



Available online at: <http://reactor.poltekatipdg.ac.id/>

**REACTOR**  
**Journal of Research on Chemistry and Engineering**

| ISSN Online 2746-0401 |



# Studi Kinetika dan Penentuan Dosis Optimum Koagulan FeCl<sub>3</sub> dalam Menurunkan Konsentrasi Cu<sup>2+</sup> pada Larutan

Muhammad Seachan Fadila <sup>1</sup>, Moh. Azhar Afandy <sup>1\*</sup>, Suhirman <sup>2</sup>, Muhammad Iqbal Al Fuady <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Program Studi Teknik Kimia Mineral, Politeknik Industri Logam Morowali, Morowali, 94974, Indonesia.

<sup>2</sup> Jurusan Teknik Kimia, Fakultas Teknik, Sekolah Tinggi Teknologi Fatahillah Cilegon, Cilegon, 42161, Indonesia.

<sup>3</sup> Departemen Teknik Kimia, Sekolah Vokasi, Universitas Sebelas Maret, Surakarta, 57126, Indonesia.

## ARTICLE INFORMATION

Received: August 14, 2023

Revised: December 10, 2023

Available online: December 12, 2023

## KEYWORDS

Coagulation, FeCl<sub>3</sub> Concentration, Kinetics Study

## CORRESPONDENCE

Name: Moh. Azhar Afandy

E-mail: [azhar@pilm.ac.id](mailto:azhar@pilm.ac.id)

## A B S T R A C T

This study aims to determine the efficiency and adsorption capacity of various concentrations of FeCl<sub>3</sub> coagulants (100-300 mg/L) to reduce Cu<sup>2+</sup> concentrations in wastewater as well as the kinetic parameters that affect the adsorption mechanism in the coagulation process when coagulant particles added to wastewater will stick to the surface of colloidal particles, which will then change the charge. Several adsorption kinetics models employed in this study include Pseudo-first order, Pseudo-second order, Elovich, and Intraparticle diffusion. The applicability of the models produced in this work was evaluated by optimizing the non-linear equations, which provide values that are more precise and in agreement with real situations when compared to the linear kinetic models. These characteristics are measured based on the value of the coefficient of correlation ( $R^2$ ), Sum Square Error (SSE), and Chi-Square ( $\chi^2$ ). The results showed that the highest efficiency value of the FeCl<sub>3</sub> coagulant was 98.705%, with the value of the adsorption capacity increasing along with the concentration of the FeCl<sub>3</sub> coagulant. The kinetic model created in this work has a very excellent fit in terms of experimental data values and prediction data.

## PENDAHULUAN

Penelitian ini menggunakan proses koagulasi dalam menghilangkan konsentrasi Cu<sup>2+</sup> pada air limbah. Koagulasi pada pengolahan air limbah merupakan suatu proses yang befungsi untuk menghilangkan padatan tersuspensi, koloid, atau bahan organik dari air limbah dengan penambahan bahan kimia yang menetralkan muatan dan membentuk flok yang kemudian dapat dipisahkan dari air dengan cara sedimentasi, filtrasi atau flotasi[1–3]. Salah satu jenis koagulan yang sering digunakan yakni FeCl<sub>3</sub> [4]. FeCl<sub>3</sub> merupakan jenis koagulan yang dapat digunakan untuk menghilangkan logam berat dari air dan air limbah dengan membentuk kompleks yang tidak larut dengan ion logam serta dapat mengendapkan logam berat seperti kromium, tembaga, timbal, nikel, dan seng dengan mekanisme presipitasi, adsorpsi, dan oksidasi bersama. Koagulan FeCl<sub>3</sub> bersifat

asam dan memerlukan penyesuaian pH untuk mencapai kinerja koagulasi optimal [5–7].

Kinerja dari proses kaogulasi kemudian dapat dijadikan dasar dalam studi kinetika adsorpsi. Studi kinetika adsorpsi pada proses koagulasi dapat berfungsi untuk mengatahui mekanisme, laju, dan kesetimbangan pada proses pengikatan partikel-partikel terdispersi oleh koagulan. Studi kinetika adsorpsi dapat membantu menyusun model matematis yang dapat memprediksi kerja dari proses koagulasi pada berbagai kondisi [8]. Studi kinetika adsorpsi juga dapat menentukan kontribusi masukan masukan atau keluaran zat-zat terlarut oleh sedimen yang terbentuk dari proses koagulasi serta yang menggunakan berbagai persamaan kinetika seperti orde satu, orde dua dan berbagai model kinetika lainnya [9, 10].

Beberapa penelitian sebelumnya telah melaporkan bahwa penggunaan model kinetika adsorpsi dalam proses

koagulasi menggunakan berbagai jenis koagulan [11–13]. Berdasarkan penelitian yang telah dilakukan oleh Menkiti dkk [14] menunjukkan bahwa model kinetika *pseudo-first-order*, *pseudo-second-order*, *elovich*, *intra-particle diffusion* dan *Boyd kinetic* digunakan untuk proses biokoagulasi air proses dengan menggunakan koagulan dari ekstrak *Tymanonotus fuscatus*. Penelitian serupa yang dilakukan oleh Husain mengenai penggunaan kinetika adsorpsi dari koagulan yang berbasis aluminium yakni *Alum*, *High Performance Aluminum Polymer (HPAC)* dan *Poly Aluminium Chloride (PAC)* [15]. Hasil penelitian tersebut mengenai kinetika adsorpsi pada proses koagulasi menunjukkan bahwa HPAC menghasilkan ukuran flok terbesar dan paling heterogen dengan laju pengendapan tertinggi. Penelitian serupa yang dilakukan oleh Syaichurrozi menunjukkan bahwa model *pseudo-first order* dan *pseudo-second order* dapat digunakan proses koagulasi menggunakan koagulan *PAC* dan Tawas pada pengolahan limbah cair industri tempe dengan nilai *Mean Absolute Percentage Error (MAPE)* sebesar 10,8 % [8]. Berdasarkan hal tersebut, penggunaan model kinetika adsorpsi pada proses koagulasi dapat dilakukan. Penelitian ini dilaksanakan untuk mengetahui efisiensi dari koagulan  $\text{FeCl}_3$  serta parameter-parameter kinetika seperti kapasitas adsorpsi pada saat kesetimbangan, konstanta laju reaksi, energi aktivasi dan proses difusi intra partikel yang mempengaruhi mekanisme adsorpsi pada proses koagulasi dalam menghilangkan pencemaran  $\text{Cu}^{2+}$  pada air limbah menggunakan beberapa model kinetika.

