadi pada KPK dan TJ, efisiensi penyisihan DOM menurun seiring dengan peningkatan temperatur. Penurunan efisiensi adsorpsi seiring dengan peningkatan temperatur pada KPK dan TJ terutama disebabkan oleh sifat eksotermik dari adsorpsi dan dinamika molekuler. Sebagian besar proses adsorpsi yang melibatkan adsorben organik melepaskan panas, sehingga secara termodinamika lebih baik pada temperatur yang lebih rendah (Olufemi & Eniodunmo, 2018). Hal ini sejalan dengan penelitian yang dilakukan oleh (Nurain, Sarker, Rahaman, Rahman, & Uddin, 2021) yang menggunakan kulit pisang untuk menyisihkan timbal (Pb^{2+}) dari *aqueous solution* setelah percobaan batch. Dari hasil penelitian ini, ditemukan bahwa persentase penyisihan dan kapasitas penyerapan Pb^{2+} meningkat dari 73,84 menjadi 87,94% ketika temperatur adsorpsi diturunkan dari 60 menjadi 25°C. Penurunan kapasitas adsorpsi adsorben dengan meningkatnya temperatur menunjukkan proses adsorpsi eksotermik. Banyak peneliti telah menyatakan bahwa proses biosorpsi bersifat eksotermik, yang menunjukkan bahwa kapasitas adsorpsi menurun seiring dengan peningkatan temperatur. Peningkatan temperatur menyebabkan hilangnya situs adsorpsi aktif dari bio-adsorben, yang mengakibatkan migrasinya dari permukaan ke dalam larutan.



Gambar 4. 11 Pengaruh Temperatur terhadap Persentase Penyisihan Zat Organik yang Diteliti pada TK, CKS, KPK, DEG, TJ, dan GR dengan Variasi Temperatur: 25, 35, 45, 55, dan 65°C; C0 19 mg/L DOC; dosis 1,0 g/L; waktu kontak 3 jam (180 menit)

BAB V KESIMPULAN

Penelitian ini menunjukkan bahwa keenam adsorben, yaitu tempurung kelapa (TK), cangkang kelapa sawit (CKS), kulit pisang kepok (KPK), daun eceng gondok (DEG), tongkol jagung (TJ), dan grafit (GR), memiliki karakteristik fisis dan kimia permukaan yang mendukung proses adsorpsi *dissolved organic matter* (DOM), dimana luas permukaan, struktur pori, dan keberadaan gugus fungsional berkontribusi nyata terhadap kemampuan penyisihan DOM. Secara kinerja, proses adsorpsi DOM oleh TK, KPK, TJ, dan GR mengikuti model kinetika *pseudo second order*, CKS mengikuti *pseudo first order*, sementara DEG dikontrol oleh difusi intra-partikel, dengan isotherm Freundlich memberikan kesesuaian terbaik untuk seluruh adsorben sehingga mengindikasikan proses adsorpsi multilapisan pada permukaan yang heterogen, serta menunjukkan bahwa GR memberikan efisiensi penyisihan tertinggi dan DEG serta TK tetap kompetitif untuk aplikasi praktis. Dari sisi ekonomi, evaluasi biaya menunjukkan bahwa adsorben berbasis limbah biomassa, khususnya KPK, DEG, dan TJ, dapat mengurangi jumlah limbah di lingkungan, sehingga secara keseluruhan dapat disimpulkan bahwa kombinasi kinerja teknis yang baik dan keekonomian yang menguntungkan menjadikan adsorben-adsorben ini sangat potensial untuk diaplikasikan sebagai teknologi permurnian air yang berkelanjutan dan berbiaya rendah di wilayah berkembang.

DAFTAR PUSTAKA

- Abbas, M., & Trari, M. (2024). Adsorption Behavior of Methylene Blue Onto Activated Coconut Shells: Kinetic, Thermodynamic, Mechanism and Regeneration of the Adsorbent. *Dose-Response*, 22(4), 15593258241290708.
- Adorna Jr, J., Borines, M., & Doong, R.-A. (2020). Coconut shell derived activated biochar–manganese dioxide nanocomposites for high performance capacitive deionization. *Desalination*, 492, 114602.
