



MAJELIS PENDIDIKAN TINGGI PIMPINAN PUSAT MUHAMMADIYAH  
**UNIVERSITAS MUHAMMADIYAH PALEMBANG**  
LEMBAGA PENELITIAN DAN PENGABDIAN KEPADA MASYARAKAT

Jln. Talang Banten 13 Ulu Palembang Telp/Fax. 0711-514103 Website: umpalembang.net/lp2mump Email: lppm\_umpalembang@gmail.com

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

**KONTRAK PELAKSANAAN PENELITIAN**

Nomor : 201.f/H-5/LPPM/UMP/IX/2021

Pada hari ini Kamis tanggal Dua bulan September tahun dua ribu dua puluh satu, Kami yang bertanda tangan di bawah ini:

1. Dr. Ir. Gusmiatun, M.P : Ketua Lembaga Penelitian dan Pengabdian kepada Masyarakat Universitas Muhammadiyah Palembang, dalam hal ini bertindak untuk dan atas nama lembaga tersebut, selanjutnya disebut **PIHAK PERTAMA**
2. Dr. Ir. Muhammad Arief Karim., MS.c : Dosen Fakultas Teknik Universitas Muhammadiyah Palembang dalam hal ini bertindak untuk dan atas nama Ketua Peneliti, yang selanjutnya disebut sebagai **PIHAK KEDUA**

Kedua belah pihak secara bersama-sama telah sepakat mengadakan perjanjian penelitian sebagai berikut:

Pasal 1

PIHAK PERTAMA memberi tugas kepada PIHAK KEDUA, dan PIHAK KEDUA menerima tugas tersebut untuk melaksanakan penelitian berjudul: ***“Kinetik Adsorpsi Logam Berat (Besi) dari Limbah Industri Tekstil Menggunakan Residu Kalsium Karbida Sebagai Adsorben”***

Pasal 2

PIHAK PERTAMA memberi dana penelitian yang tersebut pada Pasal 1 sebesar Rp 35.000.000,- (tiga puluh lima juta rupiah) yang dibebankan pada dana yang tersedia untuk proyek tersebut, dengan ketentuan alokasi dana 94-95% untuk biaya penelitian dan sisanya 5-6% untuk PPh dan pemotongan 5% PPh bagi yang memiliki NPWP dan/atau 6% PPh bagi yang tidak memiliki NPWP.

Pasal 3

Pembayaran biaya penelitian dilaksanakan secara bertahap sebagai berikut :

1. TAHAP PERTAMA 70% sebesar Rp 24.500.000,- setelah PIHAK KEDUA menyerahkan proposal penelitian dan ditanda tangannya perjanjian oleh kedua belah pihak.
2. TAHAP KEDUA 30% sebesar Rp 5.500.000,- setelah PIHAK KEDUA menyerahkan laporan akhir dan luaran penelitian kepada PIHAK PERTAMA

Pasal 4

- (1) PIHAK KEDUA menyelesaikan penelitian yang dimaksud dalam Pasal 1 selambat-lambatnya 5 (lima) bulan, terhitung saat perjanjian ditanda tangani oleh kedua belah pihak.
- (2) PIHAK KEDUA diharuskan mengumpulkan laporan akhir hasil pelaksanaan penelitian KEPADA PIHAK PERTAMA dalam bentuk *hardcopy* sebanyak 2 eksemplar dan *softcopy* yang dikirimkan ke email LPPM UMP.
- (3) PIHAK KEDUA harus mengumpulkan artikel jurnal hasil penelitian tersebut kepada PIHAK PERTAMA dalam bentuk *hardcopy* sebanyak 1 (satu) eksemplar dan *softcopy* yang dikirimkan ke email LPPM UMP.

(Pascasarjana Program Studi : Ilmu Hukum dan Ilmu Manajemen

Fakultas : Teknik, Ekonomi, Keguruan dan Ilmu Pendidikan, Pertanian, Hukum, Agama Islam dan Kedokteran)



MAJELIS PENDIDIKAN TINGGI PIMPINAN PUSAT MUHAMMADIYAH  
**UNIVERSITAS MUHAMMADIYAH PALEMBANG**  
LEMBAGA PENELITIAN DAN PENGABDIAN KEPADA MASYARAKAT

Jln. Talang Banten 13 Ulu Palembang Telp/Fax. 0711-514103 Website: umpalembang.net/lp2mump Email: lppm\_umpalembang@gmail.com

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

Pasal 5

- (1) Dalam hal PIHAK KEDUA berhenti dari jabatan sebelum pelaksanaan perjanjian ini selesai seluruhnya, maka PIHAK KEDUA wajib menyerahkan-tanggungan tanggung jawab tersebut kepada penggantinya.
- (2) Dalam hal Ketua Pelaksana penelitian yang tersebut dalam Pasal 1 tidak dapat menyelesaikan pelaksanaan penelitian ini dengan sepenuhnya, maka PIHAK KEDUA wajib menunjuk penggantinya.
- (3) Apabila batas waktu habisnya masa penelitian ini PIHAK KEDUA belum juga menyerahkan hasil pekerjaan seluruhnya kepada PIHAK PERTAMA, maka pihak kedua wajib mengembalikan kepada PIHAK PERTAMA dana penelitian yang diterimanya.
- (4) Apabila waktu penelitian seperti tersebut pada Pasal 4 tidak dapat dipenuhi, maka untuk selanjutnya PIHAK PERTAMA tidak akan mempertimbangkan usul penelitian yang berasal dari yang bersangkutan.

Pasal 6

- (1) Hasil kegiatan penelitian dosen adalah penelitian dosen dengan judul seperti tersebut pada pasal 1 dari Surat Perjanjian Pelaksanaan Pekerjaan (kontrak) ini.
- (2) Hak cipta penelitian tersebut berada pada Ketua pelaksana penelitian.
- (3) PIHAK KEDUA berkewajiban untuk menindaklanjuti dan mengupayakan hasil penelitian yang dilakukan oleh dosen untuk dipublikasikan pada jurnal ilmiah dari penelitian sebagaimana dimaksud pasal 1 dengan menunjukan bukti pengirimannya.
- (4) Perolehan sebagaimana dimaksud pada ayat (1) dimanfaatkan sebesar-besarnya untuk pelaksanaan tridharma perguruan tinggi.
- (5) PIHAK KEDUA berkewajiban untuk melaporkan perkembangan perolehan publikasi ilmiah seperti dimaksud pada ayat (3) secara berkala kepada PIHAK PERTAMA.

Pasal 7

Surat perjanjian pelaksanaan penelitian ini dibuat rangkap 2 (dua), 1 (satu) rangkap untuk PIHAK PERTAMA dan 1 (satu) rangkap untuk PIHAK KEDUA.

Pasal 8

Hal-hal yang belum diatur dalam perjanjian ini akan ditentukan oleh kedua belah pihak secara musyawarah.

Demikianlah perjanjian ini dilaksanakan di Palembang pada hari, tanggal, bulan dan tahun tersebut di atas dan surat perjanjian ini dibuat rangkap 2 (dua) yang sama bunyinya serta mempunyai ketentuan hukum yang sama.



Dr. Ir. Gusmiatun, M.P.  
NIDN. 0016086901



Dr. Ir. Muhammad Arief Karim., MS.c  
NIDN. 0203016201

(Pascasarjana Program Studi : Ilmu Hukum dan Ilmu Manajemen

Fakultas : Teknik, Ekonomi, Keguruan dan Ilmu Pendidikan, Pertanian, Hukum, Agama Islam dan Kedokteran)

LAPORAN AKHIR  
PENELITIAN



**Kinetik Adsorpsi Ion Logam (Besi dan Mangan) pada Air Tanah  
Menggunakan Limbah Kalsium Karbida**

PENELITI

**Dr.Ir. MUHAMMAD ARIEF KARIM, MS.c**  
NIDN : 0203016201

Dibiayai oleh;  
Universitas Muhammadiyah Palembang  
Sesuai dengn Kontrak Pelaksanaan Program Penelitian Tahun Anggaran 2021  
Nomor : 201.f/H-5/LPPM/UMP/IX/2021  
Tanggal 2 September 2021

**LEMBAGA PENELITIAN DAN PENGABDIAN KEPADA MASYARAKAT  
UNIVERSITAS MUHAMMADIYAH PALEMBANG  
September 2021**

## HALAMAN PENGESAHAN

### B. Halama Identitas


1. Judul Penelitian : Kinetik Adsorpsi Ion Logam (Besi dan Mangan) pada Air Tanah Menggunakan Limbah Kalsium Karbida
2. Ketua Tim Pelaksana
  - a. Nama Lengkap : Dr.Ir. Muahammad Arief Karim, MSc
  - b. NIDN : 0203016201
  - c. Pangkat/Golongan : IV/c.
  - d. Jabatan Fungsional : Lektor Kepala
  - e. Hp : 08127136245
  - f. Program Studi : Teknik Kimia
  - g. Fakultas : Teknik
3. Anggota : ---
4. Lokasi Penelitian : Kota Palembang
5. Waktu Penelitian : September 2021 – Januari 2022
6. Biaya : Rp.35.000.000 (Tiga puluh lima Juta)
7. Sumber Dana : Universitas Muhammadiyah Palembang

Palembang, Januari 2022

Mengetahui,  
Dekan Fakultas Teknik UMP

  
**Dr. Ir. Kgs. A. Roni, M.T, IPM**  
NBM/NIDN: 763049/022707004

Ketua Tim,

  
**Dr. Ir. Muhammad Arief Karim, MSc**  
NBM/NIDN: 742747/0203016201

Menyetujui,  
Ketua Lembaga Penelitian dan Pengabdian kepada Masyarakat  
Universitas Muhammadiyah Palembang

  
**Dr. Ir. Gusmiatun, M.P**  
NBM/NIDN: 727236/0016086901

## ABSTRAK

Penelitian ini dilakukan untuk mempelajari efisiensi residu kalsium karbida sebagai adsorben penyisihan besi (II) dari air limbah industri tekstil dalam proses adsorpsi batch. Pada penelitian ini, kandungan besi (II) dalam air limbah industri tekstil dibuat secara sintetik menggunakan  $\text{Fe}4.7\text{H}_2\text{O}$ . Kandungan besi (II) dalam efluen dikarakterisasi menggunakan spektrometri serapan atom (AAS), sedangkan gugus fungsi yang bertanggung jawab untuk adsorpsi besi pada permukaan permukaan residu kalsium karbida diamati menggunakan SEM dan Fourier Transform Infra-red (FTIR) spektrofotometri. Gambar SEM dari residu kalsium karbida mengungkapkan morfologi partikel yang sangat berpori. Sementara itu, FTIR mengungkapkan adanya berbagai gugus fungsi (OH, CH, C=C, dan C-C). Faktor-faktor yang mempengaruhi adsorpsi, misalnya waktu kontak, dosis adsorben, pH, dan konsentrasi besi juga dipelajari. Adsorpsi ion besi (II) maksimum diamati terjadi pada pH 6. Data yang diperoleh dari proses adsorpsi paling cocok dengan model isoterm Langmuir dengan nilai korelasi  $R^2 = 0,9959$  dan  $q_e = 1,697$  mg/g dengan pseudo-detik Model kinetika orde-orde ditemukan sebagai model kinetika adsorpsi yang paling sesuai dengan nilai koefisien korelasi ( $R^2$ ) yaitu 0,9962 untuk massa adsorben 7,5 g. Adsorpsi ion besi dari limbah tekstil ke partikel residu kalsium karbida menunjukkan mekanisme fisisorpsi.

Kata kunci: adsorpsi, kalsium karbida, limbah padat, limbah tekstil

# DAFTAR ISI

	halaman
HALAMAN JUDUL .....	i
HALAMAN PENGESAHAN .....	ii
IDENTITAS DAN URAIAN UMUM .....	iii
ABSTRAK .....	iv
DAFTAR ISI .....	v
DAFTAR TABEL .....	vi
DAFTAR GAMBAR .....	vi
BAB I. PENDAHULUAN .....	1
1.1. Latar Belakang .....	1
1.2. Tujuan Khusus .....	4
1.3. Urgensi Penelitian .....	4
BAB II. TINJAUAN PUSTAKA .....	5
II.1. Proses adsorpsi .....	5
II.2. Adsorpsi Fisika .....	6
II.3. Adsorpsi Kimia .....	7
II.4. Karakteristik Adsorben .....	8
II.4.1. Jenis Adsorben.....	10
II.4.1.1. Karbon Aktif .....	10
II.4.1.2. Zeolit .....	10
II.4.1.3. Karbid (Kalsium Karbida) .....	11
II.5. Faktor yang mempengaruhi Proses Adsorpsi .....	15
II.5.1. Nilai pH .....	15
II.5.2. Waktu Kontak .....	16
II.5.3. Suhu .....	16
II.5.4. Persaingan Antar Ion Logam .....	17
II.5.5. Dosis Adsorben dan kecepatan Agitasi .....	19
II.6. Aplikasi Proses Adsorpsi untuk Penyisihan Ion Logam .....	19
BAB III. METODOLOGI PENELITIAN .....	35
III.1. Pembuatan Adsorben .....	35

III.2. Bahan dan Alat Penelitian .....	35
III.2.1. Bahan Kinia .....	35
III.2.2. Alat Penelitian .....	36
<b>BAB IV. HASIL DAN PEMBAHASAN .....</b>	<b>37</b>
IV.1 Morfologi Permukaan Residu Kalsium Karbid .....	37
IV.2 Analisa Komposisi Unsur Residu Kalsium Karbid .....	38
IV.3 Hasil Analisa FTIR Residu Kalsium Karbid .....	40
IV.4 Penyisihan Ion Tunggal Fe .....	42
IV.4.1 Pengaruh Waktu Kontak .....	42
IV.4.2 Pengaruh pH awal .....	45
IV.4.3 Pengaruh Massa Residu Kalsium Karbid .....	47
IV.5 Isoterm Adsorpsi .....	50
IV.6 Model Kinetik .....	58

## DAFTAR TABEL

	halaman
Tabel 2.1 Perbedaan adsorpsi fisika dan adsorpsi kimi .....	9
Tabel 2.1. Jenis dan kegunaan adsorben .....	22
Tabel 2.2. Karakteristik Fisika dan kimia limbah padat karbid kering .....	24
Tabel 2. 3 Efisiensi penyisihan ion logam dengan imobilisasi bio adsorben <i>Aspergillus-niger</i> dengan polimer polyvinyl-alkohol hydrogel (PVA) dan Ca-alginat ...	30
Tabel 4.1. Analisis Kuantitatif Standar (Oksida) adsorben residu kalsium karbid sebelum proses adsorpsi dengan Metode ZAF.....	37
Tabel 4.2. Analisis Kuantitatif Standar (Oksida) adsorben residu kalsium karbid setelah proses adsorpsi ion Fe(II) pada Proses Batch dengan Metode ZAF ...	38
Tabel 4.3. Data hasil pengamatan perubahan konsentrasi ion Fe (II) selama proses adsorpsi dengan massa adsorben residu kalsium karbid 5 g .....	42
Tabel 4.4. Konstanta isotermik Langmuir untuk kesetimbangan adsorpsi ion Fe(II) menggunakan adsorben residu kalsium karbid.....	44
Tabel 4.5. Adsorpsi kesetimbangan yang dihitung konstanta isotermik Freundlich untuk menghilangkan ion Fe (II)dari larutan .....	46
Tabel 4.6. Persamaan linear model kinetika adsorpsi ion Fe(II) dan nilai korelasi ( $R^2$ ) ...	47



