



## Adsorpsi Kromium Heksavalen Pada Larutan Aqueous Menggunakan Arang Kayu Teraktivasi Asam: Studi Isotherm Dan Kinetika

### *Adsorption of Chromium Hexavalent in Aqueous Solutions Using Acid-Activated Wood Charcoal: Isotherm and Kinetics Study*

Moh. Azhar Afandy<sup>1\*</sup>, Fikrah Dian Indrawati Sawali<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Program Studi Teknik Kimia Mineral, Politeknik Industri Logam Morowali, Jalan Trans Sulawesi Labota, Bahodopi, Morowali, Sulawesi Tengah, Indonesia 94974

\*Corresponding Author: [azhar@pilm.ac.id](mailto:azhar@pilm.ac.id)

Received: 9<sup>th</sup> November 2023; Revised: 22<sup>th</sup> December 2023; Accepted: 23<sup>rd</sup> January 2024

#### ABSTRAK

Metode adsorpsi menggunakan arang aktif menjadi salah satu metode yang cukup efisien dalam mengurangi pencemaran logam berat pada limbah industri khususnya logam kromium heksavalen Cr (VI) yang memiliki dampak negatif bagi manusia dan lingkungan. Penelitian ini bertujuan untuk melakukan proses adsorpsi Cr (VI) menggunakan arang aktif yang di buat dari arang kayu teraktivasi asam menggunakan HCl serta penentuan model isotherm dan kinetika adsorpsi. Proses adsorpsi dijalankan secara batch dengan variasi konsentrasi adsorbat Cr (VI) yang kemudian total konsentrasi akhirnya diukur menggunakan spektrofotometri UV-VIS. Model isotherm yang digunakan pada penelitian ini antara lain model isotherm Langmuir, Freundlich dan Temkin serta model kinetika yang digunakan antara lain *Pseudo-first order*, *Pseudo-second order*, *Elovich*, dan *Intra particle diffusion* Weber-Morris yang dapat dihitung menggunakan persamaan regresi linear. Hasil yang diperoleh menunjukkan bahwa nilai kapasitas adsorpsi dari arang kayu teraktivasi asam yakni 1,1686 mg/g dengan efisiensi tertinggi pada 83,9623%. Parameter model isotherm yang diperoleh menunjukkan bahwa model isotherm Langmuir lebih cocok digunakan pada penelitian ini dengan nilai  $R^2 = 0,9956$ ,  $q_{max} = 1,5126$  mg/g, dan  $K_L = 0,0783$  L/g. Model kinetika adsorpsi Cr (VI) menggunakan arang kayu teraktivasi asam mengikuti persamaan kinetika *pseudo-second order* dengan nilai  $k_2 = 0,0162$  g/mg.menit dan  $q_e = 0,7927$  mg/g serta  $R^2 = 0,9543$ .

**Kata kunci:** Adsorpsi, Kromium Heksavalen, Isotherm, Kinetika

#### ABSTRACT

The utilization of activated charcoal in the adsorption process is a very effective technique for mitigating heavy metal contamination in industrial waste, particularly the dangerous hexavalent chromium ion Cr (VI), which poses detrimental effects on both human health and the environment. This research aims to carry out the adsorption process of Cr (VI) utilizing activated charcoal generated from acid-activated wood charcoal using HCl and evaluate the adsorption isotherm and kinetics model. The adsorption procedure was carried out in batches with variations in the Cr (VI) adsorbate concentration, and then the total concentration was finally evaluated using UV-VIS spectrophotometry. The isotherm models employed in this research include the Langmuir, Freundlich, and Temkin isotherm models, while the kinetic models used include pseudo-first order, pseudo-second order, Elovich, and Weber-Morris intraparticle diffusion, which may be estimated using linear regression equations. The findings obtained demonstrate that the adsorption capacity value of acid-activated wood charcoal is 1.1686 mg/g, with the greatest efficiency at 83.9623%. The isotherm model parameters found demonstrate that the Langmuir isotherm model is more acceptable for application in this research with values of  $R^2 = 0.9956$ ,  $q_{max} = 1.5126$  mg/g, and  $K_L = 0.0783$  L/g. The Cr (VI) adsorption kinetics model employing acid-activated wood charcoal follows the pseudo-second-order kinetic equation with values of  $k_2 = 0.0162$  g/mg/minute,  $q_e = 0.7927$  mg/g, and  $R^2 = 0.9543$ .

**Keywords:** Adsorption, Chromium Hexavalent, Isotherm, Kinetics

Copyright © 2024 by Authors, Published by JITK. This is an open-access article under the CC BY-SA License (<https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0>).

How to cite: Afandy, M.A., Sawali, F.D.I. Adsorpsi Kromium Heksavalen Pada Larutan Aqueous Menggunakan Arang Kayu Teraktivasi Asam: Studi Isotherm Dan Kinetika. Jurnal Ilmiah Teknik Kimia, 8(1).

Permalink/DOI: 10.32493/jitk.v8i1.35315



## PENDAHULUAN

Logam berat menjadi salah satu jenis pencemar yang umum ditemukan pada limbah industri logam dan sangat berdampak besar pada kerusakan lingkungan dan kesehatan manusia (Kelany et al., 2023). Salah satu jenis logam berat yang menjadi permasalahan yakni kromium dan sering digunakan dalam industri modern misalnya, digunakan untuk mengeraskan baja dan membuat baja tahan karat serta digunakan secara luas dalam proses pelapisan listrik krom, pigmen cat, dan untuk menghasilkan pewarna, kulit, dan plastik (Jang et al., 2020). Logam kromium dapat ditemukan di alam dalam bentuk kromium trivalent (Cr (III)) dan kromium hexavalent (Cr (VI))(Georgaki & Charalambous, 2023; Pangeran et al., 2023; Tumolo et al., 2020). Cr (VI) merupakan senyawa yang sangat beracun dan memiliki sifat mutagenik dan karsinogenik sehingga dapat menyebabkan timbulnya beberapa penyakit seperti: iritasi kulit, kanker paru-paru, serta kerusakan ginjal, hati dan lambung (Dula et al., 2014; Mansri et al., 2009). Berdasarkan penelitian yang dilakukan oleh Megharaj (2003), diperkirakan bahwa Cr (VI) 100 kali lipat lebih beracun daripada Cr (III) ketika terlarut di dalam air (Megharaj et al., 2003).

Terdapat beberapa metode yang biasa digunakan dalam proses penghilangan polutan kromium pada limbah industri antara lain: penukar ion, reduksi, pengendapan, pemisahan membrane, pengendapan elektrokimia, reduksi fotokatalitik, koagulasi, biosorpsi, dan adsorpsi (Aigbe & Osibote, 2020; Fadila et al., 2023; Islam et al., 2023; Pangeran et al., 2023; Sen & Ghosh Dastidar, 2010; Sharma et al., 2008; Yogeshwaran & Priya, 2016). Metode adsorpsi menjadi salah satu metode yang sangat efektif dalam menghilangkan pencemaran Cr (VI) karena memiliki sifat yang lebih ekonomis terutama ketika menggunakan jenis adsorben yang memiliki biaya rendah, memiliki efektivitas yang sangat tinggi, membutuhkan konsumsi energi yang lebih rendah, serta mudah untuk dioperasikan (Abilio et al., 2021; Li et al., 2019; Ojembarrena et al., 2022; Pakade et al., 2019; Saha et al., 2013). Beberapa jenis adsorben yang sering digunakan yakni zeolit, silika, arang aktif.

Proses adsorpsi menggunakan arang aktif merupakan salah satu metode yang paling efektif dan efisien dalam proses penghilangan logam Cr (VI) pada limbah cair. Arang aktif cenderung memiliki luas permukaan yang besar, memiliki nilai ekonomis yang rendah, serta memiliki sifat berpori (Wang et al., 2023). Arang aktif dapat diperoleh dari berbagai sumber seperti kayu, tempurung kelapa, tempurung kelapa sawit, sabut kelapa, sekam padi, serta limbah agro (Cazetta et al., 2011; Pulido-Novicio et al., 2001; Raut et al., 2021; Sultana et al., 2022; Wang et al., 2023).