- Al-Harby, N. F., Albahly, E. F., & Mohamed, N. A. (2021). Kinetics, isotherm and thermodynamic studies for efficient adsorption of Congo Red dye from aqueous solution onto novel cyanoguanidine-modified chitosan adsorbent. *Polymers*, 13(24), 4446.
- Ali, A. (2017). Removal of Mn (II) from water using chemically modified banana peels as efficient adsorbent. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 7, 57-63.
- Ali, A., Saeed, K., & Mabood, F. (2016). Removal of chromium (VI) from aqueous medium using chemically modified banana peels as efficient low-cost adsorbent. *Alexandria Engineering Journal*, 55(3), 2933-2942.
- Alterary, S. S. (2023). Functionalized gum acacia–activated carbon–CaO/NiO nanocomposite for potential photocatalytic removal of organic pollutants from water. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(53), 113520-113537.
- Annadurai, G., Juang, R.-S., & Lee, D. (2003). Adsorption of heavy metals from water using banana and orange peels. *Water science and technology*, 47(1), 185-190.
- Areti, H. A., Jabesa, A., Muleta, M. D., & Eman, A. N. (2024). Adsorptive performances and valorization of green synthesized biochar–based activated carbon from banana peel and corn cob composites for the abatement of Cr (VI) from synthetic solutions: Parameters, isotherms, and remediation studies. *Heliyon*, 10(13).
- Arifiyana, D. (2021). Biosorption of Fe (II) ions from aqueous solution using Kepok banana peel (*Musa acuminata*). *BIOSORPTION OF Fe (II) IONS FROM AQUEOUS SOLUTION USING KEPOK BANANA PEEL (Musa acuminata)*, 6(2).
- Arya, M. C., Bafila, P. S., Mishra, D., Negi, K., Kumar, R., & Bughani, A. (2020). Adsorptive removal of Remazol Brilliant Blue R dye from its aqueous solution by activated charcoal of Thuja orientalis leaves: an eco-friendly approach. *SN Applied Sciences*, 2, 1-10.
- Babayemi, A. K. (2017). Performance evaluation of palm kernel shell adsorbents for the removal of phosphorus from wastewater. *Advances in Chemical Engineering and Science*, 7(2), 215-227.
- Baby, R., Hussein, M. Z., Zainal, Z., & Abdullah, A. H. (2023). Preparation of functionalized palm kernel shell bio-adsorbent for the treatment of heavy metal-contaminated water. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10, 100253.
- Bavaresco, A., Fonseca, J. M., Scheufele, F. B., da Silva, C., & Teleken, J. G. (2021). Use of carbonized corn cob biomass to reduce acidity of residual frying oil. *Acta Sci. Technol*, 43, e51303.
- Boehm, H. (1971). Book Review: Active Carbon. Manufacture, Properties and Applications. By M. Smišek and S. Černý. In: Wiley Online Library.
- Campos, N. F., Guedes, G. A., Oliveira, L. P., Gama, B. M., Sales, D. C., Rodriguez-Diaz, J. M., . . . Duarte, M. M. (2020). Competitive adsorption between Cu²⁺ and Ni²⁺ on corn cob activated carbon and the difference of thermal effects on mono and bicomponent systems. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104232.

- Canada, H. (2020). Guidance on natural organic matter in drinking water. In: Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety
- Chen, J., Duan, Q., Ji, C., Liu, J., Wang, Z., Song, J., . . . Zhang, C. (2024). Modified coconut shell biochars (MCSBCs): Fabrication and their adsorptions for Pb (II). *Heliyon*.
- Chen, J., Wan, N., Wang, D., & Zhang, W. (2023). Molecular properties and biotoxicity of dissolved organic matter leached from microplastic (MP-DOM) during typical hydrothermal treatment of sewage sludge. *Science of the Total Environment*, 892, 164548.
- Cruz-Lopes, L. P., Macena, M., Esteves, B., & Guiné, R. P. (2021). Ideal pH for the adsorption of metal ions Cr⁶⁺, Ni²⁺, Pb²⁺ in aqueous solution with different adsorbent materials. *Open Agriculture*, 6(1), 115-123.
- Cundari, L., Fanneza, A. L., & Arisma, N. C. (2023). Characterization of biosorbent from musa acuminata balbisian peel using FTIR spectroscopy and its application to cadmium (Cd) removal: effect of activator type, pH, and biosorbent ratio. *CHEMICA: Jurnal Teknik Kimia*, 9(3), 142.