## DAFTAR GAMBAR

	Halaman
Gambar 2.1. Proses dasar adsorpsi .....	6
Gambar 2. 1. Limbah padat karbit dalam kondisi basah .....	12
Gambar 3.1. Proses pembuatan A) Adsorben kalsium karbida masih berupa slurry B) Kalsium karbida kering C) Bentuk tablet adsorben .....	16
Gambar 3.2. Alat Shaker .....	35
Gambar 4.1. Morfologi permukaan residu kalsium karbid sebelum proses adsorpsi .....	37
Gambar 4.2. Morfologi Permukaan residu kalsium karbit setelah adsorpsi .....	38
Gambar 4.2. Analisa EDX adsorben residu kalsium karbid sebelum proses adsorpsi ..	39
Gambar 4.3. Analisa EDX adsorben residu kalsium karbid setelah proses adsorpsi ion Fe (II) secara batch .....	40
Gambar 4.4. Hasil Analisa FTIR pada adsorben residu kalsium karbid sebelum proses adsorpsi. ....	41
Gambar 4.5. Hasil Analisa FTIR pada adsorben residu kalsium karbid setelah proses adsorpsi penyisihan ion Fe (II) pada proses batch. ....	42
Gambar 4.7. Hubungan antara konsentrasi awal ion Fe (II) dengan waktu kontak .....	43
Gambar 4.8. Hubungan antara konsentrasi awal ion Fe (II) dengan waktu kontak (A) Laju adsorpsi ( $q_e$ ) ; (B) persentase (%) penyisihan ion Fe (II) .....	44
Gambar 4.9. Hubungan konsentrasi awal ion Fe(II) terhadap laju penyisihan ion Fe(II)	46
Gambar 4.10. Hubungan daya serap (mg/g) adsorben kalsium karbid terhadap ion Fe (II) pada berbagai konsentrasi awal 20 hingga 100 mg /L, dan dosis residu kalsium karbid 2,5 g, 5,0 g dan 7,5 g .....	48
Gambar 4.11. Pengaruh massa adsorben residu kalsium karbid terhadap persen penyisihan ion logam Fe (II) .....	49
Gambar 4.12. Adsorpsi kesetimbangan menggunakan konstanta isoterm Langmuir untuk menghilangkan ion Fe (II) pada pH awal 6. ....	51
Gambar 4.13. Adsorpsi kesetimbangan menggunakan konstanta isotermik Freundlich untuk menghilangkan ion Fe (II) pada pH awal 2,5; 4,0 dan 6,0 .....	52
Gambar 4.14 Kinetika adsorpsi pseudo orde satu untuk ion logam Fe (II) .....	53

Gambar 4.15. Kinetika adsorpsi pseudo orde dua untuk ion Fe (II) ..... 54

# BAB.I.

## PENDAHULUAN

### **I.1.Latar Belakang**

Limbah cair industri tekstil dapat menjadi masalah lingkungan yang serius jika tidak dikelola dengan benar. Limbah cair dari industri tekstil mengandung zat-zat kimia berbahaya seperti pewarna, bahan penghilang noda, bahan pengembang dan pengencang, dan zat kimia lainnya yang dapat mencemari air dan tanah serta berdampak buruk pada kesehatan manusia dan hewan. Industri tekstil merupakan salah satu industri yang menggunakan air dalam jumlah besar dalam proses pembuatannya untuk menghasilkan limbah cair. Misalnya, produksi batik menghasilkan limbah konsentrat keruh selama atau selama pewarnaan (Baryatik, 2015). Untuk mengelola limbah cair industri tekstil, perusahaan harus memperhatikan beberapa hal, di antaranya: Menerapkan teknologi pengolahan limbah yang ramah lingkungan Perusahaan harus memilih teknologi pengolahan limbah yang ramah lingkungan seperti sistem pengolahan biologis atau membran filtrasi untuk menghilangkan zat-zat berbahaya dari limbah cair. Dari berbagai kandungan cairan limbah tekstil yang dapat mencemari lingkungan, polutan pewarna merupakan salah satu sumber pencemar berbahaya karena bersifat stabil dan lebih sulit terurai ketika sudah masuk ke dalam badan air (Mustikawati et al., 2018).

Limbah tekstil merupakan limbah yang dihasilkan dalam proses pengkanjian, proses penghilangan kanji, penggelantangan, pemasakan, merserisasi, pewarnaan, pencetakan dan proses penyempurnaan. Proses penyempurnaan kapas menghasilkan limbah yang lebih banyak dan lebih kuat dari pada limbah dari proses penyempurnaan bahan sintesis. Adapun bahaya yang ditimbulkan oleh logam Fe, banyak metode yang telah dikembangkan untuk menurunkan kadar logam berat dari perairan. Besi digunakan sebagai zat pengikat pada proses produksi tekstil. Limbah cair tekstil dapat mengandung besi dalam jumlah yang signifikan.

Besi (Fe) adalah logam transisi dan memiliki nomor atom 26. Bilangan oksidasi Fe adalah +3 dan +2. Fe merupakan logam esensial bagi tubuh yang dalam dosis tinggi bersifat toksik. Kadar Fe yang terlalu tinggi bisa mengakibatkan kerusakan selular akibat radikal bebas. Sementara itu, wanita menopause lebih beresiko terserang penyakit jantung koroner karena tidak lagi terjadi proses menstruasi dalam tubuh sehingga pembuangan Fe berlebih dalam tubuh tidak terjadi. Para

pekerja penambang Fe dan industri yang menggunakan bahan Fe bisa terserang kanker paru-paru, tuberkulosis, dan fibrosis bila kadar Fe melebihi 10 mg/m<sup>3</sup>. Orang yang sering mengonsumsi minuman beralkohol bisa menderita kerusakan hati karena terjadi penimbunan Fe. Mengonsumsi Fe dalam dosis tinggi atau berlebih karena obat atau makanan yang difortifikasi zat besi (Fe) bisa menyebabkan toksisitas, dan menyebabkan kematian pada anak-anak berusia kurang dari 6 tahun. Toksisitas ditandai dengan gejala muntah disertai dengan darah. Terjadi ulkerasi alat pencernaan, diikuti gejala shock dan asidosis, kerusakan hati, gagal ginjal, dan serosis hati. (Widowati, 2008). Atas dasar pertimbangan tersebut maka ditetapkanlah standar konsentrasi maksimum besi dalam air minum oleh Depkes RI sebesar 0,1 – 1,0 mg/l. Dengan dipenuhi standar tersebut oleh air minum, maka tidak lagi terjadi toksisitas dan defisiensi Fe dalam tubuh. (Sutrisno, 2004). Pada umumnya zat besi yang ada di dalam air dapat bersifat terlarut. Kandungan ion Fe pada air sumur bor bisa berkisar antara 5 – 7 mg/L. Sedangkan standar kandungan zat besi air bersih berdasarkan Permenkes RI : No. 416/Menkes/Per/IX/1990 maksimal 1,0 mg/L. Tinggi-rendahnya kandungan Fe ini sangat dipengaruhi oleh kondisi struktur tanah. Mengingat bahaya yang dapat ditimbulkan oleh logam Fe, banyak metode yang telah dikembangkan untuk menurunkan kadar logam berat dari perairan. Pencemaran ini dapat diatasi dengan proses adsorpsi dimana para ahli menyatakan bahwa karbon aktif dapat mengadsorpsi ion-ion logam didalam larutannya (Banat dkk, 2015). Untuk itu perlu dicari alternative baru adsorpsi yang mampu dan mudah di dapat, salah satunya dengan menggunakan limbah karbit.

Kondisi tersebut jelas dapat menimbulkan berbagai gangguan kesehatan, penyakit, dan bahkan kematian pada organisme hidup. Ada sejumlah teknologi yang telah diterapkan untuk penetralan air limbah tekstil, diantaranya dengan teknologi adsorpsi, elektrokimia (Luptakova *et al.*, 2012), elektrodialisa (Buzzi *et al.*, 2013), serta teknologi pengolahan lain seperti ultra filtrasi, elektrolisis, reverse osmosis, ekstraksi (Motsi *et al.*, 2011). Diantara teknologi tersebut, yang umum digunakan untuk penetralan air limbah tekstil adalah metoda adsorpsi. Teknik adsorpsi dianggap sebagai teknik yang sangat efektif untuk menghilangkan polutan dari larutan berair. Ini bisa menjadi alternatif metode konvensional seperti pengendapan atau koagulasi. Proses cepat pemisahan zat yang akan diadsorpsi (adsorbat) dari fase air air limbah, menghasilkan kualitas air yang diinginkan (Fu and Wang, 2011; Gupta and Ali, 2013; Yavuz *et al.*, 2003). karena desainnya sederhana, murah, efektif dan efisien serta ramah lingkungan. Ini adalah metode yang layak secara ekonomi.

Adsorpsi adalah salah satu unit operasi utama yang digunakan untuk menghilangkan polutan

dari berbagai air limbah. Sejauh ini metode adsorpsi adalah metode yang paling efektif, ekonomis dan secara luas digunakan untuk mengurangi polutan logam berat. Selain itu, proses adsorpsi juga mudah dioperasikan dan memiliki desain sederhana (Fu and Wang, 2011; Gupta and Ali, 2013; Yavuz *et al.*, 2003). Selama ini penggunaan karbon aktif sebagai adsorben membutuhkan biaya yang besar untuk proses aktivasi, karena harus dipanaskan pada suhu 600 hingga 800°C selama 30 hingga 60 menit (Kalderis *et al.*, 2008).

Oleh karena itu, perlu dicari alternatif bahan adsorben yang murah, mudah didapat, tersedia dalam jumlah yang melimpah dan efektif untuk pengendalian pencemaran air dan air limbah. Salah satu bahan yang dapat dikembangkan sebagai bahan adsorben yang murah, mudah didapat, dan tersedia cukup banyak adalah limbah padat dari industri pengelasan menggunakan kalsium karbida.

Bahan yang potensial untuk dikembangkan sebagai material adsorben adalah limbah padat dari industri pengelasan yang menggunakan kalsium karbida (karbit). Limbah karbit memiliki pH basa yaitu berkisar 12 - 13, dengan kandungan  $\text{Ca(OH)}_2$  sebesar 97 %, luas permukaan yang besar, butirannya halus, tidak mudah larut, mudah didapat, dan harganya relatif murah. Berdasarkan karakteristik tersebut limbah padat karbid ini dapat dipergunakan sebagai adsorben dalam penghilangan ion logam dalam air asam. Penggunaan limbah kalsium karbit sebagai adsorben diharapkan dapat menetralkan pH dan menurunkan kadar logam berat sehingga kualitas air asam dapat ditingkatkan dan aman dialirkan ke badan air.

Oleh karena itu, penggunaan adsorben ini dapat bermanfaat bagi lingkungan dan industri. Residu Kalsium Karbid digunakan sebagai adsorben dalam penelitian ini untuk menghilangkan besi (II) yang ada dalam larutan air. Proses ini melibatkan pemindahan logam berat (besi) dari air tanah ke permukaan bahan padat berpori (residu kalsium karbid).

Proses tekstil menghasilkan air limbah multi komponen yang sulit untuk diolah (O'Neill *et al.*, 2000). Limbah ini dapat menyebabkan serius masalah lingkungan karena warnanya yang tinggi, jumlah padatan tersuspensi yang besar, dan kebutuhan oksigen kimia yang tinggi (Kim *et al.*, 2004). Batas pembuangan standar limbah tekstil menjadi lebih ketat dalam beberapa hari terakhir menciptakan masalah berkelanjutan bagi industri untuk dipatuhi. Pengolahan konvensional air limbah yang mengandung zat warna meliputi oksidasi biologis, oksidasi kimia dan adsorpsi. Metode biologis umumnya murah dan sederhana untuk diterapkan dan saat ini digunakan untuk menghilangkan bahan organik dan warna dari air limbah pencelupan dan tekstil. Namun air limbah

ini tidak dapat dengan mudah terdegradasi oleh proses biologis konvensional, mis. proses lumpur aktif karena struktur sebagian besar senyawa pewarna komersial umumnya kompleks dan banyak pewarna yang tidak dapat terurai secara hayati karena sifat kimiawi dan ukuran molekulnya (Kim et al., 2004).

## **1.2 Tujuan Khusus**

Tujuan dari penelitian ini adalah untuk menguji kemampuan residu kalsium karbida dalam menyisihkan ion logam besi (II) dari air limbah tekstil. Karakteristik residu kalsium karbida dipelajari menggunakan SEM-EDX dan FTIR, sedangkan proses adsorpsi dievaluasi menggunakan dua model kesetimbangan, yaitu model isoterm adsorpsi Langmuir dan model isoterm adsorpsi Freundlich. Untuk kinetika menggunakan model kinetik semu orde satu dan orde dua. Hasil penelitian ini diharapkan diperoleh model kesetimbangan isoterm adsorpsi dan persamaan kinetika adsorpsi serta karakteristik kalsium karbida limbah padat sebagai adsorben yang baik dan murah.

## **1.3 Urgensi Penelitian**

Penelitian ini diharapkan dapat memberikan manfaat terhadap pengembangan material sisa pembakaran karbid sebagai adsorben dalam penetralan limbah asam domestik maupun industri, menambah Ilmu pengetahuan mengenai karakteristik limbah padat karbid sebagai adsorben. Penelitian ini juga diharapkan dapat memberikan solusi terhadap penanganan air limbah kain jumpitan. Model kinetika adsorpsi yang didapat diharapkan dapat digunakan dalam proses adsorpsi secara luas. Selain itu, juga diharapkan limbah padat karbit dapat diaplikasikan sebagai adsorben pengendali limbah cair terutama yang mengandung asam dengan pH rendah dan Logam berat.

## **BAB II**

### **TINJAUAN PUSTAKA**

#### **II.1. Proses Adsorpsi**

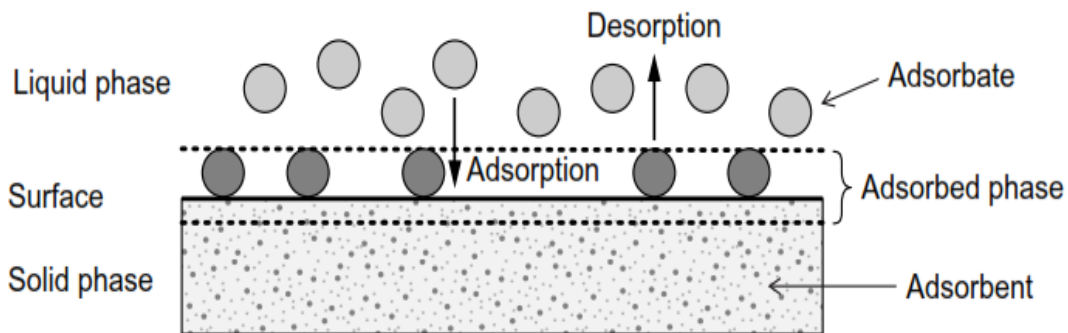
Adsorpsi adalah fenomena permukaan yang terjadi pada antarmuka padat-cairan karena interaksi molekul atau atom. Pada proses adsorpsi terjadi akumulasi partikel pada permukaan substrat atau adsorben. Dengan kata lain adsorpsi merupakan peristiwa pengikatan molekul zat (adsorbat) dari suatu fluida baik dalam bentuk cair maupun gas pada permukaan partikel padat (adsorben) (Dabrowski, 2001; Rashed, 2013). Partikel padat yang mengadsorpsi, disebut adsorben, sedangkan fase cair atau gas terserap disebut adsorbat. Lapisan yang sudah teradsorpsi dapat dihilangkan dengan meningkatkan suhu atau menurunkan tekanan. Dengan mengubah sifat dari fase cair (misalnya konsentrasi, suhu, pH) komponen atau partikel yang teradsorpsi dapat dilepaskan dari permukaan adsorben dan ditransfer kembali ke fase cair. Peristiwa yang merupakan kebalikan dari adsorpsi tersebut, dikenal sebagai proses desorpsi.