## METODOLOGI

Metodologi yang dilaksanakan pada penelitian ini terdiri dari beberapa tahapan yakni proses koagulasi, pengambilan data, serta evaluasi parameter kinetika adsorpsi pada proses koagulasi.

### Bahan Penelitian

Bahan yang digunakan pada penelitian ini yakni  $\text{FeCl}_3$  (*Merck, Germany*),  $\text{CuSO}_4$  (*Merck, Germany*),  $\text{NaOH}$  (*Merck, Germany*), Ammonia 28 % (*Merck, Germany*),  $\text{HCl}$  37 % (*Merck, Germany*) EDTA (*Merck, Germany*), Aquades.

### Alat Penelitian

Alat yang digunakan pada penelitian ini adalah: Jar-test (*Cyclone*), pH Meter (*Lutron*), Spektrofotometri Visibel (*ICEN IN-B046*), Neraca Analitik, Gelas Kimia, Labu pengencer, pipet ukur, pipet volume

### Proses Koagulasi

Untuk melihat adanya pengaruh konsentrasi koagulan terhadap penurunan  $\text{Cu}^{2+}$  pada air limbah, eksperimen ini

disusun dengan memvariasikan konsentrasi koagulan. Jenis Koagulan yang digunakan pada eksperimen ini dibuat dengan cara melarutkan  $\text{FeCl}_3$  kedalam aquades dengan tiga konsentrasi yang berbeda yakni 100 mg/L, 200 mg/L, dan 300 mg/L. Proses koagulasi-Flokulasi dijalankan dengan menggunakan alat *Jar-Test* dengan waktu operasi 10–35 menit. Sampel air limbah yang digunakan pada penelitian ini merupakan limbah artifisial yang dibuat dengan cara melarutkan padatan  $\text{CuSO}_4$  dengan aquades dengan konsentrasi 100 ppm. Kondisi operasi diatur pada pH 6 dengan menambahkan larutan  $\text{NaOH}$  0,1 M. Kecepatan pengadukan diatur dalam dua tahapan yakni pengadukan cepat (100 rpm) selama 3 menit, dan kemudian diatur pada pengadukan lambat (60 rpm). Waktu sedimentasi yang dibutuhkan yakni 60 menit.

### Pengambilan Data

Hasil yang diperoleh kemudian di analisis secara spektrofotometri visible menggunakan metode pembentukan senyawa kompleks Cu-EDTA yang diukur pada panjang gelombang maksimum berdasarkan penelitian sebelumnya yang dilakukan oleh Witono, dkk [16]. Analisis konsentrasi  $\text{Cu}^{2+}$  dilakukan dengan cara mencampurkan 10 mL sampel yang telah melewati proses koagulasi-flokulasi dengan 2 mL larutan ammonium 25% sehingga dihasilkan kompleks berwarna biru. 10 mL hasil campuran tersebut kemudian ditambahkan dengan 5 tetes  $\text{HCl}$  32%, dan 3 mL EDTA lalu dipanaskan hingga terbentuk kompleks berwarna ungu. Nilai % efisiensi dari penurunan konsentrasi  $\text{Cu}^{2+}$  pada air limbah dapat dihitung menggunakan persamaan (1):

$$\% \text{Efisiensi} = \frac{(C_0 - C_t)}{C_0} \times 100\% \quad (1)$$

Dimana  $C_0$  merupakan konsentrasi awal  $\text{Cu}^{2+}$  (mg/L), dan  $C_t$  adalah konsentrasi  $\text{Cu}^{2+}$  setelah melewati proses koagulasi-flokulasi (mg/L). Selain itu, dalam penelitian ini juga dilakukan perhitungan nilai kapasitas adsorpsi dari koagulan  $\text{FeCl}_3$  dalam penyerapan partikel-partikel koloid yang terbentuk. Nilai kapasitas adsorpsi dapat dihitung menggunakan persamaan (2):

$$q_t = \frac{(C_0 - C_t) \times V}{m} \quad (2)$$

Dimana  $q_t$  adalah kapasitas adsorpsi (mg/mg),  $m$  merupakan massa koagulan (mg) dan  $V$  merupakan volume limbah yang digunakan (L) [17].

### Evaluasi Parameter Kinetika

Untuk mengevaluasi mekanisme koagulasi pada penelitian ini, digunakan beberapa model parameter kinetika antara lain: *Pseudo-first order* (Persamaan 3), *Pseudo-second order* (Persamaan 4), *elovich* (Persamaan 5), dan *intra particle diffusion* (Persamaan 6).

*Pseudo-first order:*

$$qt = qe(1 - \exp^{-k_1 t}) \quad (3)$$

*Pseudo-second order:*

$$qt = \frac{k_2 q e^2 t}{1 + k_2 q e t} \quad (4)$$

*Elovich:*

$$qt = \left(\frac{1}{\beta}\right) \ln(\alpha\beta) + \left(\frac{1}{\beta}\right) \ln(t) \quad (5)$$

*Intra particle diffusion:*

$$qt = K_{int}^{1/2} + C \quad (6)$$

Dimana  $qt$  merupakan kapasitas adsorpsi (mg/mg),  $qe$  merupakan kapasitas adsorpsi pada saat kesetimbangan (mg/mg),  $t$  merupakan waktu koagulasi (menit),  $k_1$  merupakan konstanta laju *pseudo-first order* (/menit),  $k_2$  merupakan konstanta laju *pseudo-second order* (mg/mg.menit),  $\alpha$  merupakan laju adsorpsi *elovich* (mg/mg.menit),  $\beta$  merupakan energi aktivasi pada proses adsorpsi elovich (mg/mg),  $K_{int}$  merupakan konstanta laju difusi intra partikel (mg/mg.menit<sup>1/2</sup>), dan  $C$  merupakan konstanta ketebalan *boundary layer*.