- Darmawan, S. (2008). Sifat arang aktif tempurung kemiri dan pemanfaatannya sebagai penyerap emisi formaldehida papan serat berkerapatan sedang.
- Dhinesh, R., Aruna, S., Ravaneswaran, K., Kirthiga, S. S., Keerthivarman, S. G., Al-Ghanim, K. A., & Kamaraj, C. (2024). Aquatic weed Eichhornia crassipes as sustainable feedstocks for biochar production: A potential of ammonium adsorption and kinetic models. *Journal of Cleaner Production*, 459, 142566.
- Flores-Rojas, A. I., Medellín-Castillo, N. A., Cisneros-Ontiveros, H. G., Acosta-Doporto, G. A., Cruz-Briano, S. A., Leyva-Ramos, R., . . . Labrada-Delgado, G. J. (2023). Detection and mapping of the seasonal distribution of water hyacinth (Eichhornia crassipes) and valorization as a biosorbent of Pb (II) in water. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-18.
- Gronwald, O., Frost, I., Ulbricht, M., Shalmani, A. K., Panglisch, S., Grünig, L., . . . Weber, M. (2020). Hydrophilic poly (phenylene sulfone) membranes for ultrafiltration. *Separation and purification Technology*, 250, 117107.
- Hao, W., Gao, T., Shi, W., Zhao, M., Huang, Z., Ren, H., & Ruan, W. (2022). Coagulation removal of dissolved organic matter (DOM) in nanofiltration concentrate of biologically treated landfill leachate by ZrCl₄: Performance, mechanism and coagulant recycling. *Chemosphere*, 301, 134768.
- He, H., Sun, N., Li, L., Ai, J., Zhou, H., Yang, X., . . . Zhang, W. (2023). Effects of dissolved organic matter removal and molecular transformation in different water treatment processes on formation of disinfection byproducts. *Water Research*, 245, 120626.
- Hossain, M., Ngo, H. H., Guo, W., & Nguyen, T. (2012). Removal of copper from water by adsorption onto banana peel as bioadsorbent. *Geomate Journal*, 2(4), 227-234.
- Hsieh, C.-T., & Teng, H. (2000). Influence of mesopore volume and adsorbate size on adsorption capacities of activated carbons in aqueous solutions. *Carbon*, 38(6), 863-869.
- Hu, Q., Ma, S., He, Z., Liu, H., & Pei, X. (2024). A revisit on intraparticle diffusion models with analytical solutions: Underlying assumption, application scope and solving method. *Journal of Water Process Engineering*, 60, 105241.
- Iheanacho, O. C., Nwabanne, J. T., Obi, C. C., & Onu, C. E. (2021). Packed bed column adsorption of phenol onto corn cob activated carbon: linear and nonlinear kinetics modeling. *South African Journal of Chemical Engineering*, 36, 80-93.
- Inglezakis, V. J., Pouloupoulos, S. G., & Kazemian, H. (2018). Insights into the S-shaped sorption isotherms and their dimensionless forms. *Microporous and Mesoporous Materials*, 272, 166-176.

- Iwuozor, K. O., Ighalo, J. O., Emenike, E. C., Igwegbe, C. A., & Adeniyi, A. G. (2021). Do adsorbent pore size and specific surface area affect the kinetics of methyl orange aqueous phase adsorption? *Journal of Chemistry Letters*, 2(4), 188-198.
- Jasmal, S. (2015). Ramlawati, "Kapasitas adsorpsi arang aktif ijuk pohon aren (*Arenga pinnata*) terhadap Pb²⁺," J. In: Sainsmat.
- Kabir, M. M., Alam, F., Akter, M. M., Gilroyed, B. H., Didar-ul-Alam, M., Tijing, L., & Shon, H. K. (2022). Highly effective water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) waste-based functionalized sustainable green adsorbents for antibiotic remediation from wastewater. *Chemosphere*, 304, 135293.
- Kang, M., Zhao, H., Ye, J., Song, W., Shen, H., Mi, J., & Li, Z. (2019). Adsorption dominant sodium storage in three-dimensional coal-based graphite microcrystal/graphene composites. *Journal of Materials Chemistry A*, 7(13), 7565-7572.