Arang aktif yang berasal dari kayu menjadi salah satu alternatif yang cukup baik dalam menghilangkan logam berat. Penelitian yang dilakukan oleh Rofida (2018) menunjukkan bahwa arang aktif dari kayu dapat menurunkan kadar logam kadmium pada limbah hasil pertanian dengan nilai efisiensi sebesar 49,87% (Rofida et al., 2018). Penelitian lainnya yang dilakukan oleh Gebrekidan (2019) menjelaskan bahwa arang aktif yang berasal dari arang kayu dapat menjadi alternatif dalam penghilangan logam kromium, kadmium, dan timbal dengan waktu kesetimbangan selama 120 menit serta model isotherm yang cocok mengikuti persamaan isotherm linear Freundlich (Gebrekidan & Halefom, 2019). Penelitian sejenis yang dilakukan oleh Oluyemi (2009) menyimpulkan bahwa adsorben dari arang kayu dapat menurunkan sekitar 93,64% logam Cu pada pH 9 dan 96,39% logam Pb pada pH 7 dengan konsentrasi awal sebesar 100 mg/L sehingga dapat dijadikan salah satu alternatif dalam penghilangan logam berat pada limbah cair (Oluyemi et al., 2009).

Berdasarkan hal tersebut, adsorben yang berasal dari arang kayu dapat dijadikan sebagai material yang potensial untuk menghilangkan logam berat pada limbah cair. Penelitian ini berfokus pada penentuan pengaruh konsentrasi awal Cr (VI) dan waktu adsorpsi serta menggunakan model isotherm dan kinetika dalam menjelaskan pengaruh variabel-variabel tersebut. Pada penelitian ini, penulis menggunakan arang kayu yang telah diaktivasi secara kimia menggunakan HCl 0,1 M untuk proses penghilangan logam Cr (VI) pada sampel



air limbah. Penelitian ini juga bertujuan untuk menentukan model isotherm dan kinetika yang cocok untuk menggambarkan proses adsorpsi Cr (VI) oleh adsorben arang kayu.

## BAHAN DAN METODE

### Alat dan Bahan

Alat dan Bahan yang digunakan pada penelitian ini antara lain: erlenmeyer, labu takar, gelas ukur, batang pengaduk, corong, pipet volume, pipet tetes, botol sampel, *magnetic stirrer*, mortar dan alu, oven, neraca analitik, pH meter (*Lutron*), dan Spektrofotometri UV-Vis (*ICEN IN-B046*). Bahan yang digunakan yakni arang kayu,  $K_2Cr_2O_7$ , HCl, difenil karbazida,  $H_2SO_4$ ,  $H_3PO_4$  dan kertas saring. Seluruh bahan kimia yang digunakan pada penelitian ini di peroleh dari supplier lokal dengan spesifikasi dari *Merck, Germany*. Limbah artifisial yang mengandung logam Cr (VI) dibuat dengan cara melarutkan  $K_2Cr_2O_7$  dengan *distilled water* dengan konsentrasi yang diinginkan untuk digunakan dalam proses adsorpsi secara *batch*.

### Preparasi Adsorben

Arang aktif yang digunakan pada percobaan ini yakni jenis arang kayu (AK) yang berasal dari kayu asam dan diperoleh di daerah Kecamatan Bahodopi, Morowali dan beredar luas di pasaran dalam bentuk arang siap pakai. Sebelum digunakan, Arang kayu tersebut digerus terlebih dahulu menggunakan mortar hingga mencapai ukuran 60 mesh. Setelah itu, dilakukan proses pengeringan di dalam oven dengan suhu  $110^\circ C$  selama 2 jam untuk menghilangkan kadar air. Selanjutnya, sebanyak 250 g arang kayu kemudian di aktivasi menggunakan 500 mL HCl 0,1 M selama 3 Jam. setelah proses aktivasi selesai dilakukan, kemudian di saring dan dilakukan proses pembilasan dengan menggunakan aquades sampai pH dari filtrat yang dihasilkan = 7. Residu yang diperoleh kemudian dikeringkan kembali menggunakan oven selama 2 Jam pada suhu  $110^\circ C$  dan setelahnya siap digunakan sebagai Adsorben arang kayu (AK).

## Proses Adsorpsi Secara Batch

Proses adsorpsi dijalankan secara batch dengan cara memasukkan 2,5 gram adsorben AK ke dalam erlenmeyer yang kemudian ditambahkan dengan 50 mL sampel yang mengandung Cr(VI) dan di stirrer dengan kecepatan 200 rpm selama 6 jam pada suhu ruang. Konsentrasi Cr(VI) yang digunakan pada percobaan ini yakni 10-200 mg/L untuk melihat pengaruh konsentrasi adsorbat terhadap proses adsorpsi yang dilakukan oleh adsorben AK. Setelah itu, dilakukan proses penyaringan untuk memisahkan filtrat dan residu. Filtrat yang diperoleh kemudian di analisis menggunakan spektrofotometri UV-Vis pada panjang gelombang 540 nm (SNI 6989.71:2009) untuk menentukan konsentrasi akhir total Cr (VI) yang dapat dihitung menggunakan persamaan (1):

$$\% \text{ Adsorpsi} = \frac{(C_o - C_e)}{C_o} \times 100\% \quad (1)$$

Dimana  $C_o$  dan  $C_e$  merupakan konsentrasi awal dan akhir (mg/L) dari total Cr (VI). kapasitas adsorpsi pada percobaan ini dapat dihitung menggunakan persamaan (2):

$$q_e = \left[ \frac{(C_o - C_t) \times V}{m} \right] \quad (2)$$

Dimana  $q_e$  merupakan kapasitas adsorpsi pada saat equilibrium (mg/g),  $V$  merupakan volume adsorbat (L), dan  $m$  merupakan massa adsorben AK (gr).

## Isotherm Adsorpsi

Isotherm adsorpsi merupakan suatu fungsi konsentrasi dari zat terlarut yang teradsorpsi pada adsorben terhadap konsentrasi larutan. Pada percobaan ini menggunakan beberapa model isotherm adsorpsi linear antara lain: Langmuir, Freundlich, dan Temkin.

### Model Isotherm Langmuir

Persamaan linear untuk model isotherm Langmuir dapat dituliskan berdasarkan persamaan (3):

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



Dimana  $C_e$  merupakan konsentrasi adsorbat pada saat equilibrium (mg/L),  $K_L$  merupakan konstanta Langmuir yang berhubungan dengan kapasitas adsorpsi (mg/g), hal tersebut dapat dikorelasikan dengan luas area dan porositas dari adsorben yang sesuai sehingga luas permukaan dan volume pori yang besar akan menghasilkan kapasitas adsorpsi yang lebih tinggi (Ayawei et al., 2017).  $q_m$  adalah kapasitas adsorpsi maksimal dari adsorben (mg/g).

#### Model Isotherm Freundlich

Persamaan linear untuk model isotherm Freundlich dapat dituliskan berdasarkan persamaan (4):

$$\ln q_e = \ln k_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (4)$$

Dimana  $K_F$  merupakan konstanta Freundlich,  $C_e$  merupakan konsentrasi adsorbat pada saat equilibrium (mg/L).  $n$  merupakan nilai yang menyatakan derajat linearitas dari larutan adsorbat dan proses adsorpsi (Ragadhita & Nandiyanto, 2021; Zhang et al., 2014).

#### Model Isotherm Temkin

Persamaan linear untuk model isotherm Temkin dapat dituliskan berdasarkan persamaan (5):

$$q_e = B_T \ln K_T + B_T \ln C_e \quad (5)$$

Dimana  $B_T$  merupakan konstanta Temkin yang berhubungan dengan *heat constant* (KJ/mol), sengan  $K_T$  merupakan konstanta equilibrium pengikatan (L/mg), serta  $T$  merupakan temperatur absolut (K) (Markandeya et al., 2015).

#### Studi Kinetika

Pengaruh waktu kontak pada kemampuan adsorben AK dalam menurunkan konsentrasi  $C_r$  (VI) dapat dievaluasi menggunakan beberapa parameter kinetika. Kinetika adsorpsi bertujuan untuk menentukan laju adsorpsi dari suatu adsorben terhadap adsorbat pada waktu tertentu. Beberapa model kinetika yang dapat dievaluasi antara lain : *Pseudo-first order*, *Pseudo-second*

*order*, *Elovich*, dan *Intra particle diffusion Weber-Morris*.