Penentuan model kinetika didasarkan pada penggunaan kinetika adsorpsi dengan optimasi nonlinear dengan menggunakan *error function* dalam menentukan kecocokan model yang digunakan. Kelebihan dari model kinetika adsorpsi nonlinear antara lain: dapat memberikan hasil yang lebih akurat dan sesuai dengan kondisi nyata karena dapat memperhitungkan adanya kejemuhan atau saturasi pada proses adsorpsi, dapat menentukan parameter kinetika adsorpsi yang berubah-ubah dan dapat menjelaskan fenomena adsorpsi yang tidak dapat dijelaskan oleh model kinetika linear. Penelitian ini menggunakan beberapa jenis *error function* antara lain: *coefficient of correlation* ( $R^2$ )(7), *Sum Square Error* (SSE)(8), dan *Chi-Square* ( $\chi^2$ )(9). Nilai terkecil dari *error function* digunakan sebagai kriteria yang menyatakan model terbaik karena memiliki nilai kesalahan yang paling minimum dari nilai hasil eksperimen dengan nilai prediksi.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (q_{pred} - \bar{q}_{teks})^2}{\sum_{i=1}^n (q_{pred} - \bar{q}_{teks})^2 + \sum_{i=1}^n (q_{pred} - q_{teks})^2} \quad (7)$$

$$SSE = \sum_{i=1}^n (q_{teks} - q_{pred})^2 \quad (8)$$

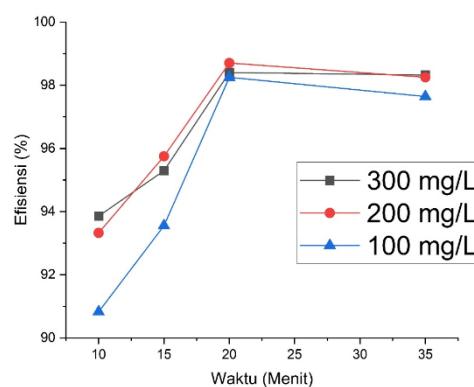
$$\chi^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(q_{teks} - q_{pred})^2}{q_{pred}} \quad (9)$$

## HASIL DAN PEMBAHASAN

### *Efisiensi Koagulan FeCl<sub>3</sub>*

Pemilihan FeCl<sub>3</sub> sebagai koagulan pada penelitian ini didasarkan pada kemampuan koagulan FeCl<sub>3</sub> dalam proses pembentukan flok. Berdasarkan penelitian yang

telah dilakukan oleh Puspitasari dkk [18], bahwa koagulan dari senyawa besi cenderung akan membentuk flok yang lebih kuat jika dibandingkan dengan koagulan jenis lainnya seperti alum sehingga dapat menghasilkan proses pemisahan logam berat yang lebih efektif. Selain itu, pemilihan pH optimum menjadi sangat penting dalam proses koagulasi-flokulasi. Pada penelitian ini, nilai pH yang digunakan yakni pada pH 6. Pemilihan pH tersebut didasarkan pada penelitian yang telah dilakukan oleh Ramli dkk yang menyatakan bahwa pH optimum untuk koagulan FeCl<sub>3</sub> yakni pada pH 6 [19]. Metode jar-test digunakan untuk proses koagulasi flokulasi, yang melibatkan pengadukan cepat (100 rpm) dan pengadukan lambat (60 rpm). Pengadukan cepat berfungsi untuk mendistribusikan koagulan secara merata ke dalam air limbah, dan pengadukan lambat berfungsi untuk meningkatkan tumbukan antara partikel koloid, yang menghasilkan flok yang lebih besar [19, 20]. Selanjutnya partikel-partikel flok tersebut kemudian mengalami proses pengendapan dengan bantuan gaya gravitasi selama 60 menit untuk memisahkan flok-flok tersebut dengan air bersih. Efisiensi dari penggunaan koagulan FeCl<sub>3</sub> dapat dilihat pada Gambar 1.



Gambar 1. Efisiensi koagulan FeCl<sub>3</sub>

Berdasarkan data yang telah diperoleh pada Gambar 1, menunjukkan bahwa efisiensi koagulan FeCl<sub>3</sub> akan meningkat seiring dengan waktu operasi. Pada menit pertama, proses penurunan logam Cu<sup>2+</sup> sudah berlangsung sangat cepat dengan nilai efisiensi penurunan masing-masing konsentrasi koagulan FeCl<sub>3</sub> 100, 200, dan 300 mg/L berturut-turut yakni: 90,826; 93,326; dan 93,856 %. berada pada kondisi optimum pada waktu 20 menit. Untuk dosis koagulan optimum yang dilakukan pada penelitian ini yakni pada dosis FeCl<sub>3</sub> sebesar 200 mg/L dengan nilai efisiensi sebesar 98,705 %. Berdasarkan hasil tersebut dapat disimpulkan bahwa konsentrasi koagulan yang paling optimum pada penelitian ini yakni 200 mg/L. proses koagulasi-flokulasi akan sangat dipengaruhi oleh dosis optimum dari suatu koagulan. Ketika terjadi penambahan jumlah atau konsentrasi dari koagulan yang berlebih maka akan

menyebabkan restabilisasi partikel-partikel yang sudah terkoagulasi dan akan berdampak secara langsung terhadap proses pembentukan flok [21, 22]. Berdasarkan penelitian yang dilakukan oleh Pangeran dkk [29], konsentrasi koagulan sangat penting dalam mencapai keadaan optimal agar proses koagulasi mencapai keseimbangan dalam pembentukan flok, yang pada akhirnya akan mengendap dalam bentuk hidroksida. Selain itu, waktu pengadukan juga menjadi salah satu parameter yang menentukan optimalnya suatu koagulan dalam bekerja. Ketika waktu pengadukan dilakukan dalam waktu yang lama dan melewati optimumnya maka akan mempengaruhi partikel-partikel flok yang sudah terbentuk dan akan berdampak pada pecahnya partikel-partikel flok tersebut menjadi ukuran yang lebih kecil dan konsentrasi kontaminan akan meningkat kembali. Hal tersebut sejalan dengan penelitian sebelumnya yang dilakukan oleh Yu dkk [24], yang menyatakan bahwa waktu pengadukan yang lebih lama akan mengakibatkan penurunan ukuran flok akhir dan berdampak pada efisiensi koagulan dalam penyisihan kontaminan.