Adsorpsi merupakan proses pemisahan secara selektif terhadap suatu komponen atau zat pengotor yang terkandung dalam fluida dengan cara mengontakkan fluida tersebut dengan adsorben padatan (Ruthven, 2001). Pada proses adsorpsi terjadi perpindahan massa dari fluida ke fase padatan (Antczak dan Ehrlich, 2004). Solut yang terserap pada permukaan padatan disebut dengan adsorbat sedangkan padatan penyerap disebut dengan adsorben (Rios et al., 2009). Dalam adsorpsi terjadi proses pengikatan oleh permukaan adsorben padatan terhadap atom, ion, atau molekul adsorbat dengan gaya intermolekuler yang lemah. Pada proses adsorpsi padat cair, awalnya terjadi perpindahan solut secara konveksi dari fase curah cairan menuju ke adsorben, kemudian pada bagian interface (antar muka antara fase cairan dengan fase padatan) terjadi kesetimbangan konsentrasi. Dari interface dilanjutkan dengan proses perpindahan solut secara difusi ke dalam partikel padatan (adsorben) yang berlangsung lambat. Adsorpsi pada dasarnya adalah proses transfer massa dimana zat ditransfer dari fase cair ke permukaan solid, dan menjadi terikat oleh interaksi fisik dan/atau kimia (Babel dan Kurniawan, 2003; Barakat, 2011). Secara umum, pengendali kecepatan dari suatu proses ditentukan oleh tahap yang mempunyai kecepatan paling lambat. Dalam proses adsorpsi, tahap yang paling lambat adalah proses difusi. Oleh karena itu secara keseluruhan laju adsorpsi dikendalikan oleh laju difusi dari molekul solut dalam pori-pori kapiler dari partikel adsorben. Untuk melangsungkan proses adsorpsi, dapat digunakan adsorben, baik yang bersifat polar (silika, alumina, dan tanah diatomae) atau bersifat non polar (karbon aktif).

Proses adsorpsi adalah salah satu metode yang paling populer untuk menghilangkan polutan (misalnya logam, organik) dari air limbah. Proses adsorpsi memiliki kemampuan yang besar untuk penyisihan logam berat dari air limbah industri. Proses adsorpsi dapat dikembangkan dengan berbagai jenis adsorben termasuk dengan menggunakan adsorben yang murah. Studi lebih lanjut harus dilakukan terutama proses adsorpsi dengan adsorben murah untuk mengembangkan penggunaannya dalam skala besar.

Adsorpsi sekarang dipandang sebagai metode yang superior untuk pengolahan air limbah dan reklamasi air (Da'browski,2001). Proses adsorpsi merupakan metode yang banyak dikembangkan dalam proses penyisihan ataupun penyisihan kandungan organik yang terdapat dalam air asam. Hal ini karena teknik operasi adsorpsi merupakan teknik yang mudah, fleksibel dan memiliki desain yang sederhana sehingga paling efektif dan efisien (Yavuz et al., 2003; Mittal et al., 2006; Fu dan Wang, 2011; Gupta dan Ali, 2013). Adsorpsi juga tidak menghasilkan zat berbahaya (Crini, 2006).

Dalam teori adsorpsi, istilah dasar yang digunakan ditunjukkan pada Gambar 2.2. Zat padat yang memiliki permukaan untuk adsorpsi disebut sebagai adsorben, sedangkan spesies yang akan terserap bernama adsorbat. Proses adsorpsi merupakan proses permukaan sehingga luas permukaan adsorben adalah parameter yang harus diutamakan.



Sumber : Worch, 2012.

Gambar 2. 2. Proses dasar adsorpsi

Pada dasarnya proses adsorpsi terjadi interaksi antara adsorben dengan molekul adsorbat yang terdapat dalam cairan. Pola interaksi pada proses adsorpsi tersebut dapat dibedakan menjadi dua yaitu interaksi secara fisik (adsorpsi fisika) dan interaksi secara kimia (adsorpsi kimiawi).



## II.2. Adsorpsi fisika (*Physisorption*)

Adsorpsi fisika merupakan proses adsorpsi yang interaksi antara adsorben dan adsorbat terjadi karena adanya ikatan secara fisika antara lain ikatan Van der Waals dan ikatan elektrostatis kompleks *outer-sphere* (seperti pertukaran ion atau presipitasi/kompleksasi permukaan) tanpa adanya ikatan kimiawi. Ikatan Van der Waals merupakan ikatan yang terbentuk karena adanya gaya tarik menarik yang relatif lemah antara adsorbat dengan permukaan adsorben. Ikatan Van der Waals ini terjadi jika daya tarik menarik antara zat terlarut dengan adsorben lebih besar dari daya tarik menarik antara zat terlarut dengan pelarutnya, sehingga zat yang terlarut akan diadsorpsi pada permukaan adsorben. Pada adsorpsi fisika, adsorbat tidak terikat kuat pada adsorben sehingga adsorbat dapat bergerak dari suatu bagian permukaan adsorben ke bagian permukaan adsorben lainnya dan pada permukaan yang ditinggalkan oleh adsorbat tersebut dapat digantikan oleh adsorbat lainnya. Adsorpsi fisika merupakan peristiwa yang reversibel sehingga jika kondisi operasinya diubah, maka akan membentuk kesetimbangan yang baru. Pada adsorpsi fisika ini, molekul terikat sangat lemah dan energi yang dilepaskan juga relatif rendah sekitar 20 kJ/mol (Castellan, 1982) yang ditandai dengan obligasi interpartikel lemah antara adsorbat dan adsorben (Allen dan Koumanova, 2005). Proses adsorpsi fisika terjadi tanpa memerlukan energi aktivasi. Ikatan yang terbentuk dalam adsorpsi fisika dapat diputuskan dengan mudah yaitu dengan pemanasan pada temperatur 150 hingga 200 °C selama 2 sampai 3 jam.

## II.3. Adsorpsi kimia (*Chemisorption*)

Adsorpsi kimia adalah adsorpsi yang terjadi karena terbentuknya ikatan kimia antara molekul-molekul adsorbat dengan adsorben. Ikatan yang terbentuk merupakan ikatan yang kuat sehingga lapisan yang terbentuk merupakan lapisan monolayer. Pada adsorpsi kimia yang terpenting adalah spesifikasi dan kepastian pembentukan monolayer sehingga pendekatan yang digunakan adalah dengan menentukan kondisi reaksi. Hal tersebut dapat mengatur hanya terjadi adsorpsi kimia saja dan hanya membentuk monolayer. Adsorpsi kimiawi ini sangat kuat sehingga proses regenerasi menjadi masalah. Adsorpsi kimia bersifat tidak reversibel dan umumnya terjadi pada suhu tinggi di atas suhu kritis adsorbat, sehingga terbentuk ikatan kimia yang kuat dan adsorbat tidak mudah terdesorpsi. Oleh karena itu, untuk melakukan proses desorpsi dibutuhkan energi yang lebih tinggi untuk memutuskan ikatan yang terjadi antara adsorben dengan adsorbat. Adsorpsi kimia dapat mencakup kompleksasi *inner-sphere* yang melibatkan mekanisme

pertukaran ligan, ikatan kovalen, jembatan hidrogen, dan efek sterik atau orientasi (Doula dan Ioannou, 2003). Adsorpsi kimia partikel melekat pada permukaan dengan membentuk ikatan kimia (biasanya ikatan kovalen), dan cenderung mencari tempat yang memaksimalkan bilangan koordinasi dengan substrat, yang umumnya karena pertukaran elektron (Allen dan Koumanova, 2005). Adsorpsi kimia diawali dengan adsorpsi fisik antara adsorbat dengan permukaan adsorben melalui gaya Van der Waals atau ikatan hidrogen kemudian adsorbat melekat pada permukaan adsorben dengan ikatan kimia, ikatan kovalen dan ikatan koordinasi (Atkins dan Paula, 2010). Perbedaan antara adsorpsi fisika dengan adsorpsi kimia ditunjukkan pada Tabel 2.1.

Tabel 2.4. Perbedaan adsorpsi fisika dan adsorpsi kimia

Karakteristik	Adsorpsi Fisika	Adsorpsi Kimia
Gaya yang bekerja	Gaya tarik secara fisika sehingga adsorpsi fisika disebut adsorpsi Van der Waals	Gaya tarik atau ikatan kimia sehingga adsorpsi kimia disebut adsorpsi teraktifasi
Tebal lapisan	Banyak lapisan (multilayer)	Satu lapis (single layer)
Energi aktivasi	< 1 kkal/gram-mol	10-60 kkal/gram-mol
Temperatur	Terjadi pada temperatur di bawah titik didih adsorbat	Dapat terjadi pada temperatur tinggi
Kemampuan adsorpsi	Lebih bergantung pada adsorbat daripada adsorben	Bergantung pada adsorben dan adsorbat
Jumlah zat teradsorpsi	Sebanding dengan kenaikan tekanan	Sebanding dengan jumlah inti aktif adsorben yang bereaksi dng. adsorbat
Driving force	Tidak ada transfer elektron, meskipun mungkin terjadi polarisasi pada adsorbat	Ada transfer elektron, terbentuk pada ikatan antara sorbat dan permukaan padatan
Kalor adsorpsi	5 – 10 kkal/gram-mol gas	10-100 kkal/gram-mol gas

Sumber : Motsi, 2010

#### II.4. Karakteristik Adsorben

Adsorpsi merupakan metode yang efektif dan ekonomis yang berpotensi besar untuk pengurangan, penyisihan, dan daur ulang kandungan logam dalam air limbah. Hal yang penting dalam aplikasi proses adsorpsi ini adalah pemilihan bahan yang digunakan sebagai adsorben. Saat

ini adsorben yang banyak dikembangkan adalah adsorben dari bahan-bahan alami yang banyak terdapat di lingkungan sekitar. Bahan sisa produksi dari suatu operasi industri atau pertanian berpotensi untuk dikembangkan menjadi adsorben yang murah (Motsi, 2010).

Menurut Motsi (2010), persyaratan utama suatu adsorben dapat dikatakan bernilai ekonomis dan komersial tinggi antara lain adsorben harus memiliki luas permukaan internal yang besar, dan mempunyai porositas yang tinggi. Luas permukaan internal tersebut dapat diperoleh dari pori-pori dengan ukuran cukup besar pada adsorben sehingga memungkinkan molekul dengan ukuran tertentu menempel saat proses adsorpsi. Adsorben harus mempunyai sifat kuat sehingga mampu menahan terhadap kerusakan mekanis yang ditimbulkan oleh getaran saat penanganan. Adsorben sebaiknya tidak cepat mengalami kejenuhan yang menyebabkan kehilangan kemampuan adsorpsi. Selain itu, harus mudah dilakukan regenerasi sehingga dapat digunakan kembali.

Daya adsorpsi sangat dipengaruhi porositas adsorben. Adsorben dengan porositas yang besar mempunyai kemampuan menyerap yang lebih tinggi dibandingkan dengan adsorben yang memiliki porositas kecil. Peningkatan porositas dapat dilakukan dengan cara aktivasi secara fisika seperti mengalirkan uap air panas ke dalam pori-pori adsorben, atau aktivasi secara kimia. Adsorben yang biasa digunakan adalah bahan yang sangat berpori dengan daerah permukaan internal berkisar 102 hingga 103 m<sup>2</sup>/g. Porositas adsorben memungkinkan penyediaan daerah permukaan dalam yang besar yaitu permukaan internal yang dibentuk oleh dinding pori, sebaliknya, permukaan eksternal biasanya di bawah 1 m<sup>2</sup>/g. Sebagai contoh, bubuk karbon aktif dengan densitas partikel 0,6 g/cm<sup>3</sup> dan jari-jari partikel 0,02 mm hanya mempunyai luas permukaan eksternal sebesar 0,25 m<sup>2</sup>/g (Worch, 2012). Jenis adsorben dan kegunaannya dapat dilihat pada Tabel 2.2.

Tabel 2.5. Jenis dan kegunaan adsorben

Tipe	Karakteristik	Kegunaan	Kerugian
Karbon aktif	Hidrofobik	Menghilangkan polutan organik	Relatif sulit untuk diregenerasi
Zeolit	Hidrofilik, polar	Proses pemisahan udara, dehidrasi	Kapasitas total rendah
Silika gel	Kapasitas tinggi, hidrofilik	Pengeringan gas	Kurang efektif menghilangkan senyawa tertentu
Alumina aktif	Kapasitas tinggi, hidrofilik	Pengeringan gas	Kurang efektif menghilangkan senyawa tertentu

Sumber : Kumar et al., 2004.

#### II.4.1. Jenis Adsorben

Berbagai jenis bahan sudah diteliti untuk dijadikan adsorben. Jenis adsorben yang bersifat porus yang telah banyak digunakan untuk tujuan proses adsorpsi di berbagai industri antara lain, karbon aktif, zeolit, silika gel, dan alumina aktif (Ruthven, 2001; Richardson et al., 2002). Bahan lain yang potensial untuk bahan adsorben adalah residu karbit (residu kalsium karbida).

##### II.4.1.1. Karbon Aktif

Karbon aktif adalah nama umum untuk adsorben karbon, yang umumnya merupakan bahan yang tidak berbahaya. Awalnya karbon aktif di preparasi dari batubara. Namun, saat ini karbon aktif dibuat dari berbagai bahan baku alternatif yang melimpah dan murah seperti material lignoselulotik yang merupakan prekursor karbon aktif. Bahan tersebut antara lain kayu, arang kayu, tempurung kelapa, serbuk gergaji dan berbagai limbah industri pertanian. Bahan baku yang berupa bahan organik harus dilakukan proses karbonisasi terlebih dahulu untuk mengubah struktur lignin dan selulosa menjadi material karbon (Runtti, 2016).

Umumnya, penggunaan material karbon ini perlu dilakukan aktivasi terutama untuk menghilangkan deposit hidrokarbon yang menutupi permukaan dan pori-pori yang menghalangi keaktifannya. Pada dasarnya proses aktivasi material karbon ini ada dua cara yaitu aktivasi fisik dan aktivasi kimiawi. Aktivasi secara fisik dilakukan dengan cara memanaskan bahan pada suhu 600 hingga 1200°C (pirolisis) pada kondisi tanpa oksigen dengan menggunakan alat Thermo Gravimetry Analyzer (Runtti, 2016; Henning dan Kniele, 2012; Iakovleva dan Sillanpää, 2013). Aktivasi secara kimiawi dilakukan dengan cara merendam material karbon dalam larutan asam kuat, basa kuat atau garam (asam sulfat, asam nitrat, potasium hidroksida, natrium hidroksida, kalsium klorida, seng klorida), kemudian dipanaskan pada suhu 400 hingga 1000°C (Runtti, 2016; Gupta dan Ali, 2013; Iakovleva dan Sillanpää, 2013).

Karbon aktif merupakan material berpori dengan kandungan karbon 87 hingga 97% dan sisanya berupa hidrogen, oksigen, sulfur, dan mineral lain. Karbon aktif merupakan bahan yang mempunyai porositas tinggi dengan luas permukaan internal berkisar 600 hingga 2000 m<sup>2</sup>/g, tergantung proses aktivasinya (Runtti, 2016; Dias et al., 2007; Iakovleva dan Sillanpää, 2013). Karbon aktif tersedia dalam 2 (dua) bentuk yaitu bentuk granular (GAC) dengan ukuran partikel berkisar 0,5 hingga 4,0 mm dan bentuk tepung (powder/PAC) dengan ukuran partikel < 40 µm (Worch, 2012). Lebih lanjut dijelaskan bahwa perbedaan bentuk dan ukuran partikel, berhubungan dengan proses aplikasinya. Karbon aktif bentuk powder lebih cocok diaplikasikan untuk slurry

reactor, sedang bentuk granular cocok diaplikasikan sebagai fixed-bed adsorbent. Dalam bidang Kesehatan karbon aktif juga dapat digunakan untuk mengatasi diare.

#### II.4.1.2. Zeolit

Zeolit merupakan mineral alumina silikat hidrat yang tersusun atas tetrahedral alumina ( $[AlO_4]^-$ ) atau silika ( $[SiO_4]^-$ ) yang membentuk struktur bermuatan negatif dan berongga terbuka/berpori. Muatan negatif pada kerangka zeolit dinetralkan oleh kation yang terikat lemah. Selain kation, rongga zeolit juga terisi oleh molekul air yang berkoordinasi dengan kation (Mortier, 1982).