#### *Pseudo-First Order*

Persamaan laju orde pertama untuk menggambarkan proses kinetika pada adsorpsi fasa padat-cair pertama kali dipresentasikan oleh Lagergren (1898), Untuk membedakan persamaan kinetik berdasarkan kapasitas adsorpsi dari konsentrasi larutan, persamaan laju orde pertama Lagergren disebut sebagai pseudo-first order (PSO) (Qiu et al., 2009). Persamaan laju orde pertama dapat dituliskan berdasarkan persamaan (6):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (6)$$

Dimana  $q_e$  dan  $q_t$  merupakan nilai kapasitas adsorpsi maksimum dan pada saat  $t$  (mg/g),  $k$  ( $\text{min}^{-1}$ ) merupakan konstanta laju pseudo-first order. Persamaan tersebut kemudian dilakukan pengintegralan dengan *boundary condition*  $q_t=0$  pada  $t=0$  dan  $q_t=t$  pada  $t=t$  sehingga menjadi persamaan (7):

$$\ln \left( \frac{q_e}{q_e - q_t} \right) = k_1 t \quad (7)$$

Persamaan tersebut kemudian dapat disederhanakan kembali menjadi persamaan (8):

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t \quad (8)$$

#### *Pseudo-Second Order*

Berdasarkan penelitian (Musah et al., 2022), persamaan kinetika adsorpsi untuk *pseudo-second order* (PSO) dapat dituliskan berdasarkan persamaan (9):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad (9)$$

Dimana  $k_2$  merupakan konstanta laju kinetika pseudo-second order (g/mg.menit). persamaan tersebut kemudian diintegalkan dengan dengan *boundary condition*  $q_t = 0$  pada  $t = 0$  dan  $q_t = t$  pada  $t = t$  sehingga menjadi persamaan (10):





$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t} \tag{10}$$

Untuk mempermudah perhitungan, bentuk persamaan PSO di ubah ke bentuk linear menjadi persamaan (11):

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \tag{11}$$

*Elovich*

Model kinetika Elovich merupakan persamaan laju empiris yang mendeskripsikan peningkatan energi adsorpsi yang berbanding lurus dengan cakupan permukaan. Model ini digunakan untuk mendeskripsikan lebih lanjut kinetika PSO dengan asumsi bahwa permukaan sorben bersifat heterogen secara energetik (Edet & Ifelebuegu, 2020). Bentuk persamaan dari model kinetika Elovich dapat dituliskan berdasarkan persamaan (12):

$$qt = \left(\frac{1}{\beta}\right) \ln(\alpha\beta) + \left(\frac{1}{\beta}\right) \ln(t) \tag{12}$$

Dimana  $\alpha$  merupakan nilai parameter laju adsorpsi (mg/g.menit), dan  $\beta$  merupakan nilai energi aktivasi pada proses adsorpsi (g/mg).

*Intra-Particle Diffusion Weber-Morris*

Model kinetika *Intra Particle Diffusion* Weber dan Morris (IPD W-M) merupakan proses adsorpsi multi-linear dimana proses difusi intrapartikel merupakan faktor pembatasnya, dimana mekanisme interaksi lain seperti adsorpsi pada permukaan luar dan difusi ke bagian dalam dapat terjadi secara bersamaan(Lima et al., 2015). Bentuk persamaan model kinetika adsorpsi Weber-Morris dapat dituliskan berdasarkan persamaan (13):

$$qt = K_{int} t^{1/2} + C \tag{13}$$

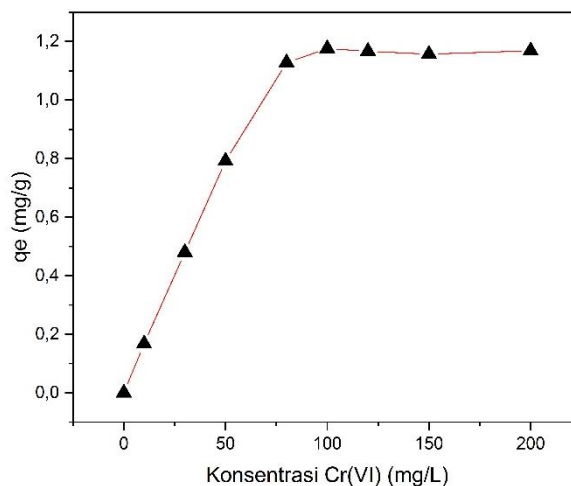
Dimana  $K_{int}$  merupakan konstanta laju difusi intra partikel (mg/mg.menit<sup>1/2</sup>), dan  $C$  merupakan konstanta ketebalan *boundary layer*. Model Weber-Morris didasarkan pada model difusi intra-partikel dengan penambahan konstanta  $C$  yang berhubungan dengan suatu

hambatan (biasanya diasumsikan sebagai hambatan perpindahan massa pada lapisan batas cair), yang menunda adsorpsi (Simonin & Boute, 2016).

**HASIL DAN PEMBAHASAN**

**Pengaruh Konsentrasi Cr(VI) terhadap Proses Adsorpsi**

Konsentrasi awal dari Cr (VI) dapat memberikan efek pada performa adsorpsi yang dilakukan oleh adsorben AK. Nilai efisiensi dari proses penghilangan ion-ion logam Cr (VI) bergantung pada jumlah permukaan yang tersedia pada permukaan adsorben. Sehingga perlu dilakukan pengujian dari performa dari adsorben AK pada berbagai konsentrasi Cr (VI). Pengaruh konsentrasi Cr (VI) terhadap nilai kapasitas adsorpsi dari adsorben AK dapat dilihat pada Gambar 1.



**Gambar 1.** Pengaruh konsentrasi Cr (VI) terhadap kapasitas adsorpsi

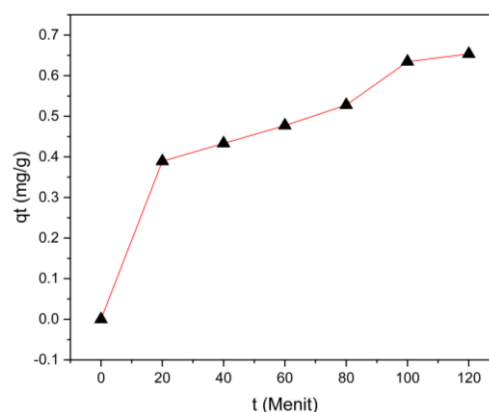
Berdasarkan data yang dieperoleh pada Gambar 1, menunjukkan bahwa kapasitas adsorpsi dari adsorben AK akan semakin meningkat seiring dengan konsentrasi awal Cr (VI). Kapasitas adsorpsi meningkat dari 0,1679 mg/g sampai 1,1686 mg/g dari konsentrasi awal 10 mg/L sampai 200 mg/L. hal tersebut dikarenakan konsentrasi awal Cr (VI) yang lebih tinggi akan memberikan kekuatan pendorong yang lebih tinggi untuk menyelesaikan resistensi pada proses perpindahan massa padat-cair. Sebaliknya pada konsentrasi yang cenderung lebih kecil, akan terdapat banyak situs aktif



kosong yang belum terisi oleh melokul Cr (VI) dan dapat diartikan sebagai penurunan kapasitas adsorpsi. Peningkatan konsentrasi yang melebihi titik optimum akan mengakibatkan berkurangnya situs aktif pada permukaan adsorben sehingga akan memperlambat proses adsorpsi yang terjadi. Hal ini sejalan dengan penelitian yang telah dilakukan oleh Dula (2014) yang menunjukkan bahwa konsentrasi awal Cr(VI) akan meningkatkan kapasitas adsorpsi adsorben arang aktif yang dibuat dari limbah bambu (Dula et al., 2014). Hal serupa juga telah dilaporkan oleh Jang et al (2020) dalam hasil penelitiannya yang menunjukkan peningkatan kapasitas dari adsorben silika nanopartikel seiring dengan konsentrasi awal Cr (VI) yang meningkat (Jang et al., 2020). Mekanisme adsorpsi yang terjadi dimulai ketika molekul Cr (VI) mencapai *boundary layer* yang kemudian berdifusi ke permukaan adsorben. Molekul-molekul Cr (VI) tersebut kemudian berdifusi ke bagian dalam adsorben (Mustikaningrum et al., 2022). Pada penelitian ini digunakan HCl sebagai aktivator adsorben AK yang dapat berfungsi untuk meningkatkan porositas dari adsorben, memperbaiki karakteristik dari permukaan pori serta dapat mengubah komposisi senyawa oksida pada arang aktif.