### Kapasitas Adsorpsi

Mekanisme adsorpsi dalam proses koagulasi-flokulasi dapat terjadi ketika partikel koagulan yang ditambahkan kedalam larutan akan menempel pada permukaan partikel koloid yang kemudian akan mengubah muatan pada permukaan menjadi netral ataupun berlawanan dengan muatan sebelumnya. Hal tersebut akan mempengaruhi dan mengurangi gaya tolak-menolak antara partikel yang kemudian partikel-partikel tersebut akan menggumpal dan membentuk flok yang lebih besar. Mekanisme adsorpsi dapat terjadi melalui beberapa proses antara lain: *adsorption and inter-molecular bridge, adsorption and neutralization charge* [24, 25]. Nilai Kapasitas adsorpsi yang diperoleh pada penelitian ini dapat dilihat pada Tabel 1.

Tabel 1. Nilai Kapasitas Adsorpsi Koagulan FeCl<sub>3</sub> pada berbagai konsentrasi

| Waktu | Kapasitas Adsorpsi (mg/mg) |          |          |
|-------|----------------------------|----------|----------|
|       | 100 mg/L                   | 200 mg/L | 300 mg/L |
| 10    | 0,90826                    | 0,46663  | 0,31285  |
| 15    | 0,93553                    | 0,47875  | 0,31765  |
| 20    | 0,98250                    | 0,49352  | 0,32801  |
| 35    | 0,97644                    | 0,49125  | 0,32775  |

Konsentrasi koagulan akan mempengaruhi kapasitas adsorpsi karena dapat memperluas permukaan adsorben dan meningkatkan afinitas antara adsorben dan adsorbat. Beberapa penelitian yang telah dilakukan sebelumnya menyatakan bahwa adanya pengaruh konsentrasi koagulan terhadap adsorpsi ion logam, pewarna metilen biru dan limbah cair laboratorium [9, 26, 27]. Berdasarkan data yang diperoleh pada Tabel 1, nilai

kapasitas adsorpsi akan semakin kecil seiring dengan jumlah konsentrasi dari koagulan FeCl<sub>3</sub>. Hal tersebut disebabkan karena jumlah adsorben yang meningkat dapat mempengaruhi kapasitas adsorpsi karena dapat menentukan jumlah sisi aktif yang tersedia untuk berikatan dengan adsorbat. Penurunan kapasitas adsorpsi disebabkan oleh masih adanya sisi aktif dari adsorben yang belum terisi dan berikatan dengan adsorbat.

### Studi Kinetika

Data yang diperoleh pada penelitian ini kemudian dievaluasi menggunakan beberapa parameter kinetika pada masing-masing konsentrasi koagulan FeCl<sub>3</sub> (100-300 mg/L) yang dapat dilihat pada Gambar 2.

Kinetika *Pseudo-first order* mengasumsikan bahwa kecepatan adsorbat yang terserap per waktu sebanding dengan perbedaan kapasitas adsorpsi yang biasanya cocok untuk menggambarkan langkah awal dari suatu proses adsorpsi [28-31]. Selain itu, model kinetika *Pseudo-first order* biasanya cocok untuk digunakan dalam sistem dengan konsentrasi awal tinggi dan hanya terdapat beberapa sisi aktif yang tersedia pada adsorbat. Parameter yang diamati pada model pseudo first order dapat dilihat pada Tabel 2. Hasil yang diperoleh pada penelitian ini menunjukkan peningkatan konstanta kecepatan reaksi *pseudo first order* (*k<sub>1</sub>*) seiring dengan meningkatnya konsentrasi koagulan. Peningkatan konsentrasi koagulan FeCl<sub>3</sub> dalam air limbah akan mempengaruhi jumlah molekul yang bertumbuhan satu sama lain dan kemudian dapat bereaksi, semakin banyak jumlah molekul dari koagulan FeCl<sub>3</sub> maka akan semakin besar kemungkinan terjadinya tumbuhan yang efektif dengan molekul pencemar Cu<sup>2+</sup> pada air limbah.

Kinetika *Pseudo-second order* sangat cocok digunakan untuk menjelaskan proses adsorpsi pada konsentrasi adsorbat yang rendah serta sisi aktif yang cenderung berlimbah pada permukaan adsorben. laju adsorpsi diasumsikan terjadi pada reaksi orde dua dimana proses adsorpsi kimia menjadi penentu dalam laju reaksi dan berbanding lurus dengan kuadrat selisih antara jumlah adsorbat yang mengalami proses adsorpsi pada kesetimbangan dan waktu tertentu [32-34]. Adsorpsi secara kimia dapat terjadi ketika sisi aktif yang melimpah akan berinteraksi dengan adsorbat berdasarkan ikatan kovalen dan pertukaran elektron. Parameter dari *Pseudo-second order* yang didapatkan dari hasil penelitian ditunjukkan pada Tabel 2. Hasil yang diperoleh menunjukkan bahwa interaksi antara adsorbat dengan sisi aktif akan semakin cepat pada konsentrasi koagulan FeCl<sub>3</sub> yang lebih besar. Peningkatan konsentrasi koagulan FeCl<sub>3</sub> dapat mengurangi gaya tarik antar molekul adsorbat dan meningkatkan gaya tarik antar molekul adsorbat dengan permukaan adsorben. Hal

tersebut dapat dilihat dari nilai  $k_2$  yang meningkat seiring dengan jumlah konsentrasi koagulan  $\text{FeCl}_3$  di dalam air limbah.