Zeolit pada umumnya dapat dibedakan menjadi dua, yaitu zeolit alam dan zeolit sintetis. Zeolit alam biasanya mengandung kation  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ , dan  $Mg^{2+}$  sedangkan zeolit sintetis hanya mengandung kation  $K^+$  atau  $Na^+$ . Pada zeolit alam, adanya molekul air dalam pori dan oksida bebas di permukaan seperti  $Al_2O_3$ ,  $SiO_2$ ,  $CaO$ ,  $MgO$ ,  $Na_2O$ ,  $K_2O$  dapat menutupi pori-pori atau sisi aktif dari zeolit sehingga dapat menurunkan kapasitas adsorpsi dan sifat katalisis dari zeolit. Zeolit digunakan untuk mengurangi tingkat pencemaran logam berat seperti  $Pb$ ,  $Cd$ ,  $Zn$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ , dan  $Ni^{2+}$  pada lingkungan. Dalam keadaan normal, ruang hampa dalam kristal zeolit terisi oleh molekul air yang ada di sekitarnya, dan akan hilang jika dipanaskan (Motsi, 2009).

Zeolit adalah adsorben yang unik, karena zeolit memiliki ukuran pori yang sangat kecil dan seragam jika dibandingkan dengan adsorben yang lain seperti karbon aktif dan silika gel. Oleh karena itu, zeolit hanya mampu menyerap molekul yang berdiameter sama atau lebih kecil dari diameter pori, sedangkan molekul yang diameternya lebih besar dari pori zeolit akan tertahan dan hanya melintasi ruang antar partikel.

#### II.4.3. Karbit (kalsium karbida)

Kalsium karbida ( $CaC_2$ ) adalah bubuk dengan warna keabu-abuan yang digunakan oleh industri las untuk menghasilkan gas asetilen yang jika dibakar akan menghasilkan cahaya yang berenergi tinggi (Lavoie, 1980). Kalsium karbida diperoleh dari reaksi kimia antara kapur dari proses pembakaran batu kapur dan arang batu. Limbah karbit adalah produk sampingan dari proses produksi gas asetilena (Makarata et al., 2010). Limbah karbit (calcium carbida residu/CCR) yang mempunyai rumus kimia ( $Ca(OH)_2$ ) diperoleh dari reaksi  $CaC_2$  dan air ( $H_2O$ ) untuk membentuk gas asetilena ( $C_2H_2$ ) dengan reaksi pembentukan CCR sebagai berikut:



Pada reaksi 2.15 menunjukkan reaksi pembentukan kalsium karbida dari proses pembakaran batu kapur, sedangkan reaksi 2.16 menunjukkan pembentukan gas asetilen dan limbah karbit dalam bentuk kalsium hidroksida. Pada reaksi tersebut  $C_2H_2$  yang berupa gas akan terpisah dari  $Ca(OH)_2$  yang berupa padatan. Limbah karbit yang berupa padatan  $Ca(OH)_2$  umumnya dalam kondisi basah dengan kandungan air yang cukup tinggi, karena proses pembebasan gas asetilen dapat terjadi dengan perantara air (Shreve dan Austin, 1984).

Limbah karbit adalah sisa dari reaksi kalsium karbida dengan air yang menghasilkan gas asetilen. Pada bengkel las asetilen, limbah karbit yang dihasilkan pada umumnya tidak dilakukan pengolahan karena dianggap tidak bernilai ekonomis. Limbah karbit dibiarkan menumpuk di sekitar lokasi bengkel atau langsung dibuang menuju tempat pembuangan sampah. Gambar 2.3. menunjukkan limbah padat karbit dalam keadaan basah. Menurut Peraturan Pemerintah RI No. 101 tahun 2014 tentang pengelolaan limbah B3, menjelaskan bahwa limbah karbit termasuk dalam golongan limbah B3 dari sumber yang spesifik yakni kode D243. Oleh karena itu, limbah karbit harus dilakukan pengolahan terlebih dahulu sebelum dibuang ke lingkungan.



Gambar 2. 3. Limbah padat karbit dalam kondisi basah

Ihejirika et al. (2014) menjelaskan bahwa pembuangan limbah kalsium karbida langsung ke lingkungan akan merusak kondisi tanah serta menurunkan populasi dan keberagaman mikroflora alami dalam tanah. Lebih lanjut dijelaskan bahwa di tempat pembuangan limbah karbit pada kedalaman 0 hingga 15 cm mempunyai pH tanah 10,4. Pada kedalaman 15 hingga 30 cm pH tanah berkisar 9,4 sedang kedalaman 30 hingga 45 cm pH tanah masih berada pada kisaran 8,3. Sebaliknya pada kontrol, pH sampai kedalaman 45 cm berkisar antara 5,4 hingga 5,7. Selain itu Ihejirika et al. (2014) juga menjelaskan bahwa berdasar observasi visual, pada lingkungan yang menjadi tempat pembuangan limbah karbit terlihat tidak adanya pertumbuhan tanaman baik rumput, semak ataupun tanaman yang lebih tinggi. Pengaruhnya terhadap mikroflora alami tanah menunjukkan bahwa populasi bakteri di area pembuangan limbah karbit pada kedalaman 0-15 cm,

15-30 cm, dan 30-45 cm berturut-turut  $< 1,0 \times 10^4$  CFU/g,  $1,8 \times 10^5$  CFU/g, dan  $2,5 \times 10^5$  CFU/g, sedangkan populasi bakteri pada tanah kontrol berkisar  $3,13 \times 10^6$  CFU/g hingga  $3,88 \times 10^6$  CFU/g. Populasi fungi di area pembuangan limbah karbit pada kedalaman 0-15 cm, 15-30 cm, dan 30-45 cm berturut-turut menunjukkan  $< 1,0 \times 10^2$  CFU/g,  $8,0 \times 10^2$  CFU/g, dan  $1,4 \times 10^3$  CFU/g, sedangkan populasi fungi pada tanah kontrol berkisar  $2,21 \times 10^4$  CFU/g hingga  $3,14 \times 10^4$  CFU/g. Pada kedalaman tanah 0 hingga 15 cm tidak diketemukan isolat mikroba yang diuji (*Pseudomonas* spp, *Flavobacterium* spp, *Achromobacter* spp, serta *Penicillium notatum*, *Aspergillus niger*, *Rhizopus stolonifer*). Meskipun demikian, observasi pada kedalaman 15 hingga 30 cm dan 30 hingga 45 cm dapat diketemukan isolat *Pseudomonas* spp, *Flavobacterium* spp, *Penicillium notatum*, dan *Aspergillus niger*, sedangkan pada tanah kontrol dapat diisolasi semua mikroba yang diuji (Ihejirika et al., 2014).

Semikolennykh et al. (2012) menyatakan bahwa limbah karbit sangat basa dengan  $\text{pH} > 12$ , sehingga sangat bahaya terhadap lingkungan. Salah satu cara mengurangi bahaya limbah karbit adalah dengan pengenceran. Pengenceran 1 bagian limbah karbit dengan 1000 bagian air cukup dapat menurunkan pH sehingga tidak lagi bersifat berbahaya. Namun, rasio pengenceran tersebut masih menyebabkan mortalitas 40% pada biotesting terhadap *Daphnia magna* dan *Paramecium caudatum*. Pada pengenceran 1 bagian limbah karbit dibanding 10000 bagian air baru dapat menghasilkan 0 % mortalitas pada analisa biotesting (Semikolennykh et al., 2012).

Limbah karbit secara umum mempunyai kandungan utama kalsium hidroksida ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) sebanyak 85 hingga 95%, kalsium karbonat ( $\text{CaCO}_3$ ) sebesar 1 hingga 10% serta karbon dan silika yang tidak bereaksi 1 hingga 3% (Ramasamy et al., 2002; Ayeche dan Hamdaoui, 2012). Lebih lanjut dijelaskan bahwa aplikasi limbah karbit sejauh ini masih terbatas sebagai pengganti kapur untuk keperluan pertanian, konstruksi bangunan, dan beberapa proses industri lainnya. Oleh karena itu aplikasi yang lebih luas terhadap limbah padat karbit sangat perlu dikembangkan.

Penelitian yang telah dilakukan menunjukkan bahwa masalah utama pada limbah padat karbit adalah nilai pH yang sangat tinggi. Hal ini merupakan kondisi yang kebalikan dengan air asam tambang yang mempunyai pH sangat rendah. Hal ini memberi peluang penggunaan limbah padat karbit untuk menetralkan air asam tambang, sehingga terjadi kombinasi yang saling menguntungkan. Pada limbah padat karbit akan terjadi penyisihan nilai pH, dilain pihak pada air asam tambang terjadi peningkatan pH. Oleh karena itu, limbah padat karbit berpotensi untuk diaplikasikan pada pengolahan limbah air asam. Salah satu alternatif pengolahan limbah air asam

adalah dengan metode adsorpsi dengan memanfaatkan limbah padat karbit sebagai bahan adsorben.

Ayeche dan Hamdaoui (2012), menyatakan bahwa limbah kalsium karbid cocok digunakan untuk pengolahan limbah cair dari sungai Bouhamra di kota Annaba, Algeria. Lebih lanjut dijelaskan bahwa dosis limbah karbit yang optimal untuk pengolahan limbah cair tersebut adalah 850 mg/L, dengan persentase penyisihan turbiditas sebesar 96%, total padatan tersuspensi (TSS) sebesar 98,2%, COD sebesar 90% dan BOD5 sebesar 84,5%. Pengolahan limbah cair menggunakan limbah kalsium karbida tersebut ternyata juga mampu menurunkan kadar logam berat terlarut. Mekanisme penyisihan komponen logam terlarut dalam air limbah terjadi karena proses presipitasi membentuk logam hidroksida yang tidak larut. Proses pengendapan komponen logam terlarut sangat tergantung pada pH (Ayeche and Hamdaoui, 2012). Lebih lanjut dijelaskan bahwa pada pH 3 logam Fe hanya mengalami presipitasi sebesar 42,2%, dan proses presipitasi meningkat menjadi 100% pada kondisi pH 9 hingga 11. Namun pada pH 11,8 terjadi penyisihan presipitasi menjadi 99,4%. Proses presipitasi terhadap logam Cu (copper) mengalami peningkatan yang drastis dengan meningkatnya pH. Pada pH 6 hingga 7 terjadi penyisihan kelarutan logam Cu sampai 92,7% dan peningkatan pH sampai dengan 11,8 hanya sedikit terjadi peningkatan presipitasi logam Cu menjadi 98,7%. Proses presipitasi terhadap Pb terjadi pada range pH 5 hingga 11, dan penyisihan Pb dengan menggunakan limbah kalsium karbida ini secara optimum terjadi pada pH 11 dengan persentase penyisihan sebesar 90,5%. Namun, pada pH 11,6 justru terjadi penyisihan persentase penyisihan Pb menjadi 81,4%. Proses presipitasi pada logam Zn menunjukkan bahwa persentase penyisihan Zn meningkat dengan meningkatnya pH. Pada pH 6 hanya terjadi presipitasi logam Zn sebesar 3,9%, dan meningkat menjadi 59,2% pada pH 10,4. Namun, pada pH 11,8 justru terjadi penyisihan persentase penyisihan Zn menjadi 35,8% (Ayeche dan Hamdaoui, 2012).

Di Indonesia, PT Emdeki Utama adalah satu-satunya produsen kalsium karbida ( $\text{CaC}_2$ ) dengan total produksi 48.000 ton  $\text{CaC}_2$  per tahun (Situs resmi: [emdeki.co.id](http://emdeki.co.id) diakses tanggal 10/11/2016). Di Cina, sebanyak 2.500 ton residu kalsium karbid (CCR) dihasilkan setiap tahunnya (Liu et al., 2011). Komponen utama CCR adalah kalsium hidroksida dengan fraksi massa diatas 92% dan nilai  $\text{pH} > 12$ . (Sun et al., 2015). Adapun sifat fisika dan kimia dari limbah padat karbid kering ditunjukkan pada Tabel 2.3.



Tabel 2.6. Karakteristik Fisika dan kimia limbah padat karbid kering

Karakteristik Fisika		Karakteristik Kimia	
Specific Gravity	2,92	Ca(OH) <sub>2</sub>	92 %
Retained on Seive no. 325	3,50 %	CaCO <sub>3</sub>	2,9 %
BET* Surface Area	7,05 m <sup>2</sup> /g	SiO <sub>2</sub>	1,32 %
Median Particle Size, d <sub>50</sub>	9,05 μm	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,94 %
		Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,06 %
		LOI (loss on ignition)	1,02 %

Sumber : Sun et al. (2015)

Di kawasan Palembang, industri bengkel las karbit untuk penyambungan logam yang dikelola secara individu cukup berkembang. Survei yang dilakukan di salah satu kawasan industri pengelasan di Jl. Candi Welan Palembang, terdapat sekitar 30 bengkel las karbit. Diperkirakan dalam sehari setiap bengkel dapat menghasilkan 1,5 kg limbah karbit, maka hanya dari satu kawasan industri pengelasan karbit saja, mampu menghasilkan limbah karbit sebesar 15 ton/tahun.

#### II.5. Faktor yang mempengaruhi proses adsorpsi

Penyisihan komponen logam berat dengan adsorpsi sangat tergantung pada berbagai faktor antara lain pH, waktu kontak, suhu, interaksi antara adsorben dan adsorbat, luas permukaan adsorben, ukuran partikel adsorben, rasio antara adsorben dan adsorbat (Treybal, 1980; Allen and Koumanova, 2005; Crini, 2006).

##### II.5.1. Nilai pH

Nilai pH larutan mempunyai peran penting dalam menentukan jumlah ion logam berat diserap oleh adsorben. Nilai pH tidak hanya mempengaruhi kuantitas ion logam berat yang teradsorpsi, tetapi juga mempengaruhi karakteristik dan struktur dari logam (adsorbat) yang teradsorpsi. Secara umum, jumlah ion logam berat dalam larutan yang teradsorpsi meningkat dengan peningkatan nilai pH larutan (Ali dan El-Bishtawi, 1997; Kaya dan Oren, 2005; Motsi et al., 2009; Alvarez-Ayuso, 2003; Argun dan Dursun, 2008). Pada pH rendah (pH < 4), jumlah ion logam berat yang teradsorpsi sangat rendah. Motsi et al. (2009) menyatakan bahwa pada pH 2,5 hingga 3,5 jumlah komponen ion logam Mn<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup> dan Cu<sup>2+</sup> dalam sampel air asam tambang yang diserap oleh zeolit kurang dari 40%. Kaya dan Oren (2005) mengemukakan bahwa adsorpsi Zn<sup>2+</sup> oleh bentonit terendah terjadi pada pH 3. Rendahnya adsorpsi ion logam dikaitkan pada fakta bahwa pada kondisi pH rendah, adsorben (zeolit atau bentonit) lebih mudah menyerap ion H<sup>+</sup> bila dibanding dengan ion

logam berat (Ali and El-Bishtawi, 1997; Kaya dan Oren, 2005). Pada pH yang lebih tinggi, jumlah ion  $H^+$  dalam larutan lebih sedikit, sehingga mengurangi persaingan pengikatan ion logam berat pada sisi aktif adsorben akibatnya jumlah ion logam yang teradsorpsi menjadi lebih tinggi (Ali dan El-Bishtawi, 1997; Kaya dan Oren, 2005).

Kombinasi proses adsorpsi dan mekanisme pertukaran ion merupakan mekanisme yang utama dalam penyisihan ion logam berat dalam sistem cair pada kisaran pH 4-6 (Alvarez-Ayuso et al, 2003; Kaya dan Oren, 2005). Pada kondisi pH tersebut terjadi pertukaran ion (kation) yaitu  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  dengan kation logam berat dalam larutan. Pada  $pH > 6$ , proses presipitasi ion logam berat dilaporkan menjadi mekanisme yang dominan proses penyisihan logam berat. Namun, timbulnya endapan dalam larutan dapat menyebabkan penyumbatan pada adsorben sehingga menghambat pengikatan ion logam pada sisi aktif adsorben (Alvarez-Ayuso et al., 2003).