### Pengaruh Waktu Kontak Terhadap Proses Adsorpsi

Waktu kontak merupakan salah satu faktor penting yang dapat mempengaruhi proses adsorpsi. Secara teoritis, Semakin lama waktu kontak, maka akan semakin banyak waktu yang tersedia bagi adsorbat untuk berinteraksi dengan adsorben, sehingga kapasitas adsorpsi akan meningkat. Namun, setelah suatu titik optimumnya, kapasitas adsorpsi akan mencapai titik jenuh dan tidak lagi meningkat. Oleh karena itu, waktu kontak yang optimal harus ditentukan agar kapasitas adsorpsi maksimum dapat dicapai. Untuk melihat pengaruh waktu kontak terhadap proses adsorpsi Cr (VI) menggunakan adsorben AK, maka penelitian ini dijalankan dalam rentang waktu 20-120 menit dan dapat dilihat pada Gambar 2.



**Gambar 2.** Pengaruh waktu terhadap proses adsorpsi Cr(VI)

Data yang diperoleh pada Gambar 2 menunjukkan bahwa semakin lama waktu kontak yang dilakukan pada proses adsorpsi maka akan semakin meningkatkan kapasitas adsorpsi Cr (VI). Pada waktu 20 menit pertama, proses adsorpsi Cr (VI) berlangsung dengan cepat yang ditunjukkan dengan grafik yang lebih curam dikarenakan masih banyaknya situs aktif pada permukaan adsorben. Reaksi awal yang cepat mungkin disebabkan oleh meningkatnya jumlah lokasi kosong yang tersedia pada tahap awal akibatnya terjadi peningkatan gradien konsentrasi antara Cr (VI) dalam larutan dan Cr (VI) dalam adsorben (Edet & Ifelebuegu, 2020). Dalam penelitian ini diperoleh bahwa waktu optimum yang dibutuhkan untuk proses adsorpsi Cr (VI) yakni pada waktu 120 menit.

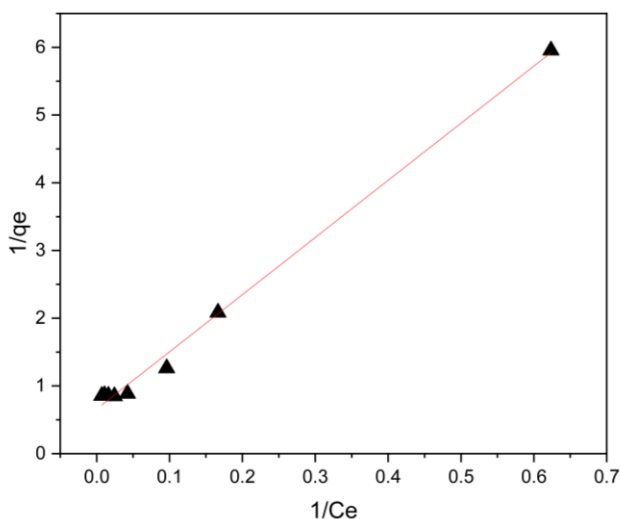
Umumnya, pada saat adsorpsi melibatkan proses reaksi permukaan, adsorpsi awal berlangsung cepat. Selanjutnya, laju adsorpsi berangsur-angsur menurun seiring dengan berkurangnya situs aktif pada permukaan adsorben. Berdasarkan studi yang dilakukan oleh Mohan (2006), hal tersebut disebabkan oleh fakta bahwa sejumlah besar permukaan kosong tersedia untuk adsorpsi selama tahap awal, dan setelah selang waktu, sisa permukaan kosong sulit untuk ditempati karena gaya tolak menolak antara molekul zat terlarut pada *solid* dan *bulk phase* (Mohan et al., 2006).



## Isotherm Adsorpsi

### Model Isotherm Langmuir

Model isotherm Langmuir mendefinisikan bahwa kapasitas adsorpsi maksimum dapat terjadi karena adanya lapisan *monolayer* pada permukaan adsorben dan pada sisi aktif adsorben yang homogen (Dula et al., 2014). Untuk menentukan parameter dari model isotherm Langmuir, dapat menggunakan persamaan linear dengan cara memplot nilai  $1/C_e$  dan  $1/q_e$ . Hasil yang diperoleh dapat digunakan untuk menghitung parameter adsorpsi. Kurva regresi linear yang diperoleh berdasarkan model isotherm Langmuir dapat dilihat pada Gambar 3.



Gambar 3. Model Isotherm Langmuir

Berdasarkan data yang diperoleh pada Gambar 3, menunjukkan bahwa proses adsorpsi terbentuk secara *monolayer* yang ditunjukkan oleh nilai  $R^2 > 0,70$ . Nilai kapasitas adsorpsi maksimal ( $q_{max}$ ) dari model isotherm Langmuir yakni sebesar 1,5126 mg/g. salah satu karakteristik utama dari model isotherm Langmuir yakni nilai *dimensionless constant* atau *separation factor* ( $R_L$ ). nilai  $R_L$  dapat mengindikasikan tipe adsorpsi yang terjadi pada suatu sistem. Nilai  $R_L < 1$  menunjukkan bahwa proses adsorpsi yang terjadi bersifat kuat, jika  $R_L > 1$  menunjukkan bahwa proses adsorpsi yang terjadi bersifat lemah,  $R_L = 0$  menunjukkan bahwa proses adsorpsi yang terjadi bersifat *irreversible*, dan jika  $0 < R_L < 1$  menunjukkan bahwa proses adsorpsi berjalan dengan baik.

Nilai  $R_L$  dapat diperoleh menggunakan persamaan (14):

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_e} \quad (14)$$

Berdasarkan data  $R_L$  yang diperoleh dari model isotherm Langmuir pada percobaan ini, dapat disimpulkan bahwa proses adsorpsi yang terjadi antara adsorben dengan adsorbat berjalan dengan baik (Nilai  $R_L = 0,0827-0,8884$ ).

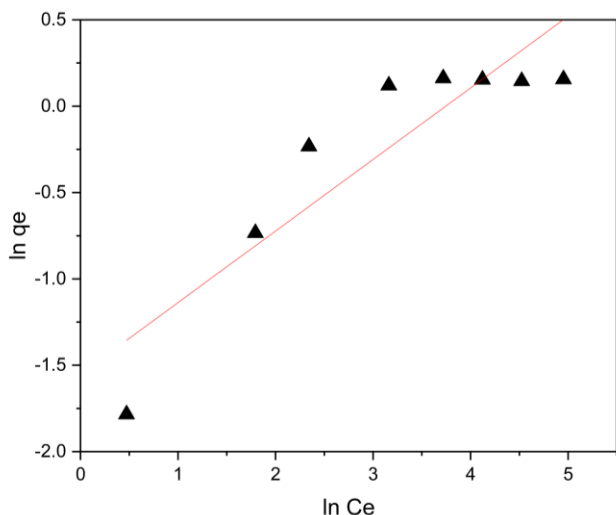
### Model Isotherm Freundlich

Asumsi dari model isotherm Freundlich yakni proses adsorpsi terjadi pada permukaan adsorben yang *heterogenous* yang memiliki energi adsorpsi yang bervariasi (Vigdorowitsch et al., 2021). Model isotherm Freundlich dapat menggambarkan tipe adsorpsi secara fisika dimana proses adsorpsi tersebut terjadi pada lapisan *multilayer* dan memiliki ikatan yang cenderung lemah. Isotherm ini berasal dari asumsi bahwa situs adsorpsi terdistribusi secara eksponensial terhadap panas adsorpsi. Parameter dari model isotherm Freundlich dapat ditentukan menggunakan persamaan linear dengan cara memplot nilai  $\ln C_e$  versus  $\ln q_e$ . Hasil yang diperoleh berdasarkan persamaan linear tersebut dapat digunakan untuk menghitung parameter adsorpsi pada model isotherm Freundlich. Kurva regresi linear pada model isotherm Freundlich dapat dilihat pada Gambar 4.