Model kinetika *Elovich* adalah model empiris yang menyatakan bahwa energi adsorpsi meningkat secara linier dengan cakupan permukaan. Model kinetika *Elovich* berdasarkan pada asumsi bahwa energi aktivasi akan meningkat dan berbanding lurus dengan waktu adsorpsi dan proses adsorpsi serta terjadi pada adsorbent yang heterogeneous [37]. Model kinetika *Elovich* biasanya digunakan untuk menjelaskan fenomena yang

terjadi pada proses adsorpsi. Parameter yang diperoleh pada model kinetika elovich dapat dilihat pada Tabel 2. Hasil yang diperoleh menunjukkan bahwa peningkatan konsentrasi koagulan  $\text{FeCl}_3$  akan berdampak pada peningkatan nilai kecepatan adsorpsi ( $\alpha$ ) dan energi aktivasi pada proses adsorpsi ( $\beta$ ). Semakin tinggi konsentrasi koagulan  $\text{FeCl}_3$  maka akan semakin tinggi nilai kecepatan adsorpsi dan energi aktivasi yang terjadi pada proses koagulasi-flokulasi. nilai kecepatan adsorpsi dan energi aktivasi yang tinggi menunjukkan bahwa proses adsorpsi berlangsung dengan mekanisme difusi intra partikel.

Tabel 2. Parameter Model Kinetika

| Model                           | Konstanta Kinetik                 | Konsentrasi Koagulan $\text{FeCl}_3$ |                          |                          |
|---------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|--------------------------|--------------------------|
|                                 |                                   | 100 mg/L                             | 200 mg/L                 | 300 mg/L                 |
| <i>Pseudo-first order</i>       | $q_e$ (mg/mg)                     | 0,97546                              | 0,49084                  | 0,32626                  |
|                                 | $k_1$ (/menit)                    | 0,25865                              | 0,29420                  | 0,30850                  |
|                                 | $R^2$                             | 0,99993                              | 0,99997                  | 0,99996                  |
|                                 | SSE                               | $5,89287 \times 10^{-4}$             | $5,89287 \times 10^{-4}$ | $3,97840 \times 10^{-5}$ |
|                                 | $x^2$                             | $6,16744 \times 10^{-4}$             | $6,16744 \times 10^{-4}$ | $1,23200 \times 10^{-4}$ |
| <i>Pseudo-second order</i>      | $q_e$ (mg/mg)                     | 1,02047                              | 0,50698                  | 0,33641                  |
|                                 | $k_2$ (mg/(mg.menit))             | 0,80827                              | 2,36687                  | 3,91759                  |
|                                 | $R^2$                             | 0,99993                              | 0,99997                  | 0,99997                  |
|                                 | SSE                               | $5,89564 \times 10^{-4}$             | $6,62831 \times 10^{-5}$ | $2,40366 \times 10^{-5}$ |
|                                 | $x^2$                             | $6,11963 \times 10^{-4}$             | $1,35858 \times 10^{-4}$ | $7,43002 \times 10^{-5}$ |
| <i>Elovich</i>                  | $\alpha$ (mg/mg.menit)            | 54,70394                             | 115,63130                | 119,23530                |
|                                 | $\beta$ (mg/(mg))                 | 9,70367                              | 22,36803                 | 35,06377                 |
|                                 | $R^2$                             | 0,99965                              | 0,99970                  | 0,99973                  |
|                                 | SSE                               | $2,764113 \times 10^{-3}$            | $6,23726 \times 10^{-4}$ | $2,48600 \times 10^{-4}$ |
|                                 | $x^2$                             | $2,86705 \times 10^{-3}$             | $1,27273 \times 10^{-3}$ | $7,68300 \times 10^{-4}$ |
| <i>Intra Particle Diffusion</i> | $k_{int}$ (mg/mg.menit $^{1/2}$ ) | 0,02483                              | 0,00175                  | 0,00552                  |
|                                 | C (mg/mg)                         | 0,84255                              | 0,47655                  | 0,29750                  |
|                                 | $R^2$                             | 0,99986                              | 0,99983                  | 0,99995                  |
|                                 | SSE                               | $1,17907 \times 10^{-3}$             | $3,62388 \times 10^{-4}$ | $4,55634 \times 10^{-5}$ |
|                                 | $x^2$                             | $1,23631 \times 10^{-3}$             | $7,50391 \times 10^{-4}$ | $1,41338 \times 10^{-4}$ |