#### II.5.2. Waktu kontak

Waktu kontak yang cukup untuk proses interaksi antara ion logam berat dengan sisi aktif pada adsorben menentukan efektivitas penyisihan ion logam berat dalam larutan. Umumnya, jumlah logam berat (adsorbat) yang terserap meningkat dengan peningkatan waktu kontak, kemudian mengalami konstan setelah mencapai kesetimbangan (Ghomri et al., 2013). Hal ini karena sisi aktif dari adsorben yang awalnya kosong, akan terisi oleh adsorbat (ion logam berat) selama proses adsorpsi. Jika semua sisi aktif yang tersedia sudah berisi atau berikatan dengan adsorbat, disebut mencapai tahap jenuh, akibatnya tidak dapat lagi terjadi proses adsorpsi. Proses adsorpsi dapat berlangsung kembali jika tersedia sisi aktif baru (Erdem et al., 2004). Ghomri et al. (2013) menjelaskan bahwa waktu kesetimbangan antara adsorben zeolit dengan beberapa ion logam tercapai sekitar 60 menit untuk ion  $Cu^{2+}$  dan 150 menit untuk ion  $Zn^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$  dan  $Co^{2+}$ . Perbedaan waktu pencapaian kesetimbangan disebabkan perbedaan afinitas kimia dan kapasitas pertukaran ion logam berat dengan sisi aktif pada adsorben.

#### II.5.3. Suhu

Umumnya, proses adsorpsi ion logam meningkat dengan peningkatan suhu (Meena et al., 2005a). Hal ini menunjukkan bahwa proses adsorpsi logam berat adalah proses endotermis, sehingga tingkat perpindahan massa eksternal ion logam pada permukaan adsorben diharapkan meningkat pada suhu yang lebih tinggi. Peningkatan adsorpsi logam karena peningkatan suhu dapat dikaitkan

antara lain dengan peningkatan ketersediaan sisi aktif untuk proses adsorpsi, pengurangan ketebalan batas lapisan, juga mengurangi resistensi perpindahan massa (Meena et al., 2005b).

#### II.5.4. Persaingan antara ion logam

Dalam praktiknya, dalam larutan limbah mengandung campuran berbagai ion logam berat yang dapat mempengaruhi jumlah ion logam berat tertentu yang terserap seperti halnya sifat permukaan adsorben. Beberapa penelitian telah dilakukan untuk mempelajari pengaruh persaingan ion pada proses adsorpsi (Erdem et al., 2004; Motsi et al., 2009; Ghomri et al., 2013). Motsi et al. (2009) membandingkan target adsorpsi ion logam berat dari larutan cair air asam yang mengandung campuran ion  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ , dan  $\text{Mn}^{2+}$  dibandingkan dengan sistem larutan yang mengandung komponen tunggal. Lebih lanjut dilaporkan bahwa adsorpsi terhadap ion  $\text{Fe}^{3+}$  tidak terpengaruh oleh kehadiran ion lain. Hal ini karena mekanisme utama untuk adsorpsi ion  $\text{Fe}^{3+}$  adalah presipitasi. Adsorpsi terhadap kation lainnya secara signifikan dipengaruhi oleh kehadiran ion lain. Jumlah ion logam berat yang teradsorpsi dari larutan yang mengandung ion campuran mengalami penyisihan sebesar 33% untuk  $\text{Cu}^{2+}$ , 41% untuk  $\text{Zn}^{2+}$  dan sebesar 39% untuk  $\text{Mn}^{2+}$  bila dibandingkan dengan adsorpsi pada larutan yang mengandung hanya komponen tunggal (Motsi et al., 2009). Hasil penelitian tersebut menunjukkan bahwa proses adsorpsi dalam sistem larutan, setiap ion logam berat (adsorbat) mempunyai mekanisme adsorpsi spesifik yang terlibat. Ukuran molekul adsorbat (ion logam) juga merupakan hal yang penting dalam proses adsorpsi karena berhubungan dengan ukuran pori dari adsorben yang digunakan. Molekul adsorbat yang dapat diadsorpsi adalah molekul-molekul yang diameternya lebih kecil dari diameter pori adsorben. Erdem et al. (2004) menambahkan bahwa ion logam berat dengan diameter yang lebih kecil memiliki akses yang lebih mudah untuk masuk ke dalam sisi aktif adsorben dibandingkan dengan ion lain yang berdiameter lebih besar, sehingga ion logam dengan diameter kecil akan teradsorpsi lebih tinggi dari ion logam lainnya.

Kriteria lain yang umum dipakai untuk menentukan komponen yang lebih kuat diadsorpsi adalah sifat kepolaran adsorben dengan adsorbatnya. Apabila adsorben bersifat polar, maka komponen yang bersifat polar akan terikat lebih kuat dibandingkan dengan komponen yang kurang polar. Kekuatan interaksi juga dipengaruhi oleh sifat keras-lemahnya dari adsorbat maupun adsorben. Sifat keras untuk kation dihubungkan dengan kekuatan polarisasi kation, yaitu kemampuan suatu kation untuk memolarisasi anion dalam suatu ikatan. Kation yang mempunyai kekuatan polarisasi

kation besar cenderung bersifat ion keras yaitu ion-ion logam dengan ukuran (jari-jari) kecil dan muatan yang besar. Sebaliknya sifat polarizing powercation yang rendah dimiliki oleh ion-ion logam dengan ukuran besar namun muatannya kecil, sehingga diklasifikasikan ion lemah. Sedangkan pengertian ion keras untuk anion dihubungkan dengan istilah polarisabilitas anion yaitu, kemampuan suatu anion untuk mengalami polarisasi akibat medan listrik dari kation. Anion bersifat keras adalah anion berukuran kecil, muatan besar dan elektronegatifitas tinggi, sebaliknya anion lemah dimiliki oleh anion dengan ukuran besar, muatan kecil dan elektronegatifitas yang rendah. Ion logam keras berikatan kuat dengan anion keras dan ion logam lemah berikatan kuat dengan anion lemah (Atkins dan Paula, 2010). Sebagai contoh adsorben karbon aktif, untuk molekul yang berdiameter sama, molekul-molekul nonpolar lebih kuat diadsorpsi oleh karbon aktif daripada molekul-molekul yang polar.

Adsorpsi adsorbat pada permukaan adsorben diatur oleh kekuatan ikatan yang dihasilkan dari interaksi fisik dan kimia antara adsorbat dan permukaan adsorben. (Weber, 1972; Weber dan Vliet, 1980). Interaksi yang ditimbulkan tergantung pada karakteristik adsorben (meliputi luas permukaan, distribusi ukuran pori, permukaan kimia) dan karakteristik adsorbat (meliputi berat dan ukuran molekul, kelompok fungsional, polaritas, kelarutan) serta karakteristik fisik dan kimia larutan (pH, suhu, kehadiran zat terlarut kompetitif, ion kekuatan) (Kose, 2010; Menendez-Diaz dan Martin-Gullon, 2006). Pada adsorpsi fisika, jumlah zat yang diadsorpsi akan bertambah seiring dengan naiknya tekanan adsorbat, sedangkan pada adsorpsi kimia, jumlah zat yang diadsorpsi akan berkurang dengan menaikkan tekanan adsorbat. Proses adsorpsi merupakan fenomena permukaan, berbeda dengan proses absorpsi yang lebih mengarah ke proses penyerapan. Absorpsi adalah proses di mana fluida dilarutkan oleh cairan atau padatan yang berfungsi sebagai penyerap, sedang adsorpsi adalah proses di mana atom, ion atau molekul dari suatu zat (gas, cair atau padat terlarut) berinteraksi pada permukaan adsorben. Adsorpsi efektif untuk menghilangkan bahan dalam fase larutan yang tidak mudah menguap.

Jumlah molekul adsorbat yang teradsorpsi meningkat dengan bertambahnya luas permukaan dan volume pori adsorben. Pada proses adsorpsi, luas permukaan adsorben merupakan salah satu faktor utama yang mempengaruhi proses adsorpsi. Kemurnian adsorben juga menentukan keberhasilan proses adsorpsi. Adsorben dengan kemurnian lebih tinggi mempunyai kemampuan adsorpsi yang lebih baik.

#### II.5.5. Dosis adsorben dan kecepatan agitasi

Pada umumnya, tingkat adsorpsi logam meningkat dengan peningkatan dosis adsorben (Erdem et al., 2004; Motsi et al., 2009.) Peningkatan adsorpsi ini dikaitkan dengan jumlah sisi aktif pada adsorben yang lebih banyak, sehingga dapat lebih banyak menyerap kation dari dalam larutan. Proses adsorpsi juga dipengaruhi oleh kecepatan pengadukan. Secara umum, peningkatan kecepatan agitasi mengurangi ketebalan lapisan batas eksternal dan meningkatkan kecepatan transfer massa ion logam ke permukaan adsorben (Richardson et al., 2002).

#### II.6. Aplikasi proses adsorpsi untuk penyisihan ion logam

Karakteristik utama dari air limbah dan jenis logam di dalam air limbah buangan industri baik industri tekstil maupun sedimen atau danau bekas tambang yang terdeteksi dalam konsentrasi tinggi antara lain Fe, Al, Pb, Zn, Cd, dan Cu (Shevenell et al., 1999; Eary, 1998). Logam berat tersebut dapat membahayakan kehidupan manusia jika konsentrasinya lebih besar dari 5 mg/cm<sup>3</sup> (Motsi et al., 2009). Beberapa metode untuk pengolahan air asam tambang dan penyisihan logam berat telah diaplikasikan, seperti presipitasi kimia, oksidasi dan hidrolisis, reverse osmosis, ekstraksi pelarut, pertukaran ion, netralisasi, elektrokimia remediasi, adsorpsi dan biosorpsi (Feng et al., 2004; Mohan dan Chander, 2006; Motsi et al., 2011; Luptakova et al., 2012; Buzzi et al., 2013; Tolonen et al., 2014). Diantara metode tersebut, proses adsorpsi adalah metode yang efektif, ekonomis dan secara luas digunakan untuk mengurangi kontaminan logam berat dalam air asam. Selain itu, proses adsorpsi juga mudah dioperasikan dan memiliki desain yang sederhana untuk menetralkan air asam tambang (AAT) (Motsi et al., 2009; Zhang, 2011; Fu et al., 2014).

Isa et al. (2004) mempelajari tentang penyisihan ion besi dengan proses adsorpsi menggunakan limbah pabrik kelapa sawit (serat, cangkang, abu) sebagai adsorben tanpa pengolahan awal dan aktivasi. Pada proses tersebut, adsorben dari limbah industri kelapa sawit efektif menghilangkan ion logam Fe dalam larutan lebih dari 99%. Kondisi optimum penyerapan terjadi pada pH 5 dan waktu pengadukan 90 menit. Keseimbangan adsorpsi isotermik ion logam Fe dapat digambarkan dengan baik menggunakan model Freundlich dengan nilai R<sup>2</sup> sebesar 0,9479.

Karthikeyan et al (2005) mempelajari penggunaan adsorben khitin untuk adsorpsi ion logam Fe(III) dengan metode keseimbangan batch. Faktor yang diamati dalam penelitian ini adalah ukuran partikel, dosis adsorben, waktu kontak, konsentrasi awal adsorbat, suhu, dan pengaruh co-ion. Hasil penelitian menunjukkan bahwa proses adsorpsi ion logam Fe(III) oleh khitin berlangsung secara maksimum pada ukuran partikel terkecil dan waktu kontak minimal delapan

menit. Adsorpsi ion logam Fe(III) meningkat pada konsentrasi ion logam awal dan dosis adsorben yang lebih tinggi. Sistem penyisihan ion logam Fe(III) menggunakan adsorben khitin ini mengikuti persamaan isoterm Freundlich dan Langmuir dan proses adsorpsinya terjadi secara fisik maupun kimia. Hasil penelitian ini mengindikasikan bahwa reaksi adsorpsi Fe(III) menggunakan adsorben bersifat endotermik, acak/spontan dan menguntungkan.

Ngah et al. (2005) mempelajari perilaku adsorpsi ion Fe(II) dan Fe(III) dalam larutan menggunakan kitosan dan cross-linked chitosan. Cross-linked chitosan adalah kitosan yang di cross-linked dengan glutaraldehid, epiklorohidrin dan etilena glycoldiglycidyl eter untuk meningkatkan ketahanan kimia dan kekuatan mekanik kitosan. Penelitian dilakukan sebagai fungsi pH, waktu pengadukan, kecepatan pengadukan dan konsentrasi ion Fe(II) dan ion Fe(III). Keseimbangan adsorpsi isotermik dapat digambarkan secara baik menggunakan persamaan Langmuir. Kapasitas adsorpsi terhadap ion Fe(II) dan ion Fe(III) menggunakan khitosan memberikan hasil yang lebih tinggi bila dibanding dengan cross-linked chitosan. Proses adsorpsi dapat digambarkan secara baik dengan persamaan second-order. Hasil penelitian menunjukkan bahwa perilaku adsorpsi terhadap ion Fe(II) dan ion Fe(III) chitosan tidak dipengaruhi oleh karakteristik fisik, tetapi lebih dipengaruhi oleh interaksi kimia. Selain itu, dapat disimpulkan bahwa kitosan dan cross-linked chitosan efektif digunakan sebagai adsorben untuk campuran ion logam.

Kocaoba dan Akyuz (2005) mempelajari pengaruh pengkondisian sepiolite (mineral alami  $[Mg_4Si_6O_{15}(OH).6H_2O]$ ) untuk penyisihan ion logam kobalt dan nikel. Data serapan ditafsirkan menggunakan persamaan Langmuir. Hasil penelitian ini memberikan dukungan terhadap penggunaan sepiolite sebagai adsorben, untuk penyisihan ion logam kobalt dan nikel dari limbah cair.

Koby et al. (2005) telah meneliti tentang proses adsorpsi ion logam berat seperti Ni(II), Co(II), Cd(II), Cu(II), Pb(II), Cr(III) dan Cr(VI) dari dalam limbah cair dengan karbon aktif yang dibuat dari biji aprikot yang merupakan limbah pertanian.. Proses adsorpsi karbon aktif asal biji aprikot terhadap ion logam yang diuji sangat tergantung pada pH. Adsorpsi tertinggi terjadi pada pH 1 hingga 2 untuk ion logam Cr(IV), sedang adsorpsi tertinggi untuk ion logam lainnya terjadi pada pH 3 hingga 6. Persentase penyisihan ion logam maksimum dengan menggunakan adsorben karbon aktif dari biji aprikot berturut-turut, Ni(II) sebesar 97,57%, Co(II) 99,11%, Cd(II) 99,67%, Cu(II) 96,24%, Pb(II) 99,86%, Cr(III) 98,56 dan Cr(VI) sebesar 99,99%.

Meena et al. (2005b) mempelajari adsorpsi ion logam Ni(II) dan Zn(II) dari air limbah industri menggunakan granular activated carbon (GAC) dan aerogel karbon sebagai adsorben. Hasil penelitian menunjukkan bahwa ion-exchange merupakan salah satu mekanisme yang berperan dalam pengikatan ion logam Ni(II) dan Zn(II) pada permukaan GAC dan aerogel karbon. Pada kondisi pH 8, dosis adsorben 1,2 g/100mL, konsentrasi ion logam Ni(II) dan Zn(II) 3 mg/L dengan waktu kontak 48 jam, persentase adsorpsi menggunakan adsorben GAC sebesar 98% untuk ion logam Ni(II) dan sebesar 94% untuk ion logam Zn(II). Namun jika menggunakan adsorben aerogel karbon, persentase adsorpsi sebesar 92% untuk ion logam Ni(II) dan sebesar 96% untuk ion logam Zn(II). Data perilaku adsorpsi ion logam Ni(II) dan Zn(II) dari air limbah industri menggunakan granular activated carbon (GAC) dan aerogel karbon sebagai adsorben cocok ditafsirkan menggunakan persamaan Langmuir.