Berdasarkan data yang diperoleh menunjukkan bahwa nilai  $K_F$  yang diperoleh yakni sebesar 1,5135. Nilai  $K_F$  yang semakin besar menunjukkan bahwa kapasitas adsorpsi yang semakin besar. Proses adsorpsi yang terjadi dapat diasumsikan terjadi pada permukaan yang *heterogenous* dan *multilayer* yang ditunjukkan dengan nilai  $R^2 > 0,70$ . Selain itu, parameter yang dapat diperoleh yakni nilai  $n$  yang merupakan derajat linearitas dari larutan adsorbat dan proses adsorpsi. Nilai tersebut dapat menjelaskan proses adsorpsi yang terjadi. Nilai  $n = 1$  menunjukkan bahwa proses adsorpsi terjadi secara linear. Jika  $n < 1$ , maka proses adsorpsi terjadi karena adanya interaksi kimia, sedangkan jika nilai  $n > 1$ , maka proses adsorpsi yang terjadi karena adanya interaksi fisika. Proses adsorpsi yang terjadi dapat berjalan dengan baik jika nilai



$0 < 1/n < 1$  dan jika nilai  $1/n > 1$ , maka terjadi proses adsorpsi kooperatif. Menurut Liu (2015), Adsorpsi kooperatif dapat terjadi ketika adsorbat yang teradsorpsi mempunyai pengaruh terhadap adsorpsi molekul adsorbat yang baru (Liu, 2015).



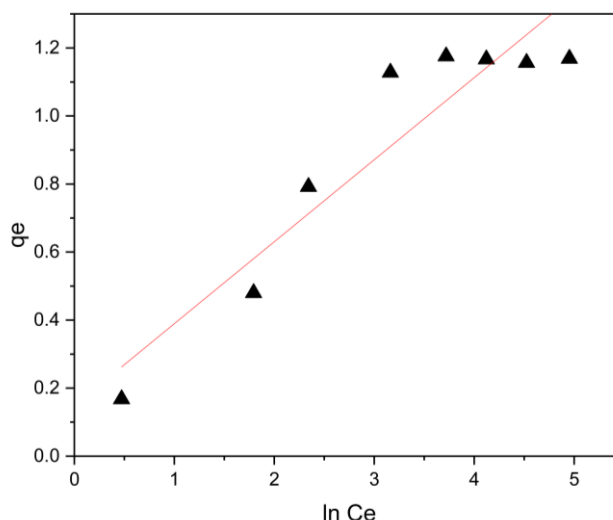
Gambar 4. Model Isotherm Freundlich

#### Model Isotherm Temkin

Model Isoterm Temkin merupakan model empiris yang digunakan untuk menggambarkan proses adsorpsi dari adsorbat pada permukaan padat. Model ini mengasumsikan bahwa panas adsorpsi dari semua molekul dalam lapisan menurun secara linear dengan meningkatnya cakupan permukaan adsorben yang diakibatkan oleh interaksi antara adsorben dan adsorbat, proses adsorpsi yang terjadi mengasumsikan bahwa distribusi dari energi pengikatan terjadi secara seragam pada permukaan adsorben. Parameter yang dapat ditentukan pada model isotherm Temkin yakni  $K_T$  dan  $B_T$ . Nilai  $B_T < 8$  KJ/mol dapat menunjukkan bahwa proses adsorpsi terjadi karena adanya interaksi physical antara molekul adsorbat (Ragadhita & Nandiyanto, 2021). Parameter tersebut dapat diperoleh dengan cara memplot nilai  $\ln C_e$  vs  $q_e$ . Kurva regresi linear pada model isotherm Temkin dapat dilihat pada Gambar 5.

Berdasarkan data yang diperoleh pada penelitian ini, parameter model isotherm Temkin yang didapatkan yakni untuk konstanta equilibrium Temkin ( $K_T$ ) 1,0145 L/g dan nilai konstanta panas adsorpsi ( $B_T$ ) 10,2761 KJ/mol. nilai  $K_T$  merujuk pada *maximum binding energy*,

dimana nilai  $K_T$  yang tinggi menunjukkan interaksi atraktif antara molekul Cr (VI) dan adsorben. Nilai  $K_T$  yang diperoleh pada penelitian ini yang cenderung kecil dapat disimpulkan bahwa berkurangnya afinitas antara molekul penyerap pada adsorben dan Cr (VI). Selain itu, nilai  $B_T$  yang diperoleh pada penelitian ini 10,2761 KJ/mol. nilai  $R^2 > 0,70$  menunjukkan bahwa terjadi distribusi yang seragam dari molekul Cr (VI) pada permukaan adsorben.



Gambar 5. Model Isotherm Temkin

Berdasarkan data model isotherm adsorpsi yang diperoleh pada Tabel 1, menunjukkan bahwa model isotherm yang paling cocok dengan proses adsorpsi Cr (VI) menggunakan adsorben AK yakni model Isotherm Langmuir dengan nilai  $R^2 = 0,9956$ . Nilai  $R^2$  merupakan koefisien korelasi yang menunjukkan seberapa besar hubungan linear dari dua variabel. Nilai yang mendekati 1 menunjukkan bahwa adanya kecocokan model dengan data eksperimen.

Tabel 1. Konstanta Isotherm Adsorpsi

Konstanta Isotherm Adsorpsi	Nilai
<b>Langmuir:</b>	
$q_{max}$ (mg/g)	1,5126
$K_L$ (L/mg)	0,0783
$R_L$	0,0827-0,8884
$R^2$	0,9956
<b>Freundlich:</b>	
$K_F$ (L/g)	1,5135
$1/n$	0,4144
$n$	2,4131





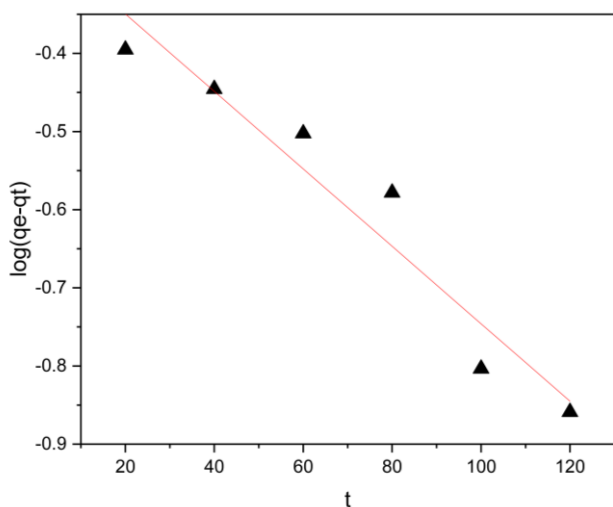
$R^2$	0,8164
<b>Temkin:</b>	
$K_T$ (L/g)	1,0145
$B_T$ (KJ/mol)	10,2761
$R^2$	0,8803

**Kinetika Reaksi**

*Pseudo-First Order*

*Pseudo-first order* mengasumsikan bahwa proses adsorpsi yang terjadi dikarenakan oleh kecepatan Cr (VI) yang terserap per satuan waktu akan berbanding lurus dengan perbedaan kapasitas adsorpsi dari adsorben AK. Model kinetika PFO cocok digunakan pada konsentrasi Cr (VI) yang cukup tinggi. Beberapa parameter yang dapat dievaluasi dari model kinetika PFO dapat dilihat pada Tabel 2. Parameter dari model kinetika PFO dapat ditentukan menggunakan persamaan regresi linear dengan memplot nilai  $\log(q_e - q_t)$  vs  $t$  berdasarkan persamaan (8). Kurva regresi linear dari model kinetika PFO dapat dilihat pada Gambar 6.