- Knap-Bałdyga, A., & Żubrowska-Sudoł, M. (2023). Natural organic matter removal in surface water treatment via coagulation—current issues, potential solutions, and new findings. *Sustainability*, 15(18), 13853.
- Kolya, H., & Kang, C.-W. (2024). Toxicity of metal oxides, dyes, and dissolved organic matter in water: implications for the environment and human health. *Toxics*, 12(2), 111.
- Kosasih, A. N., Febrianto, J., Sunarso, J., Ju, Y.-H., Indraswati, N., & Ismadji, S. (2010). Sequestering of Cu (II) from aqueous solution using cassava peel (*Manihot esculenta*). *Journal of hazardous materials*, 180(1-3), 366-374.
- Kulkarni, M. R., Revanth, T., Acharya, A., & Bhat, P. (2017). Removal of Crystal Violet dye from aqueous solution using water hyacinth: Equilibrium, kinetics and thermodynamics study. *Resource-Efficient Technologies*, 3(1), 71-77.
- Kurniawan, H., & Notodarmojo, S. PENGGUNAAN JERAMI PADI UNTUK MENYISIHKAN LIMBAH WARNA INDUSTRI TEKSTIL COLOR INDEX REACTIVE ORANGE 84 THE USE OF RICE STRAW TO ELIMINATE WASTE COLOR TEXTILE INDUSTRY COLOR INDEX REACTIVE ORANGE 84.
- Kurniawan, R., Lutfi, M., & Nugroho, W. A. (2013). Karakterisasi luas permukaan bet (braunanear, emmelt dan teller) karbon aktif dari tempurung kelapa dan tandan kosong kelapa sawit dengan aktivasi asam fosfat (H₃PO₄). *Jurnal Keteknik Pertanian Tropis dan Biosistem*, 2(1).
- Kusuma, A. M., Liu, Q., & Zeng, H. (2014). Understanding interaction mechanisms between pentlandite and gangue minerals by zeta potential and surface force measurements. *Minerals Engineering*, 69, 15-23. doi:10.1016/j.mineng.2014.07.005
- Kusumadewi, R. A., Wijayanti, A., & Hadisoebroto, R. (2019). Utilization of banana peel and water hyacinth leaves as adsorbent for removal of copper from wastewater. *International Journal of Scientific & Technology Research*, 8(12), 2529-2534.
- Kwartiningsih, E., & Setiarini, N. (2005). Adsorpsi Logam Cu dari Limbah Elektroplating Menggunakan Karbon Aktif dalam Kolom Fixed Bed. *Ekulibrium*, 4(2), 78-84.
- Lewandowski, J., Meinikmann, K., & Krause, S. (2020). Groundwater–surface water interactions: Recent advances and interdisciplinary challenges. *Water*, 12(1), 296.
- Liu, Z., Sun, Y., Xu, X., Meng, X., Qu, J., Wang, Z., . . . Qu, B. (2020). Preparation, characterization and application of activated carbon from corn cob by KOH activation for removal of Hg (II) from aqueous solution. *Bioresource Technology*, 306, 123154.
- Lua, A. C. (2020). A detailed study of pyrolysis conditions on the production of steam-activated carbon derived from oil-palm shell and its application in phenol adsorption. *Biomass conversion and biorefinery*, 10(2), 523-533.
- Lua, A. C. (2024). A comparative study of the pore characteristics and phenol adsorption performance of activated carbons prepared from oil-palm shell wastes by steam and combined steam-chemical activation. *Green Chemical Engineering*, 5(1), 85-96.

- Lua, A. C., & Jia, Q. (2009). Adsorption of phenol by oil–palm-shell activated carbons in a fixed bed. *Chemical Engineering Journal*, *150*(2-3), 455-461.
- Mao, J., Cao, X., Olk, D. C., Chu, W., & Schmidt-Rohr, K. (2017). Advanced solid-state NMR spectroscopy of natural organic matter. *Progress in Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy*, *100*, 17-51.
- Marnani, N. N., Tezel, F. H., & Basu, O. D. (2024). Adsorptive Removal of Dyes: A Comparison of Graphene Oxide to Granular Activated Carbon and Zeolite NaY. *Applied Sciences*, *14*(21), 9811.