Das dan Jana (2006) mempelajari penggunaan residu pencucian bongkahan mangan yang banyak mengandung  $\text{NH}_4^+$  dan  $\text{SO}_4^{2-}$  sebagai adsorben untuk menghilangkan ion logam berat bivalen dalam larutan. Proses adsorpsi meningkat cukup cepat pada 15 menit pertama kemudian melambat dan mencapai kesetimbangan sekitar 2 jam. Kapasitas adsorpsi meningkat seiring dengan meningkatnya pH. Proses adsorpsi mengikuti persamaan kinetika ordo-satu dan penghitungan data dapat dideskripsikan secara baik menggunakan persamaan Langmuir dan persamaan Freundlich. Penelitian ini disimpulkan bahwa residu pencucian bongkahan mangan efektif digunakan sebagai adsorben untuk menghilangkan ion logam kontaminan dalam larutan dengan  $\text{pH} \geq 6$ .

Mohan dan Chander (2006) meneliti penggunaan senyawa sorben yang murah (lignit) untuk menghilangkan ion logam berat  $\{\text{Fe(II)}, \text{Fe(III)}, \text{Mn(II)}, \text{Zn(II)}, \text{Ca(II)}\}$  dalam air asam tambang (AAT). Lignit tergolong adsorben yang murah, tidak toksik dan tersedia melimpah. Hasil menunjukkan bahwa adsorben lignit dapat digunakan untuk menghilangkan kandungan ion logam berat dalam limbah cair. Lebih lanjut dijelaskan bahwa kapasitas adsorpsi lignit untuk adsorpsi ion logam berat dalam limbah air asam lebih unggul bila dibandingkan dengan penggunaan adsorben karbon aktif.

Hasil penelitian menunjukkan bahwa sel *Aspergillusniger* mobilisasi sebagai adsorben dapat digunakan untuk penyisihan ion logam dari air limbah industri. Efisiensi adsorpsi ion logam dapat dilihat pada Tabel 2.4.

Tabel 2. 7 Efisiensi penyisihan ion logam dengan imobilisasi bio adsorben *Aspergillusniger* dengan polimer polyvinyl-alkohol hydrogel (PVA) dan Ca-alginat

Bioadsorben <i>A. niger</i> dengan polimer Ca-alginat		Bioadsorben <i>A. niger</i> dengan polimer polyvinyl-alkohol hydrogel (PVA)	
Jenis ion logam	Efisiensi adsorpsi	Jenis ion logam	Efisiensi adsorpsi
Cd <sup>2+</sup>	96,2%	Cd <sup>2+</sup>	95,0 %
Pb <sup>2+</sup>	90,0%	Pb <sup>2+</sup>	88,0 %
Fe <sup>3+</sup>	80,0%	Fe <sup>3+</sup>	80,0 %
Cu <sup>2+</sup>	72,8%	Cu <sup>2+</sup>	67,1 %
Zn <sup>2+</sup>	55,4%	Zn <sup>2+</sup>	58,5 %
Ni <sup>2+</sup>	54,4%	Ni <sup>2+</sup>	48,9 %
Mn <sup>2+</sup>	52,3%	Mn <sup>2+</sup>	44,6 %

Sumber : Tsekovaet al. (2010)

[Kwon](#) et al. (2010) mempelajari kinetik dan keseimbangan pada adsorpsi ion logam berat divalen (Pb, Cu, Zn, Cd) dan arsen trivalen (As) dari larutan menggunakan scoria (vesicular pyroclastic rock with basaltic composition) dari Pulau Jeju Korea. Pada kondisi konsentrasi sorbat 1 mM dan pH larutan 5,0, setelah waktu reaksi 24 jam, hasil efisiensi penyisihan ion logam menggunakan adsorben scoria dengan ukuran partikel 0,1 hingga 0,2 mm dan dosis adsorben 60 g/L adalah sebesar 94% untuk ion Pb, 70% untuk ion Cu, 63% untuk ion Zn, 59% untuk ion Cd, dan sebesar 14% untuk ion As. Adsorpsi ion logam oleh adsorben scoria terlihat meningkat dengan meningkatnya pH larutan karena terjadinya presipitasi dalam bentuk logam hidroksida. Studi tentang kinetika adsorpsi menunjukkan bahwa model adsorpsi Langmuir cocok untuk menjelaskan proses penyerapan ion logam berat divalen dengan adsorben scoria, sedang model adsorpsi Freundlich lebih cocok untuk penyerapan ion logam arsen trivalen.

Penelitian [Atar et al.](#) (2012) mempelajari tentang kinerja adsorpsi pada reaktor batch dan reaktor unggun tetap yang menggunakan adsorben yang terbuat dari limbah Etibor Boron plant (BW) untuk menghilangkan ion logam seng (II) dan kadmium (II) dari larutan. Proses adsorpsi menunjukkan bahwa waktu serapan yang cepat terhadap kedua ion logam yang diuji adalah pada 40 menit pertama. Studi tentang kinetika dan keseimbangan menggunakan adsorpsi isotherm Langmuir menunjukkan bahwa adsorpsi terhadap ion logam berat Cd<sup>2+</sup> lebih besar bila dibanding Zn<sup>2+</sup>. Hasil Proses adsorpsi pada reaktor batch dan reaktor unggun tetap menunjukkan bahwa



limbah Etibor Boron plant (BW) merupakan adsorben yang sangat efektif untuk menghilangkan ion logam.

Nwabanne dan Igbokwe (2012) mempelajari tentang kinerja adsorpsi menggunakan packedbed column dengan adsorben karbon aktif dari serat kelapa sawit untuk menghilangkan logam timbal/Pb (II) dari air limbah. Hasil penelitian yang diperoleh mengindikasikan bahwa efisiensi adsorpsi meningkat dengan meningkatnya konsentrasi ion logam masuk dan tinggi unggun, sedangkan efisiensi adsorpsi menurun dengan meningkatnya laju alir. Peningkatan laju alir menyebabkan penyisihan waktu kontak. Kinetika adsorpsi dianalisis menggunakan model kinetika Thomas serta model kinetika Yoon dan Nelson. Berdasar penghitungan dari kedua model kinetika tersebut diperoleh hasil bahwa kapasitas adsorpsi maksimum meningkat dengan meningkatnya laju alir dan konsentrasi ion awal, tetapi menurun dengan meningkatnya tinggi unggun. Perbandingan antara kurva hasil percobaan dan penghitungan menggunakan model kinetika Yoon dan Nelson memberikan hasil yang lebih memuaskan untuk penghitungan proses adsorpsi dengan adsorben karbon aktif dari serat kelapa sawit.

Kumar dan Acharya (2013) melaporkan bahwa adsorben murah yang terbuat dari NCRH (natrium karbonat treated rice husk) efisien digunakan untuk menghilangkan logam Pb(II) pada proses adsorpsi unggun tetap dengan diameter kolom 2 cm, tinggi unggun NCRH 10 cm dan laju aliran konstan 10 mL/menit. Proses adsorpsi memerlukan 3,74 g adsorben NCRH untuk mengolah setiap liter limbah yang mengandung logam Pb(II) dengan konsentrasi awal sebesar 10 mg/L. Titik jenuh adsorben dicapai setelah 11,21 jam dengan pergerakan cairan melewati zona adsorpsi dalam kolom sebesar 1,32 cm/jam. Hasil penelitian menggunakan proses adsorpsi unggun tetap dengan adsorben NCRH menunjukkan bahwa nilai koefisien kecepatan adsorpsi (K) sebesar 0,0524 L/mg.h dan koefisien kapasitas adsorpsi (No) sebesar 1712 mg/L.

Elmorsiet al. (2014) mempelajari penggunaan adsorben alami dari limbah pertanian berupa daun dobera (DL) untuk menghilangkan ion logam Pb (II). Hasil yang diperoleh menunjukkan bahwa daun dobera (DL) efektif untuk menghilangkan ion logam Pb(II) dari dalam air. Adsorpsi Pb(II) oleh adsorben DL tergantung pada pH dan diketahui maksimum adsorpsi Pb(II) terjadi pada pH 5,0. Penghitungan kinetika adsorpsi Pb oleh adsorben DL digunakan pseudo-first-order, pseudo-second-order, dan intra particediffusion. Diantara ketiga metoda tersebut ternyata kinetika pseudo-second-order yang paling cocok berdasar nilai R<sup>2</sup> yang paling tinggi. Lebih lanjut, diantara persamaan-persamaan (Langmuir, Freundlich, Temkin dan Dubinin-Radushkevich) yang

digunakan untuk penghitungan keseimbangan adsorpsi isotermik diketahui bahwa persamaan Langmuir memberikan nilai  $R^2(0,999)$  yang paling tinggi. Adsorben DL memiliki selektivitas yang sangat baik untuk penyisihan Pb(II) dengan keberadaan ion logam lain (Ni(II)) yang ditunjukkan dengan nilai  $K_d$  (Pb(II)) sebesar 1874,3 mL/g dibanding dengan nilai  $K_d$  (Ni(II)) sebesar 9,72 mL/g. Hasil penelitian menunjukkan bahwa adsorben DL mampu menghilangkan ion Pb(II) sampai > 91%. Hal ini mengindikasikan bahwa daun dobera adalah adsorben yang sangat efektif untuk menghilangkan ion Pb (II) dan cocok untuk air minum.

Esmacili (2015) melakukan penelitian tentang penggunaan mineral clay alami (bentonit, tanah merah, tanah abu vulkanik) untuk menghilangkan ion tembaga, seng dan nikel dalam air asam tambang tembaga pada suhu ruang dengan menggunakan metode batch dan kolom. Hasil penelitian menunjukkan bahwa adsorben natural clay alami dapat memberikan efek netralisasi pada limbah air asam tambang. Lebih lanjut dijelaskan kapasitas adsorpsi terhadap ion logam yang diuji dengan menggunakan bentonit > tanah merah > tanah abu vulkanik. Adsorben bentonit dengan dosis 60 g/L mampu menghilangkan ion logam tembaga sebesar 99,9%, ion logam seng sebesar 89,2%, dan ion logam nikel sebesar 99,9%.

Liet al.(2016) melakukan penelitian penggunaan oksidasi karbon nano tube multi wall (MWCNTs) untuk menghilangkan ion Fe(III) konsentrasi tinggi dalam air asam tambang. Fourier transform spektrum inframerah menunjukkan bahwa pada permukaan MWCNTs yang telah dioksidasi dengan asam nitrat terlihat banyak terdapat gugus fungsional hidroksil dan carbonil. Hasil percobaan proses batch menunjukkan bahwa kemampuan adsorpsi terhadap ion logam Fe (III) oleh adsorben MWCNTs setelah oksidasi meningkat sebesar 32%. Pada percobaan tersebut proses adsorpsi dengan adsorben MWCNTs yang dimodifikasi mampu menghilangkan ion logam Fe (III) 50 mg/L hingga 200 mg/L melalui proses batch dan proses kontinu pada kolom unggun tetap. Pada proses batch, adsorpsi ion logam Fe (III) tergantung pada konsentrasi ion logam awal dan dosis adsorben. Penentuan kesetimbangan adsorpsi lebih cocok menggunakan model persamaan Langmuir ( $R^2 = 0,9878$ ) dibanding dengan model persamaan Freundlich. Pada proses batch, kemampuan adsorpsi menggunakan adsorben MWCNTs yang dimodifikasi terhadap ion logam Fe (III) adalah sebesar 89,05 mg/g dan waktu kesetimbangan adsorpsi dicapai setelah 90 menit pertama. Pada proses kontinu menggunakan kolom unggun tetap menunjukkan bahwa adsorpsi Fe(III) terjadi lebih baik pada unggun yang lebih tinggi dan konsentrasi aliran masuk ion logam awal yang lebih rendah. Pada proses kontinu menggunakan kolom unggun tetap dengan adsorben

MWCNTs yang dimodifikasi, kemampuan penyerapan Fe(III) berkisar 30,30 hingga 41,51 mg/g, jauh lebih rendah dari percobaan yang dilakukan secara batch.

[Zhang](#) (2017) melakukan penelitian menggunakan kulit telur ayam (ES) sebagai senyawa penyerap alkali pada kolom unggun tetap untuk menghilangkan logam berat yang terkandung dalam air asam tambang. Kurva yang diperoleh menunjukkan bahwa terjadi peningkatan waktu penyerapan seiring dengan meningkatnya ketinggian unggun, tetapi terjadi penyisihan waktu penyerapan dengan peningkatan laju alir dan ukuran partikel. Pada ketinggian unggun 10 cm, laju alir 10 mL/menit, dengan ukuran partikel kulit telur sebesar 0,180 hingga 0,425 mm, kapasitas adsorpsi kulit telur untuk menghilangkan kandungan ion logam berat Cd(II) sebesar 1,57 mg/g adsorben, Pb(II) sebesar 1146,44 mg/g adsorben, dan Cu(II) sebesar 387,51 mg/g adsorben. Tingkat keasaman limbah air asam tambang menurun. Efisiensi adsorpsi kulit telur dalam kolom unggun tetap yang tertinggi ditunjukkan pada ion logam Pb(II) yaitu sebesar 30,42% hingga 77,09%, sedangkan efisiensi adsorpsi untuk ion logam Cd(II) sebesar 5,11% hingga 18,65%, dan untuk ion logam Cu(II) sebesar 5,27% hingga 55,29%. Pada proses adsorpsi terhadap ion logam Fe(II) ternyata partikel kulit telur menunjukkan efisiensi adsorpsi yang cukup tinggi yaitu > 50% dengan kapasitas adsorpsi >8400mg/g adsorben. Tingginya kapasitas adsorpsi ini karena terjadi reaksi antara partikel ES dengan ion logam Fe<sup>2+</sup> pada kondisi alkali mudah terbentuk Fe<sub>2</sub>(OH)<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> yang dapat menghambat adsorpsi terhadap ion logam lain sehingga menurunkan kapasitas adsorpsinya.

## II.5. Model Adsorpsi Isotermik

Secara umum, adsorpsi isoterm adalah kurva yang menggambarkan fenomena yang mengatur retensi atau mobilitas substansi dari media porous berair atau lingkungan perairan ke-fase padat pada pH dan suhu konstan (Allen et al., 2004; Limousin et al., 2007). Pandey et al. (2010) menjelaskan bahwa adsorpsi isoterm memberikan informasi tentang jumlah adsorben yang diperlukan untuk menghilangkan satu satuan massa bahan pencemar (adsorbat) berdasarkan kondisi operasi. Model adsorpsi isoterm dapat dianggap sebagai acuan untuk mengevaluasi kinerja adsorben. Analisis isoterm penting untuk mengembangkan suatu persamaan yang dapat menggambarkan hasil secara akurat dan dapat digunakan untuk tujuan desain (Ahmarruzzaman dan Sharma, 2005).

Keseimbangan adsorpsi (rasio antara jumlah adsorbat yang terserap dengan adsorbat yang tersisa

dalam larutan) ditetapkan ketika fase yang mengandung adsorbat telah kontak dengan adsorben dalam waktu yang cukup, dengan konsentrasi adsorbat dalam larutan berada dalam keseimbangan dinamis dengan konsentrasi antarmuka (Ghiaci et al., 2004). Umumnya, korelasi matematika yang berperan penting pada analisis pemodelan, operasional desain dan praktik sistem adsorpsi, digambarkan menggunakan grafik yang mengekspresikan fase padat terhadap konsentrasi residu (Ncibi, 2008). Parameter fisikokimia bersama-sama dengan asumsi termodinamika yang mendasari memberikan wawasan mekanisme adsorpsi, sifat permukaan serta tingkat afinitas dari adsorben (Bulut et al., 2008a).