Berdasarkan data yang diperoleh, nilai konstanta laju kinetika PFO ( $k_1$ ) yang diperoleh yakni sebesar 0,0115 menit<sup>-1</sup>. Nilai tersebut dapat dihitung dengan persamaan  $\text{slope}/2,303$ . Nilai kapasitas adsorpsi pada saat equilibrium ( $q_e$ ) yang diperoleh berdasarkan model kinetika PFO yakni 0,7784 mg/g. model kinetika PFO menunjukkan kesesuaian model yang cukup baik dengan nilai  $R^2$  sebesar 0,9382.

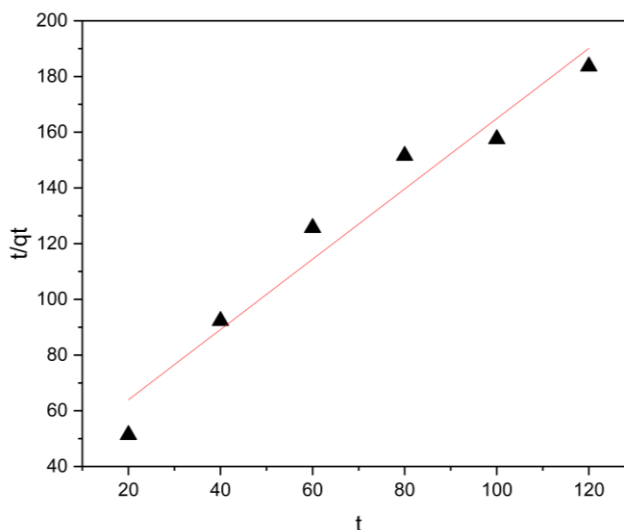


**Gambar 6.** Model kinetika pseudo-first order

*Pseudo-Second Order*

Model Kinetika *pseudo-second order* cocok digunakan dalam mendeskripsikan proses adsorpsi yang terjadi pada konsentrasi Cr (VI) yang cenderung lebih kecil serta jumlah sisi aktif pada adsorben AK yang lebih melimpah. Laju kinetika adsorpsi dapat diasumsikan terjadi pada orde dua dimana proses adsorpsi yang terjadi secara kimia menjadi pusat perhatian dalam laju reaksi yang akan berbanding lurus dengan konsentrasi Cr (VI) yang mengalami proses adsorpsi pada equilibrium dan waktu tertentu (Ersali et al., 2013; Hubbe et al., 2019; Tran, 2023). Proses adsorpsi secara kimia terjadi ketika adanya interaksi antara sisi aktif pada adsorben AK dengan Cr (VI) membentuk ikatan kovalen dan terjadinya pertukaran elektron. Parameter yang dapat diperoleh berdasarkan model kinetika PSO dapat dilihat pada Tabel 2. Parameter tersebut dapat ditentukan menggunakan persamaan regresi linear dengan cara memplot nilai  $t/q_t$  vs  $t$  berdasarkan persamaan (11). Kurva regresi linear dari model kinetika PSO dapat dilihat pada Gambar 7.

Berdasarkan data yang diperoleh, nilai konstanta laju kinetika PSO ( $k_2$ ) yang diperoleh yakni sebesar 0,0162 g/mg.menit. Nilai tersebut dapat diperoleh dengan persamaan  $1/\text{intersep} \times q_e^2$ . Nilai kapasitas adsorpsi pada saat equilibrium ( $q_e$ ) yang diperoleh berdasarkan model kinetika PSO yakni 0,7927 mg/g. model kinetika PSO menunjukkan kesesuaian model yang cukup baik dengan nilai  $R^2$  sebesar 0,9543.



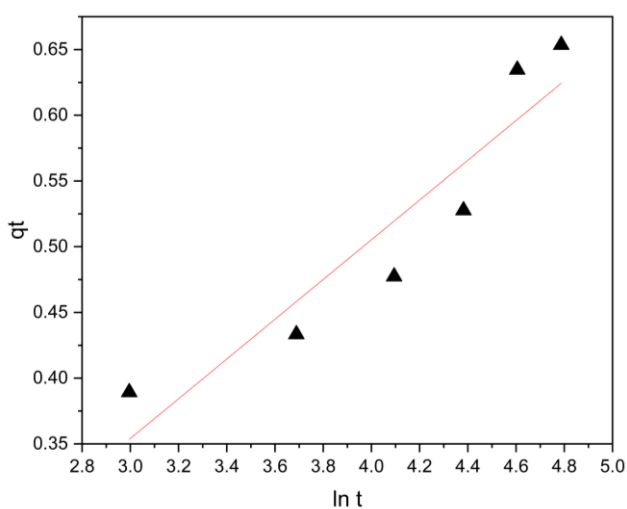
**Gambar 7.** Model kinetika pseudo-second order



*Elovich*

Persamaan model kinetika *Elovich* dapat dijelaskan berdasarkan asumsi bahwa peningkatan energi aktivasi akan sebanding dengan waktu kontak pada proses adsorpsi serta dapat terjadi pada jenis adsorben yang *heterogenous*, serta laju adsorpsi awal yang sangat cepat dan akan menurun seiring dengan meningkatnya jumlah partikel Cr (VI) yang teradsorpsi (Danarto, 2007; Edet & Ifelebuegu, 2020; Muhammad, 2014). Parameter yang dapat diperoleh berdasarkan model kinetika *Elovich* dapat dilihat pada Tabel 2. Parameter tersebut dapat ditentukan menggunakan persamaan regresi linear dengan cara memplot nilai  $\ln t$  vs  $qt$  berdasarkan persamaan (12). Kurva regresi linear dari model kinetika *Elovich* dapat dilihat pada Gambar 8.

Nilai laju adsorpsi ( $\alpha$ ) dan energi aktivasi pada proses adsorpsi ( $\beta$ ) menjadi parameter penting yang dapat diperoleh dari model kinetika *Elovich*. Berdasarkan data yang diperoleh, nilai konstanta laju adsorpsi ( $\alpha$ ) yang diperoleh yakni sebesar 0,0162 g/mg.menit. Nilai tersebut dapat diperoleh dengan persamaan  $1/\text{intersep} \times q_e^2$ . Nilai energi aktivasi ( $\beta$ ) yang diperoleh berdasarkan model kinetika *Elovich* yakni 1,0043 mg/g. model kinetika *elovich* menunjukkan kesesuaian model yang cukup baik dengan nilai  $R^2$  sebesar 0,8743.

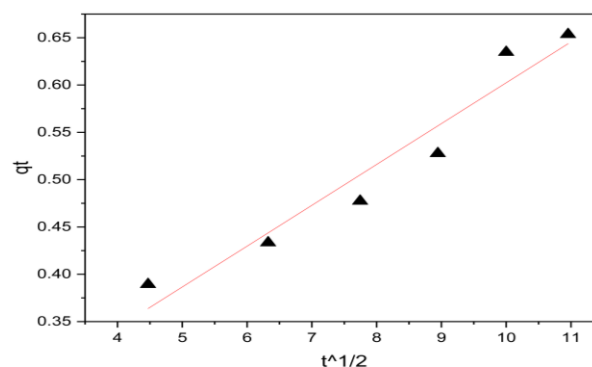


**Gambar 8.** Model kinetika *Elovich*

*Intra-Partile Difussion Weber-Morris*

Model kinetika *Intra-particle difussion* atau biasa dikenal Model kinetika *Weber-Morris* merupakan mekanisme proses adsorpsi yang mengacu pada difusi molekul adsorbat Cr (VI) kedalam pori-pori adsorben yang kemudian akan menyebar ke seluruh permukaan pori-pori adsorben. Proses difusi internal tersebut menjadi penentu dalam mengontrol laju adsorpsi. Parameter yang dapat diperoleh berdasarkan model kinetika *IPD-WM* dapat dilihat pada Tabel 2. Parameter tersebut dapat ditentukan menggunakan persamaan regresi linear dengan cara memplot nilai  $t^{1/2}$  vs  $qt$  berdasarkan persamaan (13). Kurva regresi linear dari model kinetika *IPD-WM* dapat dilihat pada Gambar 9.