- Mastalerz, M., & Bustin, R. (1993). Variation in maceral chemistry within and between coals of varying rank: An electron microprobe and micro-Fourier transform infra-red investigation. *Journal of Microscopy*, *171*(2), 153-166.
- Munagapati, V. S., Yarramuthi, V., Kim, Y., Lee, K. M., & Kim, D.-S. (2018). Removal of anionic dyes (Reactive Black 5 and Congo Red) from aqueous solutions using Banana Peel Powder as an adsorbent. *Ecotoxicology and environmental safety*, *148*, 601-607.
- Nebbioso, A., & Piccolo, A. (2013). Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM): a critical review. *Analytical and bioanalytical chemistry*, *405*(1), 109-124.
- Neolaka, Y. A., Baunsele, S. D., Nitbani, F. O., de Rozari, P., Widyaningrum, B. A., Lawa, Y., . . . Kusuma, H. S. (2024). Preparation of cellulose adsorbent based on banana peel waste (*Musa paradisiaca*): green activation and adsorption of Rhodamine B from the aquatic environment. *Nano-Structures & Nano-Objects*, *38*, 101146.
- Nouri, S., Haghseresht, F., & Lu, M. (2002). Adsorption of aromatic compounds by activated carbon: effects of functional groups and molecular size. *Adsorption Science & Technology*, *20*(1), 1-15.
- Nur, M., Rompegading, A. B., Nasir, M., Yani, A., Irfandi, R., Bachtiar, H. M., . . . Sangkota, V. D. A. (2024). Efficiency of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in the Phytoremediation of Copper-Contaminated Waters of Lake Tempe, South Sulawesi Indonesia. *Journal homepage: <http://iijeta.org/journals/ijdne>*, *19*(3), 1081-1087.
- Nurain, A., Sarker, P., Rahaman, M., Rahman, M., & Uddin, M. (2021). Utilization of banana (*musa sapientum*) peel for removal of Pb²⁺ from aqueous solution. *J Multidiscip Appl Nat Sci* 1: 117–128. In.
- Olufemi, B., & Eniodunmo, O. (2018). Adsorption of nickel (II) ions from aqueous solution using banana peel and coconut shell. *International Journal of Technology*, *9*(3).
- Perwitasari, D. S., Pracesa, Y. A. Y., Pangestu, M. A., & Tola, P. S. (2021). Langmuir and Freundlich isotherm approximation on adsorption mechanism of chrome waste by using tofu dregs. *Nusantara Science and Technology Proceedings*, 106-112.
- Phiri, J. T., & Oh, S. (2024). Biosorption of Cd (II), Co (II), and Cu (II) onto Microalgae under Acidic and Neutral Conditions. *Sustainability*, *16*(15), 6342.
- Qiu, H., Lv, L., Pan, B.-c., Zhang, Q.-j., Zhang, W.-m., & Zhang, Q.-x. (2009). Critical review in adsorption kinetic models. *Journal of Zhejiang University-Science A*, *10*(5), 716-724.
- Quilitzsch, M., Osmond, R., Krug, M., Heijnen, M., & Ulbricht, M. (2016). Macro-initiator mediated surface selective functionalization of ultrafiltration membranes with anti-fouling hydrogel layers applicable to ready-to-use capillary membrane modules. *Journal of Membrane Science*, *518*, 328-337.
- Rahim, A. R. A., Johari, K., Rabat, N. E., Hussain, M., Shezad, N., & Park, Y.-K. (2023). Isothermal, kinetic, thermal, and economic characteristics of NaOH-modified charred–desiccated coconut waste as adsorbent for lead (II) in water phase. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, *127*, 171-181.

- Rao, H. J. (2021). Characterization Studies on Adsorption of Lead and Cadmium Using Activated Carbon Prepared from Waste Tyres. *Nature Environment & Pollution Technology*, 20(2).
- Ratnawati, R., Prasetyaningrum, A., Hargono, H., & Zakaria, M. F. (2024). Biosorption of Cu (II) Ions by Water Hyacinth Leaf Powder: Process Performance, Kinetics, and Biosorption Isotherm. *Periodica Polytechnica Chemical Engineering*, 68(2), 239-252.