Berbagai model keseimbangan isotermik seperti model Langmuir, model Freundlich, model Brunauer-Emmett-Teller, model Redlich-Peterson, model Temkin, model Toth, model Dubinin-Radushkevich, model Koble-Corrigan, model Sips, model Khan, model Hill, model Flory-Huggins dan model Radke-Prausnitz, telah diformulasikan dengan tiga pendekatan dasar, yaitu pertimbangan kinetik, termodinamika dan teori potensial (Malek dan Farooq, 1996; Foo dan Hameed, 2010). Dasar pendekatan pertama adalah pertimbangan kinetik yang mengacu pada keseimbangan adsorpsi yang didefinisikan sebagai keadaan keseimbangan dinamis dengan kecepatan adsorpsi dan desorpsi yang sama (Malek dan Farooq, 1996; Foo dan Hameed, 2010). Dasar pendekatan kedua adalah termodinamika yang memberikan kerangka dari berbagai bentuk model adsorpsi isothermik (Malek dan Farooq, 1996; Foo dan Hameed, 2010). Dasar pendekatan ketiga adalah teori potensial yang ide utamanya adalah generasi dari kurva spesifik (Malek dan Farooq, 1996; Foo dan Hameed, 2010). Namun, dalam pemodelan isotermik banyak yang menggunakan lebih dari satu pendekatan, sehingga memberikan perbedaan penafsiran fisik dari parameter model. Meskipun pada beberapa kasus penggunaan satu pendekatan, memberikan penafsiran fisik dari parameter model yang lebih bermakna (Malek dan Farooq, 1996; Foo dan Hameed, 2010). Dari berbagai model kesetimbangan isotermik yang ada, yang sering digunakan untuk penyelesaian proses adsorpsi adalah model adsorpsi isotermik Langmuir dan model adsorpsi isotermik Freundlich

### II.7.1. Model Adsorpsi Isotermik Langmuir

Foo dan Hameed (2010) menjelaskan bahwa adsorpsi isothermik Langmuir, awalnya dikembangkan untuk menggambarkan adsorpsi fase gas pada permukaan zat padat. Secara tradisional, adsorpsi isotermik Langmuir juga digunakan untuk mengukur dan membedakan

kinerja bio-sorbent yang berbeda (Vijayaraghavan et al., 2006). Model adsorpsi isotermik Langmuir sering digunakan untuk proses adsorpsi padatan terlarut dari suatu larutan (Nleya, 2016). Pada perumusannya, adsorpsi isotermik Langmuir mengacu pada proses adsorpsi homogen yang model empirisnya mengasumsikan proses adsorpsi secara monolayer, ikatan adsorbat pada permukaan adsorben terjadi secara fisik dan setiap lokasi mempunyai afinitas yang sama terhadap adsorbat, tanpa adanya perpindahan adsorbat pada bidang permukaan (Vijayaraghavan et al., 2006; Kunduand Gupta, 2006). Persamaan Langmuir diungkapkan oleh hubungan berikut:

$$q_e = \frac{q_{maks} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \dots\dots\dots(2.11)$$

- Dimana,  $q_e$  : jumlah partikel teradsorpsi pada saat keseimbangan (mg/g)  
 $C_e$  : kesetimbangan konsentrasi zat dalam larutan (mg/L )  
 $q_{maks}$  : kapasitas adsorpsi maksimum (mg/g)  
 $K_L$  : konstanta isoterm Langmuir untuk (L/mg)

Bentuk linier dari persamaan Langmuir dapat ditulis dalam dua bentuk, yaitu

Persamaan Langmuir-1

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_{max}} + \frac{1}{K_L q_{maks}} \dots\dots\dots(2.12)$$

Slope dan intercept dari plot nilai  $\frac{C_e}{q_e}$  vs  $C_e$  akan menghasilkan nilai  $q_{max}$  dan  $K_L$ .

Persamaan Langmuir-2

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{K_L q_{maks} C_e} + \frac{1}{q_{max}} \dots\dots\dots (2.13)$$

Dalam bentuk  $q_{max}$  dan  $K_L$  yang ditentukan dari plot dari  $\left(\frac{1}{q_e}\right)$  vs  $\left(\frac{1}{C_e}\right)$

Karakteristik penting dari adsorpsi isoterm Langmuir dapat digambarkan oleh faktor pemisahan yang disebut dengan konstanta (faktor) keseimbangan ( $R_L$ ). Faktor keseimbangan Langmuir,  $R_L$ , dapat ditentukan sebagai berikut.

$$K_L = \frac{1}{(1+K_L) C_0} \dots\dots\dots (2.14)$$

Dimana :  $R_L$  : nilai yang mengindikasikan tipe adsorpsi (ireversibel  $R_L = 0$ ), menguntungkan ( $0 < R_L < 1$ ), linear ( $R_L=1$ ) dan atau kurang baik ( $R_L > 1$ )

- $K_L$  : konstanta afinitas Langmuir(L/mg)  
 $C_0$  : konsentrasi adsorbat awal (mg/L)

### II.7.2. Model Adsorpsi Isotermik Freundlich

Model adsorpsi isoterm Freundlich merupakan salah satu deskripsi matematis proses adsorpsi yang banyak digunakan dan umumnya sesuai untuk data eksperimen dari range konsentrasi yang luas (Erdem et al., 2004). Model adsorpsi isoterm Freundlich menggambarkan proses adsorpsi pada permukaan yang heterogen dengan distribusi adsorpsi panas yang tidak seragam (Gunay et al., 2007). Hal ini berarti bahwa energi adsorpsi tidak sama untuk semua lokasi adsorpsi. Menurut model adsorpsi isoterm Freundlich, jumlah massa adsorbat yang terserap per massa adsorben dapat dinyatakan sebagai fungsi dari konsentrasi zat terlarut,  $C_e$ .

$$q_e = K_F (C_e)^{1/n} \dots\dots\dots(2.15)$$

- Dimana :  $K_F$  : konstanta Freundlich yang berhubungan dengan kapasitas adsorpsi  
 $q_e$  : jumlah adsorbat yang teradsorpsi pada saat keseimbangan (mg/g)  
 $1/n$  : pengukuran heterogenity permukaan (nilai antara 0 – 1 untuk adsorpsi yang baik)

Bentuk linier dari metode adsorpsi isoterm Freundlich dapat dinyatakan sebagai,

$$\ln q_e = \ln K_f + \frac{1}{n} (\ln C_e) \dots\dots\dots(2.16)$$

- Dimana,  $q_e$ : jumlah adsorbat yang teradsorpsi pada saat kesetimbangan (mg/g)  
 $C_e$  : konsentrasi kesetimbangan zat dalam larutan (mg/L)  
 $K_F$  : kapasitas adsorben  
 $n$  : adalah intensitas adsorpsi konstan Freundlich.

Plot ( $\ln.q_e$ ) vs ( $\ln.C_e$ ) digunakan untuk menentukan  $K_f$  dan  $n$  dari intercept dan slope masing-masing. Umumnya, nilai regresi linier koefisien korelasi  $R^2$  memberikan indikasi model yang dipilih untuk memberikan yang terbaik (Kumaret al., 2010).

### II.8. Kinetika Adsorpsi

Adsorpsi padat-cair merupakan salah satu proses pemisahan campuran yang melibatkan perpindahan massa zat padat terlarut dari fase cair ke fase padat. Pada proses adsorpsi melibatkan aspek kinetika dan termodinamika untuk mengetahui secara rinci mekanisme dan kinerja yang terjadi (Qiu et al., 2009). Lebih lanjut dijelaskan bahwa berdasar analisis kinetika dapat menentukan laju penyerapan zat terlarut dan waktu kontak reaksi adsorpsi yang dibutuhkan serta dapat menentukan skala alat adsorpsi (Qiu et al., 2009). Secara umum, proses kinetika adsorpsi dapat menentukan kinerja sistem adsorpsi dengan menggunakan metode unggul tetap atau yang lain (Qiu et al., 2009).

Dalam dekade terakhir, beberapa model matematika telah diusulkan untuk menggambarkan data adsorpsi, yang secara umum dapat diklasifikasikan sebagai model difusi adsorpsi dan model reaksi adsorpsi. Kedua model ini mempunyai dasar yang berbeda, tetapi keduanya diterapkan untuk menggambarkan proses kinetika adsorpsi. Lazaridis dan Asouhidou (2003) menjelaskan bahwa model difusi adsorpsi disusun berdasar tiga langkah yang berurutan yaitu difusi melewati liquid film yang mengelilingi adsorben (difusi eksternal/difusi film), difusi dalam cairan yang terkandung dalam pori dan/atau di sepanjang dinding pori (difusi internal/difusi intra-partikel), serta adsorpsi dan desorpsi antara adsorbat dan sisi aktif adsorben. Sedangkan, model reaksi adsorpsi bermula dari kinetika reaksi kimia yang berdasar pada seluruh proses adsorpsi tanpa mempertimbangkan ketiga langkah tersebut di atas.

Saat ini, model reaksi adsorpsi telah dikembangkan dan digunakan secara luas untuk menggambarkan proses kinetika adsorpsi, meskipun masih terdapat beberapa permasalahan (Banat et al., 2003; Sun dan Yang, 2003; Aksu dan Kabasakal, 2004; Hamadi et al., 2004; Jainet al., 2004; Min et al., 2004; Shinet al., 2004; Chen et al., 2008; Chenget al., 2008; Hameed, 2008; Huanget al., 2008; Wan Ngah dan Hanafiah, 2008; Rosa et al., 2008; Tan et al., 2008). Permasalahan tersebut antara lain, persamaan laju pseudo-second-order yang berdasarkan adsorpsi kimia tidak cocok digunakan untuk menggambarkan proses adsorpsi adsorbat organik pada beberapa adsorben polimer non-polar, yang pada dasarnya merupakan proses adsorpsi fisik (Qiu et al., 2009).

Penentuan parameter kinetika dan penjelasan tentang mekanisme pada sistem yang heterogen memerlukan prosedur yang kompleks. Oleh karena itu, pengujian terhadap data eksperimen perlu dilakukan untuk membahas kinetika adsorpsi. Pengujian data eksperimen untuk model reaksi adsorpsi dapat dilakukan dengan model pseudo first order, model pseudo second order, sedangkan pengujian data eksperimen untuk model difusi adsorpsi dilakukan dengan model difusi film dan/atau model difusi intra partikel (Qiu et al., 2009; Gunayet al., 2007).

## II.8.1. Model Reaksi Adsorpsi

### II.8.1.1. Model pseudo First Order

Model pseudo first order adalah model persamaan yang paling banyak digunakan untuk proses adsorpsi zat padat dari larutan. Model ini merupakan model pertama kecepatan adsorpsi yang berdasar pada kapasitas adsorpsi (Qiu et al., 2009). Ho and McKay (1998a) menjelaskan bahwa persamaan pseudo first order banyak digunakan untuk membedakan persamaan kinetik

berdasarkan kapasitas adsorpsi dari konsentrasi adsorbat dalam larutan. Persamaannya disajikan sebagai berikut:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_{p1}(q_e - q_t) \dots \dots \dots (2.17)$$

Dimana,  $q_e$  (mg/g) : kapasitas adsorpsi pada keseimbangan

$q_t$  (mg/g) : kapasitas adsorpsi pada keseimbangan pada waktu  $t$  (min).

$KP1(\text{min}^{-1})$  : laju konstan untuk model kinetika tingkat pseudo first order.

Pengintegrasian persamaan matematis (2.17) dengan kondisi batas dari  $q_t = 0$  pada  $t = 0$  dan  $q_t = q_e$  pada  $t = t$  (Ho, 2004), sehingga diperoleh hasil sebagai berikut:

$$\ln\left(\frac{q_e - q_t}{q_e - q_0}\right) = k_{p1} t \dots \dots \dots (2.18)$$

Yang dapat disusun kembali menjadi

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_{p1}}{2.303} t \dots \dots \dots (2.19)$$

### II.8.1.2. Model pseudo Second Order

Ho dan McKay (1998b) menjelaskan tentang proses kinetika adsorpsi ion logam divalen pada gambut, terjadi ikatan kimia antara ion logam divalen dan gugus fungsional polar pada gambut (aldehida, keton, asam, fenolat) yang bertanggungjawab pada kapasitas kation-exchange gambut. Asumsi utama untuk proses kinetika adalah proses adsorpsi yang terjadi pada orde kedua, dan tahapan yang membatasi kecepatan adalah adsorpsi kimia yang melibatkan energi ion bermuatan melalui pemakaian secara bersama atau pertukaran elektron antara gambut dan ion logam divalen. Selain itu, adsorpsi mengikuti persamaan Langmuir (Ho dan McKay, 2000). Kecepatan adsorpsi tergantung pada jumlah ion logam divalent pada permukaan gambut pada waktu  $t$  dan jumlah ion logam divalen yang terserap saat keseimbangan. Oleh karena itu persamaan matematika dapat disajikan sebagai berikut (Ho dan McKay, 1998b) :

$$\frac{d(P)_t}{dt} = k_{p2}[(P)_0 - (P)_t]^2 \dots \dots \dots (2.20)$$

atau

$$\frac{d(HP)_t}{dt} = k_{p2}[(HP)_0 - (HP)_t]^2 \dots \dots \dots (2.21)$$

dimana :  $(P)_0, (HP)_0$  : jumlah sisi aktif yang gambut saat kondisi keseimbangan.

$(P)_t, (HP)_t$  : jumlah sisi aktif pada gambut yang sudah terisi saat  $t$

$KP2$  (g/(mg.min)) : pseudo-orde kedua laju konstan adsorpsi.



Kekuatan pendorong,  $(q_e - q_t)$ , sebanding dengan fraksi sisi aktif yang tersedia (Ho, 2006), sehingga hasilnya menjadi sebagai berikut:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_{p2} (q_e - q_t)^2 \dots\dots\dots (2.22)$$

Persamaan (v) dapat disusun kembali sebagai berikut:

$$\frac{dq_t}{(q_e - q_t)^2} = k_{p2} dt \dots\dots\dots (2.23)$$

Mengintegrasikan persamaan (w) dengan kondisi batas dari  $q_t = 0$  pada  $t = 0$  dan  $q_t = q_t$  pada  $t = t$ , sehingga hasilnya sebagai berikut:

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} k_{p2} t \dots\dots\dots (2.24)$$

Persamaan (2.24) dapat disusun kembali sebagai berikut:

$$\frac{1}{q_t} = \frac{1}{V_0} + \frac{1}{q_e} t \dots\dots\dots (2.25)$$

dan

$$V_0 = k_{p2} q_e^2 \dots\dots\dots (2.26)$$

dimana,  $V_0$  (mg/(g.min)) : berarti adsorpsi awal tingkat

$k_{p2}$  : konstanta yang dapat ditentukan secara eksperimental dengan memplot dari  $t/q_t$  terhadap  $t$ .

Demikian pula, persamaan Ho laju second-order yang disebut persamaan laju pseudo-second-order digunakan untuk membedakan persamaan kinetik berdasarkan kapasitas adsorpsi dari konsentrasi dalam larutan (Ho, 2006). Persamaan ini telah berhasil diterapkan pada adsorpsi ion logam, pewarna, herbisida, minyak, dan zat organik dari larutan (Yan and Viraraghavan, 2003; Al-Ashehet al., 2004; Petroniet al., 2004; Pan et al., 2007; Anirudhanand Rad-hakrishnan, 2008; Chenget al., 2008; Hameed, 2008; Hameedet al., 2008).

## II.7 Limbah Tekstil

Industri tekstil merupakan salah satu industri yang paling rumit diantara industri manufaktur. Pengolahan air limbah merupakan salah satu masalah utama yang dihadapi oleh produsen tekstil. Studi terperinci tentang proses tekstil akan mengungkapkan bahwa ada banyak proses rumit dan bahan kimia yang digunakan selama produksi. Dalam hal pembuatan poliester tenunan dan kain campuran kapas, proses utama tekstil dimulai dari produksi serat dalam hal serat sintetis diikuti dengan pemintalan untuk mengubah serat menjadi benang. Benang kemudian diperkuat dengan

bahan kimia pengatur ukuran seperti pati, polivinil alkohol, dan lilin sehingga dapat menahan gerakan kuat saat benang ditenun menjadi kain dengan alat tenun berkecepatan tinggi. Setelah ditenun, kain yang ditenun harus diolah terlebih dahulu sebelum dapat diwarnai, dicetak dan difinishing. Selama pretreatment ada berbagai bahan kimia yang digunakan. Kain dirancang dengan enzim atau bahan kimia oksidatif dan digosok menggunakan natrium hidroksida dan deterjen. Pemutihan biasanya dilakukan dengan menggunakan hidrogen peroksida untuk menghilangkan warna alami kain yang putih. Kain kemudian mercerisasi menggunakan natrium hidroksida konsentrasi tinggi untuk menstabilkan kain. Selama pencelupan dan pencetakan, banyak jenis pewarna yang digunakan, mis. membubarkan, reaktif, tong, dll. bersama dengan bahan pembantu pencelupan dan bahan kimia. Kain akhirnya selesai untuk memberikan sentuhan terakhir dan sifat yang diinginkan dengan menggunakan resin, pelembut dan bahan finishing lainnya mis. fluorokarbon, silikon dll.