Hasil yang diperoleh pada penelitian ini menunjukkan bahwa nilai konstanta kecepatan difusi *intra partikel* yakni sebesar 0,0432 mg/g.menit<sup>1/2</sup>. Nilai kecepatan difusi *intra partikel* yang cenderung kecil diakibatkan karena proses difusi membutuhkan waktu yang lebih lama karena proses difusi Cr (VI) dari lapisan permukaan ke bagian mikropori berjalan dengan sangat lambat dikarenakan bagian tersebut merupakan lokasi adsorpsi dari Cr (VI) yang paling sulit untuk dijangkau (López-Luna et al., 2019). Nilai konstanta C yang diperoleh pada penelitian ini yakni sebesar 0,1707 mg/g. nilai tersebut merupakan suatu parameter yang berkaitan langsung dengan ketebalan lapisan perbatasan. Parameter ini menunjukkan seberapa besar pengaruh lapisan stasioner yang mengandung molekul zat terlarut terhadap laju difusi pada proses adsorpsi.



**Gambar 9.** Model kinetika *Intra-particle difussion* *Weber-Morris*

**Tabel 2.** Parameter Kinetika Adsorpsi

Konstanta Kinetika Adsorpsi	Nilai
<b>PFO:</b>	
$q_e$ (mg/g)	0,7784
$k_1$ ( $\text{min}^{-1}$ )	0,0115
$R^2$	0,9382
<b>PSO:</b>	
$q_e$ (mg/g)	0,7927
$k_2$ (g/mg.menit)	0,0162
$R^2$	0,9543
<b>Elovich:</b>	
$\alpha$ (mg/g.menit)	0,0162
$\beta$ (mg/g)	1,0043
$R^2$	0,8743
<b>IPD W-M:</b>	
$K_{int}$ (mg/g.menit <sup>1/2</sup> )	0,0432
$C$ (mg/g)	0,1707
$R^2$	0,9388

Untuk menentukan kecocokan model kinetika pada proses adsorpsi Cr (VI) menggunakan adsorben AK dapat dilihat berdasarkan nilai  $R^2$  yang akan semakin baik ketika mendekati 1. Berdasarkan data yang diperoleh pada Tabel 2, menunjukkan bahwa model kinetika yang paling cocok digunakan untuk menggambarkan proses adsorpsi Cr (VI) yakni model kinetika PSO dengan nilai  $R^2 = 0,9543$ .

## KESIMPULAN

Berdasarkan hasil penelitian yang diperoleh menunjukkan bahwa proses adsorpsi Cr (VI) pada adsorben AK dapat dipengaruhi oleh konsentrasi Cr (VI) dan waktu kontak. Beberapa model isotherm dan kinetika dilakukan untuk menyesuaikan data yang diperoleh dengan parameter dari model tersebut. Model isotherm Langmuir menjadi model yang paling cocok digunakan untuk menggambarkan proses adsorpsi Cr (VI) oleh adsorben AK dengan nilai parameter  $q_{max} = 1,5126$  mg/g,  $K_L = 0,0783$  L/mg,  $R_L = 0,0827-0,8884$ , dan  $R^2 = 0,9956$ . Model kinetika pseudo-second order menjadi model yang paling memenuhi pada penelitian ini dengan nilai parameter  $q_e = 0,7927$  mg/g,  $k_2 = 0,0162$  g/mg.menit, dan  $R^2 = 0,9543$ .

## UCAPAN TERIMA KASIH

Penulis mengucapkan terima kasih kepada Politeknik Industri Logam Morowali yang telah membantu proses penelitian ini.

## DAFTAR PUSTAKA

- Abilio, T. E., Soares, B. C., José, J. C., Milani, P. A., Labuto, G., & Carrilho, E. N. V. M. (2021). Hexavalent chromium removal from water: adsorption properties of in natura and magnetic nanomodified sugarcane bagasse. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(19), 24816–24829. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11726-8>
- Aigbe, U. O., & Osibote, O. A. (2020). A review of hexavalent chromium removal from aqueous solutions by sorption technique using nanomaterials. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(6), 104503. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104503>
- Ayawei, N., Ebelegi, A. N., & Wankasi, D. (2017). Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms. *Journal of Chemistry*, 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/3039817>
- Cazetta, A. L., Vargas, A. M. M., Nogami, E. M., Kunita, M. H., Guilherme, M. R., Martins, A. C., Silva, T. L., Moraes, J. C. G., & Almeida, V. C. (2011). NaOH-activated carbon of high surface area produced from coconut shell: Kinetics and equilibrium studies from the methylene blue adsorption. *Chemical Engineering Journal*, 174(1), 117–125. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.08.058>
- Danarto, Y. (2007). Kinetika Adsorpsi Logam Berat Cr(VI) dengan Adsorben Pasir yang Dilapisi Besi Oksida. *Ekulibrium*, 6(2), 65–70.
- Dula, T., Siraj, K., & Kitte, S. A. (2014). Adsorption of Hexavalent Chromium from Aqueous Solution Using Chemically Activated Carbon Prepared from Locally Available Waste of Bamboo (*Oxytenanthera abyssinica*). *ISRN Environmental Chemistry*, 2014, 1–9. <https://doi.org/10.1155/2014/438245>



- Edet, U. A., & Ifelebuegu, A. O. (2020). Kinetics, isotherms, and thermodynamic modeling of the adsorption of phosphates from model wastewater using recycled brick waste. *Processes*, 8(6). <https://doi.org/10.3390/PR8060665>
- Ersali, S., Hadadi, V., Moradi, O., & Fakhri, A. (2013). Pseudo-second-order kinetic equations for modeling adsorption systems for removal of ammonium ions using multi-walled carbon nanotube. *Fullerenes, Nanotubes and Carbon Nanostructures*, 150527104639002. <https://doi.org/10.1080/1536383x.2013.787610>
- Fadila, M. S., Afandy, M. A., Suhirman, S., & Fuady, M. I. Al. (2023). Studi Kinetika dan Penentuan Dosis Optimum Koagulan FeCl<sub>3</sub> dalam Menurunkan Konsentrasi Cu<sup>2+</sup> pada Larutan. *Reactor Journal of Research on Chemistry and Engineering*, 4(2), 60–67.
- Gebrekidan, A., & Halefom, A. (2019). The Efficiency of Cactus Leaves and Wood Charcoal as a Potential Low-Cost Adsorbent for Removal of Toxic Heavy Metals from Industrial Effluents. *Momona Ethiopian Journal of Science*, 10(2), 202. <https://doi.org/10.4314/mejs.v10i2.3>
- Georgaki, M. N., & Charalambous, M. (2023). Toxic chromium in water and the effects on the human body: a systematic review. *Journal of Water and Health*, 21(2), 205–223. <https://doi.org/10.2166/wh.2022.214>
- Hubbe, M. A., Azizian, S., & Douven, S. (2019). Implications of Apparent Pseudo-Second-Order Adsorption Kinetics onto Cellulosic Materials: A Review. *BioResources*, 14(3), 7582–7626.
- Islam, M. M., Mohana, A. A., Rahman, M. A., Rahman, M., Naidu, R., & Rahman, M. M. (2023). A Comprehensive Review of the Current Progress of Chromium Removal Methods from Aqueous Solution. *Toxics*, 11(3), 1–43. <https://doi.org/10.3390/toxics11030252>
- Jang, E. H., Pack, S. P., Kim, I., & Chung, S. (2020). A systematic study of hexavalent chromium adsorption and removal from aqueous environments using chemically functionalized amorphous and mesoporous silica nanoparticles. *Scientific Reports*, 10(1), 1–20. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61505-1>
- Kelany, M. S., El-sawy, M. A. E. A., El-Gendy, A. R., & Beltagy, E. A. (2023). Bioremediation of industrial wastewater heavy metals using solo and consortium *Enterobacter* spp. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(11). <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11951-x>
- Li, J., Yan, L., Yang, Y., Zhang, X., Zhu, R., & Yu, H. (2019). Insight into the adsorption mechanisms of aqueous hexavalent chromium by EDTA intercalated layered double hydroxides: XRD, FTIR, XPS, and zeta potential studies. *New Journal of Chemistry*, 43(40), 15915–15923. <https://doi.org/10.1039/c9nj03479j>
- Lima, É. C., Adebayo, M. A., & Machado, F. M. (2015). Kinetic and equilibrium models of adsorption. In *Carbon Nanostructures* (Vol. 0, Nomor 9783319188744). [https://doi.org/10.1007/978-3-319-18875-1\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-18875-1_3)
- Liu, S. (2015). Cooperative adsorption on solid surfaces. *Journal of Colloid and Interface Science*, 450, 224–238. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2015.03.013>
- López-Luna, J., Ramírez-Montes, L. E., Martínez-Vargas, S., Martínez, A. I., Mijangos-Ricardez, O. F., González-Chávez, M. del C. A., Carrillo-González, R., Solís-Domínguez, F. A., Cuevas-Díaz, M. del C., & Vázquez-Hipólito, V. (2019). Linear and nonlinear kinetic and isotherm adsorption models for arsenic removal by manganese ferrite nanoparticles. *SN Applied Sciences*, 1(8), 1–19. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0977-3>
- Mansri, A., Benabadji, K. I., Desbrières, J., & François, J. (2009). Chromium removal using modified poly(4-vinylpyridinium) bentonite salts. *Desalination*, 245(1–3), 95–107. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.06.012>
- Markandeya, Shukla, S. P., & Kisku, G. C. (2015). Linear and non-linear kinetic modeling for adsorption of disperse dye in batch process. *Research Journal of Environmental Toxicology*, 9(6), 320–331. <https://doi.org/10.3923/rjet.2015.320.331>
- Megharaj, M., Avudainayagam, S., & Naidu, R. (2003). Toxicity of hexavalent chromium and its reduction by bacteria isolated from soil contaminated with tannery waste. *Current Microbiology*, 47(1), 51–54.