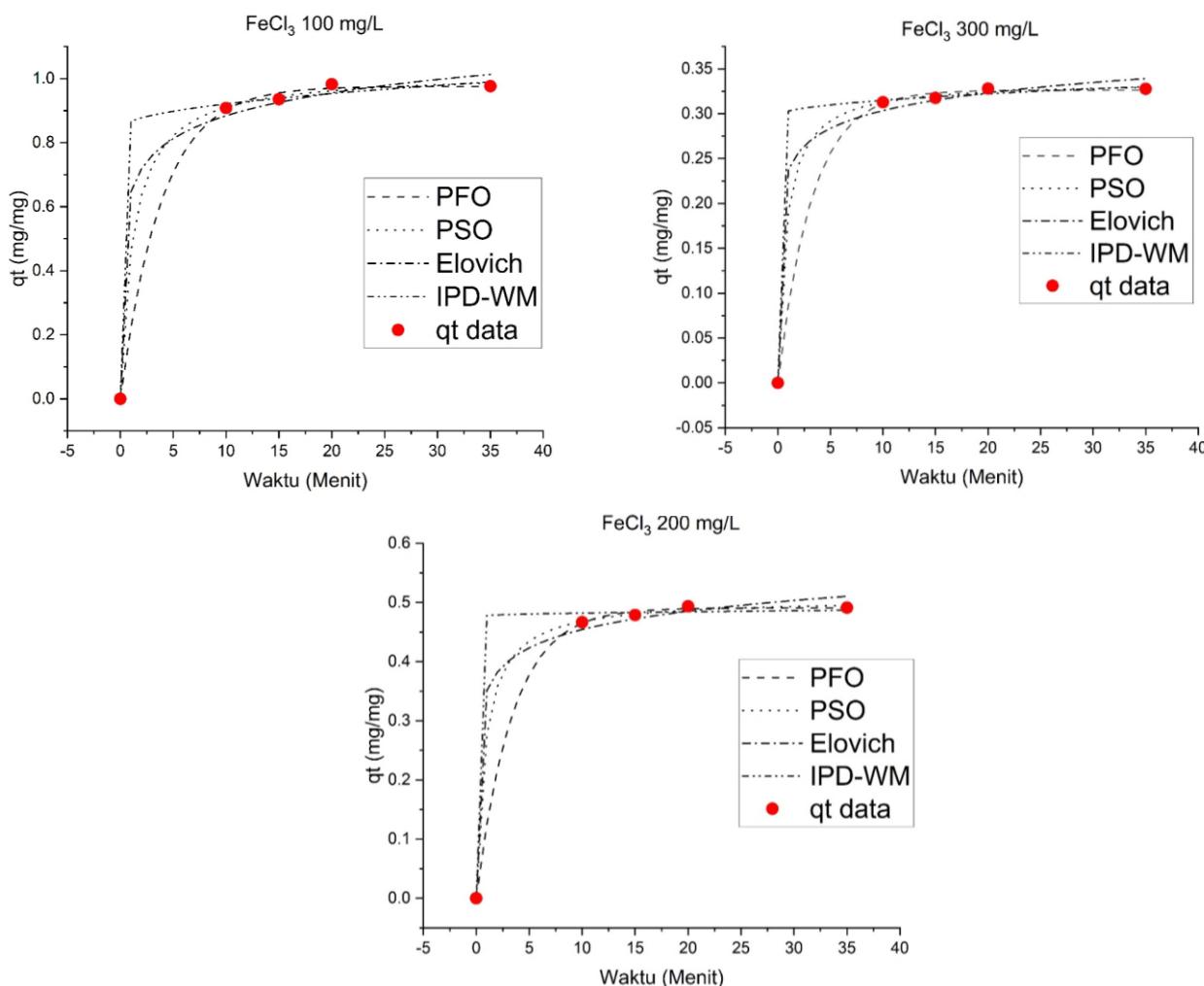
*Intra-particle diffusion model*, yang biasa dikenal sebagai model Webber-Moris biasanya digunakan untuk menjelaskan proses *internal diffusion* dari adsorbat dengan adsorben sebagai penentu yang mengontrol kecepatan adsorpsi[36,37]. Parameter yang diperoleh pada model kinetika *Intra-Particle diffusion* dapat dilihat pada Tabel 2. Hasil yang diperoleh pada penelitian ini menunjukkan bahwa nilai konstanta kecepatan difusi intra partikel tidak dipengaruhi secara langsung oleh konsentrasi koagulan tetapi hanya memberikan pengaruh terhadap nilai C yang merupakan konstanta yang berkaitan dengan ketebalan lapisan perbatasan. Parameter ini menunjukkan seberapa besar pengaruh lapisan stasioner yang mengandung molekul zat terlarut terhadap laju difusi. Semakin tinggi konsentrasi koagulan  $\text{FeCl}_3$  maka akan menghasilkan ketebalan yang menurun

akibat dari semakin besarnya gradien antara konsentrasi permukaan adsorben dan larutan.

Berdasarkan nilai  $R^2$ , SSE dan, *Chi-Square* yang diperoleh pada model kinetika adsorpsi pada proses koagulasi menggunakan koagulan  $\text{FeCl}_3$  dalam menurunkan konsentrasi  $\text{Cu}^{2+}$  pada air limbah, keempat model kinetika adsorpsi yang diajukan pada penelitian ini memiliki kecocokan model yang sangat baik antara data eksperimen dengan data prediksi dari model kinetika. Hal tersebut ditunjukkan dengan nilai SSE yang sangat kecil dan hampir mendekati 0. Nilai SSE sendiri menunjukkan perbedaan kuadarat antara nilai eksperimen dan nilai prediksi. Kecocokan model juga ditunjukkan oleh nilai *Chi-Square* ( $x^2$ ) yang kecil sehingga memiliki kesesuaian antara data eksperimen dan prediksi. Parameter lainnya yang mendukung

kecocokan model adalah nilai  $R^2$  yang mendekati 1. Nilai  $R^2$  yang mendekati 1 menunjukkan bahwa adanya

korelasi yang sangat kuat antara data eksperimen dengan data prediksi model.



Gambar 2. Model kinetika dari data eksperimen dengan data prediksi pada berbagai konsentrasi koagulan  $\text{FeCl}_3$

## KESIMPULAN

Konsentrasi koagulan  $\text{FeCl}_3$  dan waktu operasi memiliki efek yang signifikan terhadap proses penurunan ion  $\text{Cu}^{2+}$  dengan metode koagulasi-flokulasi. Hasil yang diperoleh menunjukkan bahwa proses adsorpsi netralisasi muatan yang terjadi dapat dideskripsikan dengan baik oleh persamaan *pseudo-first order*, *pseudo-second order*, *elovich*, dan *intra-particle diffusion model*. Hasil dari penelitian ini menunjukkan bahwa koagulan  $\text{FeCl}_3$  sangat efektif untuk digunakan dalam proses penurunan ion  $\text{Cu}^{2+}$  pada air limbah dengan efisiensi tertinggi sebesar 98,705 %.

## DAFTAR PUSTAKA

- [1] M. B. Bahrodin, N. S. Zaidi, N. Hussein, M. Sillanpää, D. D. Prasetyo, dan A. Syafiuddin, "Recent Advances on Coagulation-Based Treatment of Wastewater: Transition from

Chemical to Natural Coagulant," *Curr. Pollut. Reports*, vol. 7, no. 3, hal. 379–391, 2021, doi: 10.1007/s40726-021-00191-7.

- [2] H. Sukmana, N. Bellahsen, F. Pantoja, dan C. Hodur, "Adsorption and coagulation in wastewater treatment - Review," *Prog. Agric. Eng. Sci.*, vol. 17, no. 1, hal. 49–68, 2021, doi: 10.1556/446.2021.00029.
- [3] H. Cui, X. Huang, Z. Yu, P. Chen, dan X. Cao, "Application progress of enhanced coagulation in water treatment," *RSC Adv.*, vol. 10, no. 34, hal. 20231–20244, 2020, doi: 10.1039/d0ra02979c.
- [4] S. S. Kumar dan N. R. Bishnoi, "Coagulation of landfill leachate by  $\text{FeCl}_3$ : process optimization using Box-Behnken design (RSM)," *Appl. Water Sci.*, vol. 7, no. 4, hal. 1943–1953, 2017, doi: 10.1007/s13201-015-0372-1.
- [5] A. Pohl, "Removal of Heavy Metal Ions from Water and Wastewaters by Sulfur-Containing Precipitation Agents," *Water. Air. Soil Pollut.*, vol. 231, no. 10, 2020, doi: 10.1007/s11270-020-04863-w.