- Regan, S., Hynds, P., & Flynn, R. (2017). An overview of dissolved organic carbon in groundwater and implications for drinking water safety. *Hydrogeology Journal*, 25(4), 959-967.
- Rolence, C., Machunda, R., & Njau, K. (2014). Water hardness removal by coconut shell activated carbon.
- Rovani, S., Rodrigues, A. G., Medeiros, L. F., Cataluña, R., Lima, É. C., & Fernandes, A. N. (2016). Synthesis and characterisation of activated carbon from agroindustrial waste—preliminary study of 17 β -estradiol removal from aqueous solution. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(2), 2128-2137.
- Rudi, N. N., Muhamad, M. S., Te Chuan, L., Alipal, J., Omar, S., Hamidon, N., . . . Harun, H. (2020). Evolution of adsorption process for manganese removal in water via agricultural waste adsorbents. *Heliyon*, 6(9), e05049.
- Ryu, S.-R., Jeon, E.-K., Yang, J.-S., & Baek, K. (2017). Adsorption of As (III) and As (V) in groundwater by Fe–Mn binary oxide-impregnated granular activated carbon (IMIGAC). *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 72, 62-69.
- Salim, N. A. A., Puteh, M. H., Khamidun, M. H., Fulazzaky, M. A., Abdullah, N. H., Yusoff, A. R. M., . . . Nuid, M. (2021). Interpretation of isotherm models for adsorption of ammonium onto granular activated carbon. *Biointerface Res. Appl. Chem*, 11(2), 9227-9241.
- Sanjaya, A. S., & Agustine, R. P. (2015). Studi kinetika adsorpsi Pb menggunakan arang aktif dari kulit pisang. *Konversi*, 4(1), 17-24.
- Satyam, S., & Patra, S. (2024). Innovations and challenges in adsorption-based wastewater remediation: a comprehensive review. *Heliyon*.
- Seleman, M., Sime, T., Ayele, A., Sergawie, A., Nkambule, T., & Fito, J. (2023). Isotherms and Kinetic Studies of Copper Removal from Textile Wastewater and Aqueous Solution Using Powdered Banana Peel Waste as an Adsorbent in Batch Adsorption Systems. *International journal of biomaterials*, 2023, 2012069-2012069. doi:10.1155/2023/2012069
- Sembiring, M. T., & Sinaga, T. S. (2003). Arang aktif (pengenalan dan proses pembuatannya). Setiawan, A., Kusumawati, T. A., Ramadani, T. A., Wang, Y.-F., Kusumawardani, A., & Dermawan, D. (2024). Composite of activated carbon-hydroxyapatite from corn (*Zea mays* L.) cob and catfish (*Pangasius* sp.) bones with H₃PO₄ activation for methylene blue dye adsorption. *Inorganic Chemistry Communications*, 112744.
- Shahmirzadi, M. A. A., Hosseini, S. S., Luo, J., & Ortiz, I. (2018). Significance, evolution and recent advances in adsorption technology, materials and processes for desalination, water softening and salt removal. *Journal of Environmental Management*, 215, 324-344.
- Shi, Y., Hu, H., & Ren, H. (2020). Dissolved organic matter (DOM) removal from biotreated coking wastewater by chitosan-modified biochar: Adsorption fractions and mechanisms. *Bioresource Technology*, 297, 122281.
- Sillanpää, M. (2014). *Natural organic matter in water: Characterization and treatment methods*: Butterworth-Heinemann.
- Sudirjo, M. (2006). Pembuatan karbon aktif dari kulit kacang tanah (*Arachis Hypogaeae*) dengan aktivator asam sulfat. *Semarang: Universitas Diponegoro*.

- Sultan, M., Miyazaki, T., & Koyama, S. (2018). Optimization of adsorption isotherm types for desiccant air-conditioning applications. *Renewable Energy*, *121*, 441-450.
- Sun, W., Zhang, Y., Lu, Z., Ke, Y., Wang, X., & Wu, J. (2023). Fate of naturally dissolved organic matter and synthetic organic compounds subjected to drinking water treatment using membrane, activated carbon, and UV/H₂O₂ technologies. *Environmental Science & Technology*, *57*(14), 5558-5568.