- <https://doi.org/10.1007/s00284-002-3889-0>
- Mohan, D., Singh, K. P., & Singh, V. K. (2006). Trivalent chromium removal from wastewater using low cost activated carbon derived from agricultural waste material and activated carbon fabric cloth. *Journal of Hazardous Materials*, 135(1–3), 280–295. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.11.075>
- Muhammad. (2014). Absorption of  $\beta$ -Carotene Using Palm Shell Activated Carbon: A Kinetic Study. *Jurnal Teknologi Kimia Unimal*, 3(2), 53–63.
- Musah, M., Azeh, Y., Mathew, J., Umar, M., Abdulhamid, Z., & Muhammad, A. (2022). Adsorption Kinetics and Isotherm Models: A Review. *Caliphate Journal of Science and Technology*, 4(1), 20–26. <https://doi.org/10.4314/cajost.v4i1.3>
- Mustikaningrum, M., Cahyono, R. B., & Yuliansyah, A. T. (2022). Adsorption of Methylene Blue on Nano-Crystal Cellulose of Oil Palm Trunk: Kinetic and Thermodynamic Studies. *Indonesian Journal of Chemistry*, 22(4), 953–964. <https://doi.org/10.22146/ijc.72156>
- Ojembarrena, F. de B., Sammaraie, H., Campano, C., Blanco, A., Merayo, N., & Negro, C. (2022). Hexavalent Chromium Removal from Industrial Wastewater by Adsorption and Reduction onto Cationic Cellulose Nanocrystals. *Nanomaterials*, 12(23). <https://doi.org/10.3390/nano12234172>
- Oluyemi, E. A., Oyekunle, J. A. O., & Olosoji, S. O. (2009). A comparative study of the removal of heavy metal ions from synthetic wastewaters using different adsorbents. *Adsorption Science and Technology*, 27(5), 493–501. <https://doi.org/10.1260/0263-6174.27.5.493>
- Pakade, V. E., Tavengwa, N. T., & Madikizela, L. M. (2019). Recent advances in hexavalent chromium removal from aqueous solutions by adsorptive methods. *RSC Advances*, 9(45), 26142–26164. <https://doi.org/10.1039/c9ra05188k>
- Pangeran, A. B., Afandy, M. A., & Sawali, F. D. I. (2023). Efficiency of  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  as a Coagulant on Chromium Hexavalent Removal Using Coagulation-Flocculation Process: Optimization Using Response Surface Methodology. *Jurnal Teknik Kimia dan Lingkungan*, 7(2), 123–133.
- Pulido-Novicio, L., Hata, T., Kurimoto, Y., Doi, S., Ishihara, S., & Imamura, Y. (2001). Adsorption capacities and related characteristics of wood charcoals carbonized using a one-step or two-step process. *Journal of Wood Science*, 47(1), 48–57. <https://doi.org/10.1007/BF00776645>
- 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. <https://doi.org/10.1631/jzus.A0820524>
- Ragadhita, R., & Nandiyanto, A. B. D. (2021). How to calculate adsorption isotherms of particles using two-parameter monolayer adsorption models and equations. *Indonesian Journal of Science and Technology*, 6(1), 205–234. <https://doi.org/10.17509/ijost.v6i1.32354>
- Raut, E. R., Thakur, A. B., & Chaudhari, A. R. (2021). Review on toxic metal ions removal by using activated carbon prepared from natural biomaterials. *Journal of Physics: Conference Series*, 1913(1). <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1913/1/012091>
- Rofida, I., Nurjazuli, & Wahyuningsih, N. E. (2018). Efektivitas Arang Aktif Kayu Dengan Variasi Ukuran Adsorben Dan Debit Aliran Dalam Menurunkan Kadar Kadmium (Cd) Pada Limbah Cair Pertanian. *Jurnal Kesehatan Masyarakat (e-Journal)*, 6(6), 150–158.
- Saha, R., Mukherjee, K., Saha, I., Ghosh, A., Ghosh, S. K., & Saha, B. (2013). Removal of hexavalent chromium from water by adsorption on mosambi (Citrus limetta) peel. *Research on Chemical Intermediates*, 39(5), 2245–2257. <https://doi.org/10.1007/s11164-012-0754-z>
- Sen, M., & Ghosh Dastidar, M. (2010). Review CHROMIUM REMOVAL USING VARIOUS BIOSORBENTS. *J. Environ. Health. Sci. Eng*, 7(3), 182–190.
- Sharma, S. K., Petrusevski, B., & Amy, G. (2008). Chromium removal from water: A review. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 57(8), 541–553. <https://doi.org/10.2166/aqua.2008.080>
- Simonin, J., & Boute, J. (2016). Intraparticle diffusion-adsorption model to describe liquid / solid adsorption kinetics To cite this



- version : CONTENIDO MODEL TO DESCRIBE. *Revista Mexicana De Ingenieria Quimica*, 15(1), 161–173. <http://hal.upmc.fr/hal-01312850>
- Sultana, M., Rownok, M. H., Sabrin, M., Rahaman, M. H., & Alam, S. M. N. (2022). A review on experimental chemically modified activated carbon to enhance dye and heavy metals adsorption. *Cleaner Engineering and Technology*, 6, 100382. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100382>
- Tran, H. N. (2023). Applying Linear Forms of Pseudo-Second-Order Kinetic Model for Feasibly Identifying Errors in the Initial Periods of Time-Dependent Adsorption Datasets. *Water (Switzerland)*, 15(6). <https://doi.org/10.3390/w15061231>
- Tumolo, M., Ancona, V., De Paola, D., Losacco, D., Campanale, C., Massarelli, C., & Uricchio, V. F. (2020). Chromium pollution in European water, sources, health risk, and remediation strategies: An overview. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(15), 1–25. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155438>
- Vigdorowitsch, M., Pchelintsev, A., Tsygankova, L., & Tanygina, E. (2021). Freundlich isotherm: An adsorption model complete framework. *Applied Sciences (Switzerland)*, 11(17), 1–7. <https://doi.org/10.3390/app11178078>
- Wang, B., Lan, J., Bo, C., Gong, B., & Ou, J. (2023). Adsorption of heavy metal onto biomass-derived activated carbon: review. *RSC Advances*, 13(7), 4275–4302. <https://doi.org/10.1039/d2ra07911a>
- Yogeshwaran, V., & Priya, A. K. (2016). Removal of Hexavalent Chromium (Cr6+) Using Different Natural Adsorbents - A Review. *Journal of Chromatography & Separation Techniques*, 08(06), 1–20. <https://doi.org/10.4172/2157-7064.1000392>
- Zhang, Y., Zhao, J., Jiang, Z., Shan, D., & Lu, Y. (2014). Biosorption of Fe(II) and Mn(II) ions from aqueous solution by rice husk ash. *BioMed Research International*, 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/973095>