- [6] J. Patoczka, R. K. Johnson, dan J. J. Scheri, "Presented at Water Environment Federation Industrial Wastes Technical Conference, Nashville, TN, 1998," *Present. Water Environ. Fed. Ind. Wastes Tech. Conf.*, vol. i, 1998.
- [7] P. D. Johnson, P. Girinathannair, K. N. Ohlinger, S. Ritchie, L. Teuber, dan J. Kirby, "Enhanced Removal of Heavy Metals in Primary Treatment Using Coagulation and Flocculation," *Water Environ. Res.*, vol. 80, no. 5, hal. 472–479, 2008, doi: 10.2175/106143007x221490.
- [8] I. Syaichurrozi, "Studi Kinetik Proses Koagulasi dengan Koagulan Poly Aluminium Chloride dan Tawas dalam Pengolahan Limbah Cair Industri Tempe," *Eksergi*, vol. 18, no. 2, hal. 43, 2021, doi: 10.31315/e.v0i0.5362.
- [9] B. Haryanto, W. K Sinaga, dan F. T Saragih, "Kajian Model Interaksi pada Adsorpsi Logam Berat Kadmium ( $Cd^{2+}$ ) dengan Menggunakan Adsorben dari Pasir Hitam," *J. Tek. Kim. USU*, vol. 8, no. 2, hal. 79–84, 2019, doi: 10.32734/jtk.v8i2.2032.
- [10] L. Maslukah, M. Zainuri, A. Wirasatriya, dan R. Widiaratih, "Studi Kinetika Adsorpsi Dan Desorpsi Ion Fosfat ( $Po4^{2-}$ ) Di Sedimen Perairan Semarang Dan Jepara," *J. Ilmu dan Teknol. Kelaut. Trop.*, vol. 12, no. 2, hal. 385–396, 2020, doi: 10.29244/jitkt.v12i2.32392.
- [11] H. Kristianto, N. Manurung, I. K. Wardhani, S. Prasetyo, A. K. Sugih, dan A. A. Arbita, "A kinetic, isotherm adsorption, and thermodynamic study of Congo red coagulation using Leucaena crude extract as natural coagulant," *Water Pract. Technol.*, vol. 17, no. 6, hal. 1332–1346, 2022, doi: 10.2166/wpt.2022.058.
- [12] M. S. Hossain, F. Omar, A. J. Asis, R. T. Bachmann, M. Z. Islam Sarker, dan M. O. Ab Kadir, "Effective treatment of palm oil mill effluent using FeSO<sub>4</sub> .7H<sub>2</sub>O waste from titanium oxide industry: Coagulation adsorption isotherm and kinetics studies," *J. Clean. Prod.*, vol. 219, hal. 86–98, 2019, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.02.069.
- [13] S. Vishali dan R. Karthikeyan, "Application of green coagulants on paint industry effluent – a coagulatioflocculation kinetic study," *Desalin. Water Treat.*, vol. 122, hal. 112–123, 2018, doi: 10.5004/dwt.2018.22703.
- [14] M. Menkiti, I. Ezemagu, dan S. Singaraju, "Focus on adsorptive equilibrium, kinetics and thermodynamic components of petroleum produced water biocoagulation using novel Tympanotonos Fuscatus extract," *Petroleum*, vol. 4, no. 1, hal. 56–64, 2018, doi: 10.1016/j.petlm.2017.09.005.
- [15] S. Hussain et al., "Removal of organic contaminants from river and reservoir waters by three different aluminum-based metal salts: Coagulation adsorption and kinetics studies," *Chem. Eng. J.*, vol. 225, hal. 394–405, 2013, doi: 10.1016/j.cej.2013.03.119.
- [16] J. R. Witono, A. M. A. Y, dan C. C, "Sistem Integrasi Koagulasi dan Adsorpsi dalam Reduksi Logam Berat ( $Cr^{6+}$  dan  $Cu^{2+}$ ) pada Limbah Cair Industri Tekstil," *Semin. Nas. Tek. Kim. Kejuangan*, vol. 0, no. 0, hal. 7-1-I7.7, 2015, [Daring]. Tersedia pada: <http://jurnal.upnyk.ac.id/index.php/kejuangan/article/view/486>
- [17] J. López-Luna et al., "Linear and nonlinear kinetic and isotherm adsorption models for arsenic removal by manganese ferrite nanoparticles," *SN Appl. Sci.*, vol. 1, no. 8, hal. 1–19, 2019, doi: 10.1007/s42452-019-0977-3.
- [18] M. Puspitasari dan W. Hadi, "Efektifitas  $Al_2(SO_4)_3$  dan  $FeCl_3$  Dalam Pengolahan Air Menggunakan Gravel Bed Flocculator Ditinjau Dari Parameter Kekeruhan dan Total Coli," *J. Tek. Pomits*, vol. 3, no. 2, hal. 163–166, 2014.
- [19] S. F. Ramli dan H. Abdul Aziz, "Use of Ferric Chloride and Chitosan as Coagulant to Remove Turbidity and Color from Landfill Leachate," *Appl. Mech. Mater.*, vol. 773–774, hal. 1163–1167, 2015, doi: 10.4028/www.scientific.net/amm.773-774.1163.
- [20] H. Alwi, J. Idris, M. Musa, dan K. H. Ku Hamid, "A preliminary study of banana stem juice as a plant-based coagulant for treatment of spent coolant wastewater," *J. Chem.*, vol. 2013, 2013, doi: 10.1155/2013/165057.
- [21] S. Maurya dan A. Daverey, "Evaluation of plant-based natural coagulants for municipal wastewater treatment," *3 Biotech*, vol. 8, no. 1, hal. 1–4, 2018, doi: 10.1007/s13205-018-1103-8.
- [22] A. Nur, R. Anugrah, dan Z. Farnas, "Efektivitas Dan Efisiensi Koagulan Poly Aluminium Chloride ( PAC ) Terhadap Performance IPA KTK PDAM Solok," *Semin. Nas. Sains dan Teknol. Lingkung. II*, hal. 128–131, 2016.
- [23] A. Chamdan dan A. Purnomo, "Kajian Kinerja Teknis Proses dan Operasi Unit Koagulasi-Flokulasi-Sedimentasi pada Instalasi Pengolahan Air (IPA) Kedungeling PDAM Sidoarjo," *J. Tek. POMITS*, vol. 2, no. 2, hal. 1–6, 2013.
- [24] W. zheng Yu, J. Gregory, L. Campos, dan G. Li, "The role of mixing conditions on floc growth, breakage and re-growth," *Chem. Eng. J.*, vol. 171, no. 2, hal. 425–430, 2011, doi: 10.1016/j.cej.2011.03.098.
- [25] R. M. El-taweel et al., "A review of coagulation explaining its definition, mechanism, coagulant types, and optimization models; RSM, and ANN," *Curr. Res. Green Sustain. Chem.*, vol. 6, no. February, hal. 100358, 2023, doi: 10.1016/j.crgsc.2023.100358.
- [26] J. Duan dan J. Gregory, "Coagulation by hydrolysing metal salts," *Adv. Colloid Interface Sci.*, vol. 100–102, no. SUPPL., hal. 475–502,