- Sun, Z., Qu, K., Cheng, Y., You, Y., Huang, Z., Umar, A., . . . Colorado, H. A. (2021). Corn-cob-derived activated carbon for efficient adsorption dye in sewage. *ES Food & Agroforestry*, *4*, 61-74.
- Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, H. D. (2003). Wastewater engineering: treatment and reuse. *American Water Works Association. Journal*, *95*(5), 201.
- Teymourinia, H., Alshamsi, H. A., Al-nayili, A., Sohoul, E., & Gholami, M. (2023). Synthesis of new photocatalyst based on g-C₃N₄/N, P CQD/ZIF-67 nanocomposite for ciprofloxacin degradation under visible light irradiation. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, *125*, 259-268.
- Tolkou, A. K., Tsoutsas, E. K., Kyzas, G. Z., & Katsoyiannis, I. A. (2024). Sustainable use of low-cost adsorbents prepared from waste fruit peels for the removal of selected reactive and basic dyes found in wastewaters. *Environmental Science and Pollution Research*, *31*(10), 14662-14689.
- Varela, C. F., Moreno-Aldana, L., & Agámez-Pertuz, Y. Y. (2024). Adsorption of pharmaceutical pollutants on ZnCl₂-activated biochar from corn cob: efficiency, selectivity and mechanism. *Journal of Bioresources and Bioproducts*, *9*(1), 58-73.
- Wang, G., Li, N., Xing, X., Sun, Y., Zhang, Z., & Hao, Z. (2020). Gaseous adsorption of hexamethyldisiloxane on carbons: Isotherms, isosteric heats and kinetics. *Chemosphere*, *247*, 125862.
- Wang, K., Jiang, J., Zhu, Y., Zhou, Q., Bing, X., Tan, Y., . . . Zhang, R. (2024). Characteristics of DOM and Their Relationships with Potentially Toxic Elements in the Inner Mongolia Section of the Yellow River, China. *Toxics*, *12*(4), 250.
- Wasewar, K. L., Singh, S., & Kansal, S. K. (2020). Process intensification of treatment of inorganic water pollutants. In *Inorganic pollutants in water* (pp. 245-271): Elsevier.
- Wijayanto, S. O., & Bayuseno, A. P. (2013). Analisis kegagalan material pipa ferrule nickel alloy n06025 pada waste heat boiler akibat suhu tinggi berdasarkan pengujian: mikrofografi dan kekerasan. *Jurnal Teknik Mesin*, *1*(4), 33-39.
- Xin, Y., Bai, Y., Wu, X., Zhang, D., Ao, W., Fang, M., . . . Yao, Y. (2024). Adsorption Performance of Modified Graphite from Synthetic Dyes Solutions. *Materials*, *17*(17), 4349.
- Yasdi, Y., Ussarvi, D., Rinaldi, R., Juita, F., & Cahyani, S. E. (2021). Coconut shell-based activated carbon preparation and its adsorption efficacy in reducing BOD from The Real Wastewater from Kitchen Restaurant (RWKR): Characteristics, Sorption Capacity, and Isotherm Model. *Jurnal Presipitasi: Media Komunikasi dan Pengembangan Teknik Lingkungan*, *18*(1), 116-130.
- Zghal, S., Jedidi, I., Cretin, M., Cerneaux, S., & Abdelmouleh, M. (2023). Adsorptive removal of Rhodamine B dye using carbon graphite/cnt composites as adsorbents: Kinetics, isotherms and thermodynamic study. *Materials*, *16*(3), 1015.
- Zhang, L., Wang, Y., Jin, S., Lu, Q., & Ji, J. (2017). Adsorption isotherm, kinetic and mechanism of expanded graphite for sulfadiazine antibiotics removal from aqueous solutions. *Environmental Technology*, *38*(20), 2629-2638.
- Zhang, R., Sun, B., Song, Y., Chen, X., Song, C., Wei, Z., . . . Wu, Z. (2021). Evaluating the phytotoxicity of dissolved organic matter derived from black carbon. *Science of the Total Environment*, *778*, 146231.

Zheng, X., Xu, Z., Liu, J., Luo, Y., Gu, L., Zhao, D., . . . Pan, X. (2022). Multiple roles of dissolved organic matter on typical engineered nanomaterials: environmental behaviors, pollutants removal and potential risks. *Carbon Research*, 1(1), 27.