- 2003, doi: 10.1016/S0001-8686(02)00067-2.
- [27] I. Nurhayati, S. Sugito, dan A. Pertiwi, "Pengolahan Limbah Cair Laboratorium dengan Adsorpsi dan Pretreatment Netralisasi dan Koagulasi," *J. Sains &Teknologi Lingkung.*, vol. 10, no. 2, hal. 125–138, 2018, doi: 10.20885/jstl.vol10.iss2.art5.
- [28] A. Ramadhani, Muhdarina, dan A. Linggawati, "Kapasitas Adsorpsi Metilen Biru Oleh Lempung Cengar Teraktivasi Asam Sulfat," *Jom Fmipa*, vol. 2, no. 1, hal. 232–238, 2015.
- [29] A. B. Pangeran, M. A. Afandy, dan F. D. I. Sawali, "Efficiency of FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O as a Coagulant on Chromium Hexavalent Removal Using Coagulation-Flocculation Process: Optimization Using Response Surface Methodology," *J. Tek. Kim. dan Lingkung.*, vol. 7, no. 2, hal. 123–133, 2023.
- [30] J. C. Bullen, S. Saleesongsom, K. Gallagher, dan D. J. Weiss, "A Revised Pseudo-Second-Order Kinetic Model for Adsorption, Sensitive to Changes in Adsorbate and Adsorbent Concentrations," *Langmuir*, vol. 37, no. 10, hal. 3189–3201, 2021, doi: 10.1021/acs.langmuir.1c00142.
- [31] E. E. Jasper, V. O. Ajibola, dan J. C. Onwuka, "Nonlinear regression analysis of the sorption of crystal violet and methylene blue from aqueous solutions onto an agro-waste derived activated carbon," *Appl. Water Sci.*, vol. 10, no. 6, hal. 1–11, 2020, doi: 10.1007/s13201-020-01218-y.
- [32] W. Ying, "Pseudo-First and Second-Order Models for P Adsorption onto Termite Mound Soil (TMS)," *IOSR J. Appl. Chem. (IOSR-JAC)*, vol. 12, no. 2, hal. 11–16, 2019, doi: 10.9790/5736-1202011116.
- [33] G. William Kajjumba, S. Emik, A. Öngen, H. Kurtulus Özcan, dan S. Aydin, "Modelling of Adsorption Kinetic Processes—Errors, Theory and Application," *Adv. Sorption Process Appl.*, hal. 1–19, 2019, doi: 10.5772/intechopen.80495.
- [34] S. Ersali, V. Hadadi, O. Moradi, dan A. Fakhri, "Pseudo-second-order kinetic equations for modeling adsorption systems for removal of ammonium ions using multi-walled carbon nanotube," *Fullerenes, Nanotub. Carbon Nanostructures*, hal. 150527104639002, 2013, doi: 10.1080/1536383x.2013.787610.
- [35] H. N. Tran, "Applying Linear Forms of Pseudo-Second-Order Kinetic Model for Feasibly Identifying Errors in the Initial Periods of Time-Dependent Adsorption Datasets," *Water (Switzerland)*, vol. 15, no. 6, 2023, doi: 10.3390/w15061231.
- [36] M. A. Hubbe, S. Azizian, dan S. Douven, "Implications of Apparent Pseudo-Second-Order Adsorption Kinetics onto Cellulosic Materials: A Review," *BioResources*, vol. 14, no. 3, hal. 7582–7626, 2019.
- [37] F. C. Wu, R. L. Tseng, dan R. S. Juang, "Characteristics of Elovich equation used for the analysis of adsorption kinetics in dye-chitosan systems," *Chem. Eng. J.*, vol. 150, no. 2–3, hal. 366–373, 2009, doi: 10.1016/j.cej.2009.01.014.
- [38] M. Pan, X. Lin, J. Xie, dan X. Huang, "Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies for phosphate adsorption on aluminum hydroxide modified palygorskite nano-composites," *RSC Adv.*, vol. 7, no. 8, hal. 4492–4500, 2017, doi: 10.1039/C6RA26802A.
- [39] J. J. Enriquez-Flores, C. I. Gervacio-Arciniega, F. J. Flores-Ruiz, D. Cardona, E. Camps, J. Muñoz-Saldaña, dan F. J. Espinoza-Beltrán, "Piezoresponse Force Microscopy Studies of pc-BiFeO<sub>3</sub> Thin Films Produced by the Simultaneous Laser Ablation of Bi and FeO<sub>3</sub>," *Mater. Res. Soc. Symp. Proc.*, vol. 1477, no. 1, hal. 61–66, 2012, doi: 10.1557/opl.2012.