Perpaduan antara proses dan produk tersebut membuat air limbah pabrik tekstil mengandung berbagai jenis polutan. Operasi pencelupan dan finishing sedemikian rupa sehingga zat warna, bahan kimia dan pembantu tekstil yang digunakan dapat bervariasi dari hari ke hari dan kadang-kadang bahkan dalam beberapa kali sehari (Lin dan Chen, 1997). Ini mengandung berbagai limbah polutan kimia seperti zat perekat, zat pembasah, zat pengompleks, pewarna, pigmen, zat pelunakan, zat pengeras, fluorokarbon, surfaktan, minyak, lilin dan banyak aditif lainnya yang digunakan selama proses berlangsung. Polutan ini berkontribusi pada padatan tersuspensi tinggi (SS), kebutuhan oksigen kimia (COD), kebutuhan oksigen biokimia (BOD), panas, warna, keasaman, kebasaaan dan zat terlarut lainnya (Ahn et al., 1999).

Limbah cair industri tekstil dapat mengandung berbagai unsur logam, tergantung pada jenis produk tekstil yang diproduksi dan proses produksinya. Beberapa unsur logam yang biasanya terdapat dalam limbah cair tekstil antara lain:

**Tembaga (Cu)** Tembaga digunakan sebagai pewarna dan bahan tambahan pada proses produksi tekstil. Limbah cair tekstil dapat mengandung tembaga dalam jumlah yang signifikan, terutama jika digunakan untuk mewarnai kain.

**Kromium (Cr)** Kromium digunakan sebagai agen pengikat pada proses produksi tekstil dan pewarna. Limbah cair tekstil dapat mengandung kromium dalam bentuk trivalen (Cr(III)) dan heksavalen (Cr(VI)). Kromium heksavalen sangat berbahaya karena dapat menyebabkan iritasi pada kulit dan bahkan kanker.

Besi (Fe) Besi digunakan sebagai zat pengikat pada proses produksi tekstil. Limbah cair tekstil dapat mengandung besi dalam jumlah yang signifikan.

Timbal (Pb) Timbal biasanya ditemukan dalam limbah cair tekstil sebagai kontaminan dari bahan baku atau sebagai hasil dari penggunaan pewarna atau bahan tambahan yang mengandung timbal. Timbal dapat menyebabkan keracunan dan gangguan neurologis.

Nikel (Ni) Nikel digunakan sebagai agen pengikat pada proses produksi tekstil dan pewarna. Limbah cair tekstil dapat mengandung nikel dalam jumlah yang signifikan, terutama jika digunakan untuk mewarnai kain.

Seng (Zn) Seng digunakan sebagai bahan tambahan pada proses produksi tekstil. Limbah cair tekstil dapat mengandung seng dalam jumlah yang signifikan.

Semua unsur logam di atas merupakan kontaminan yang dapat mencemari lingkungan jika tidak dikelola dengan baik. Oleh karena itu, penting bagi industri tekstil untuk mengelola limbah cair dengan benar dan mengurangi penggunaan bahan berbahaya.

Limbah cair tekstil yang terakumulasi logam berat dapat menjadi masalah lingkungan yang serius karena dapat mencemari air dan tanah serta membahayakan kesehatan manusia dan hewan.

Beberapa bahaya limbah cair tekstil yang terakumulasi logam berat adalah:

Toksik dan Beracun Logam berat seperti kromium, timbal, dan merkuri dapat menyebabkan keracunan dan bahkan kematian pada manusia dan hewan jika terakumulasi dalam jumlah yang besar dalam lingkungan.

Dampak Kesehatan Kontaminasi logam berat dalam air minum atau air yang digunakan untuk irigasi pertanian dapat menyebabkan berbagai masalah kesehatan seperti masalah reproduksi, kerusakan otak, kerusakan hati, ginjal, dan kerusakan jantung.

Dampak Lingkungan Kontaminasi logam berat dalam air dapat menyebabkan kerusakan pada ekosistem dan menyebabkan masalah pada organisme hidup di dalamnya. Logam berat seperti timbal dapat meracuni tanah dan menyebabkan hambatan dalam pertumbuhan tanaman.

Masalah Sosial Pekerja yang bekerja di industri tekstil dan masyarakat yang tinggal di sekitar pabrik dapat terpapar limbah cair yang terakumulasi logam berat dan berisiko terkena dampak kesehatan dan lingkungan.

Untuk mencegah bahaya limbah cair tekstil yang terakumulasi logam berat, perusahaan harus mengelola limbah cair dengan benar dengan menerapkan teknologi pengolahan limbah yang tepat dan meminimalkan penggunaan bahan berbahaya dalam proses produksinya. Selain itu,

perusahaan juga harus mematuhi peraturan dan standar lingkungan yang berlaku di wilayahnya dan mengikuti praktik-praktik terbaik dalam pengelolaan limbah cair.

Akumulasi bahan berbahaya tersebut tidak hanya menurunkan kualitas tanah dan produktivitas lahan, tetapi juga dapat mengganggu kesehatan manusia, serta kehidupan organisme lain yang hidup di dalam perairan yang selanjutnya dapat merusak keseimbangan ekosistem yang ada di perairan (Montano, 2007).

Dampak pencemaran air yang disebabkan oleh limbah tekstil adalah sebagai berikut :

1. Berkurangnya jumlah oksigen terlarut di dalam air karena sebagian besar oksigen digunakan oleh bakteri untuk melakukan proses pengolahan limbah dalam sungai.
2. Limbah tekstil yang dibuang ke sungai, dapat berakibat menghalangi cahaya matahari sehingga menghambat proses fotosintesis dari tumbuhan air dan alga, yang menghasilkan oksigen.
3. Deterjen yang digunakan untuk proses pencucian zat warna pada tekstil sangat sukar diuraikan oleh bakteri sehingga akan tetap aktif untuk jangka waktu yang lama di dalam air, mencemari air dan meracuni berbagai organisme air.
4. Penggunaan deterjen secara besar-besaran juga meningkatkan senyawa fosfat pada air sungai atau danau yang merangsang pertumbuhan ganggang dan eceng gondok (*Eichhornia crassipes*).
5. Pertumbuhan ganggang dan eceng gondok yang tidak terkendali menyebabkan permukaan air danau atau sungai tertutup sehingga menghalangi masuknya cahaya matahari dan mengakibatkan terhambatnya proses fotosintesis.
6. Tumbuhan air (eceng gondok dan ganggang) yang mati membawa akibat proses pembusukan tumbuhan ini akan menghabiskan persediaan oksigen.
7. Material pembusukan tumbuhan air akan mengendapkan dan menyebabkan pendangkalan (Renita Manurung, dkk. 2004).

Limbah cair tekstil harus diolah terlebih dahulu agar bisa di buang ke perairan, pada kesempatan ini akan dilakukan proses adsorpsi antara limbah tekstil dengan adsorbennya yaitu bubuk limbah zeolit dan bubuk limbah karbit, dengan memanfaatkan limbah zeolit dan limbah karbit ini diharapkan dapat mengurangi limbah tekstil, limbah zeolit dan limbah karbit yang ada di Indonesia.

## BAB III METODE PENELITIAN

### III.1 Persiapan adsorben

Dalam penelitian ini, limbah residu kalsium karbida digunakan sebagai adsorben. Limbah dari proses pengelasan kalsium karbida berbentuk bongkahan basah, lalu dikeringkan dengan cara dijemur secara alami dengan sinar matahari, selanjutnya diayak menggunakan ayakan ukuran 80 mesh. Bubuk limbah karbit kemudian direndam dengan Aqua DM selama 24 jam, ditiriskan dan dicetak berbentuk tablet dengan ukuran tebal 2 mm dan diameter 3 mm. Sebelum digunakan sebagai adsorben, tablet limbah karbit dipanaskan menggunakan oven dengan temperatur 150°C selama 120 menit. Seperti pada gambar 1.



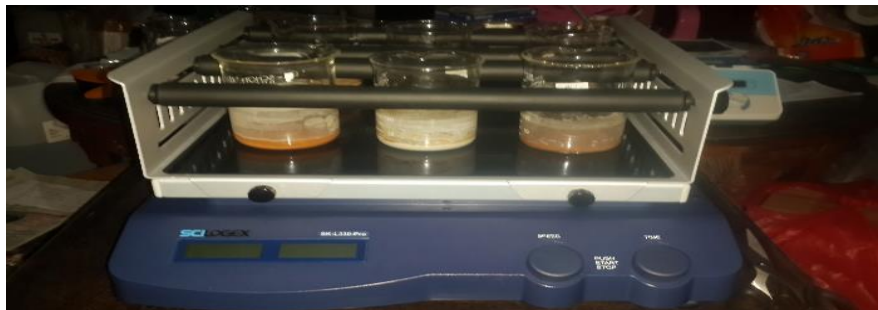
(A) (B) (C)  
Gambar 3.1. Proses pembuatan A) Adsorben kalsium karbida masih berupa slurry B) Kalsium karbida kering C) Bentuk tablet adsorben

### III.2 Bahan dan Alat Penelitian

#### III.2.1. Bahan Kimia

Bahan kimia yang digunakan pada penelitian ini meliputi air limbah asam sintetis yang dibuat dari senyawa  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (PA), larutan 0,1 M HCl dan 0,1 M NaOH, dan kertas saring.

#### III.2.2 Peralatan Penelitian



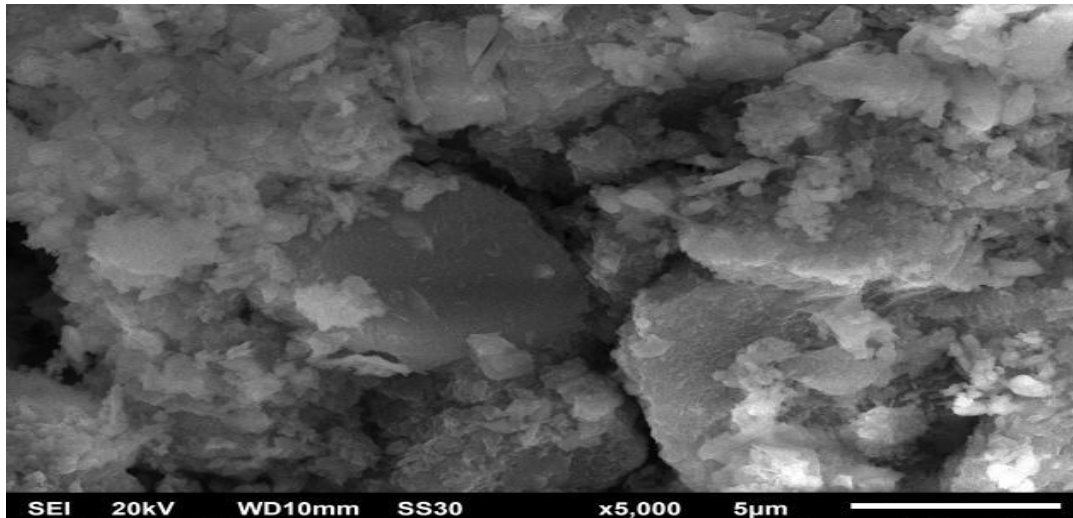
Gambar 3.2. Alat Shaker

Semua bahan kimia yang digunakan dalam penelitian ini adalah kelas analitis standar dan diperoleh dari MERCK. Peralatan penelitian yang dipakai meliputi: shaker, magnetik stirer, pH meter, gelas Beaker 100 mL, 500 mL, dan 1000 mL. Limbah dianalisis adanya logam berat dengan menggunakan konsentrasi 1000 mg/L Fe (II) dibuat dengan mencairkan senyawa  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  dalam gelas kimia 1000 mL. Campuran disiapkan kemudian dipindahkan ke labu volumetrik 1L dan diencerkan, sesuai kebutuhan. Konsentrasi logam besi (II) ditentukan dengan menggunakan Spektrometer Serapan Atom (AA-7000, Shimadzu, Jepang). Peralatan SEM (Scanning Electron Microscopy)-EDX dan FTIR untuk pengamatan morfologi partikel adsorben.

## BAB.IV HASIL DAN PEMBAHASAN

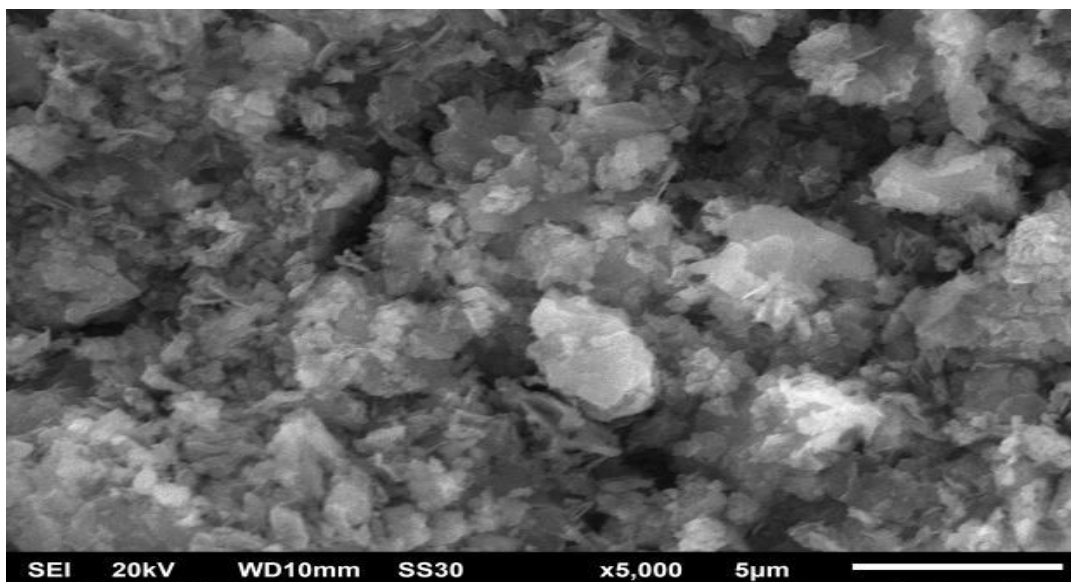
### IV.1 Morfologi Permukaan Residu Kalsium Karbid.

Morfologi permukaan residu kalsium karbid sebelum dan setelah proses adsorpsi dianalisis dengan scanning electron microscopy (SEM). Hasil uji menggunakan SEM diperlihatkan Gambar 4.1 untuk mikrograf SEM dari adsorben residu kalsium karbid awal sebelum digunakan, Gambar 4.2. untuk mikrograf SEM dari adsorben residu kalsium karbid setelah digunakan untuk mengadsorpsi ion logam Fe (II) proses batch



Gambar 4.6. Morfologi permukaan adsorben residu kalsium karbid sebelum proses adsorpsi dengan pembesaran 5000 kali

Gambar 4.1 menunjukkan mikrograf SEM dari adsorben residu kalsium karbid sebelum digunakan untuk proses adsorpsi. Dari mikrograf SEM terlihat bahwa permukaan adsorben residu kalsium karbid bertekstur kasar, tidak merata dengan beberapa pori kecil yang terlihat jelas, serta permukaan bersih dengan sejumlah pori makro. Hal ini dapat diduga bahwa residu kalsium karbid mempunyai pori dan rongga yang banyak, sehingga mempunyai kemampuan yang tinggi dalam penyerapan ion logam. Citra SEM menunjukkan bahwa residu kalsium karbid merupakan material berpori sehingga cocok sebagai adsorben..



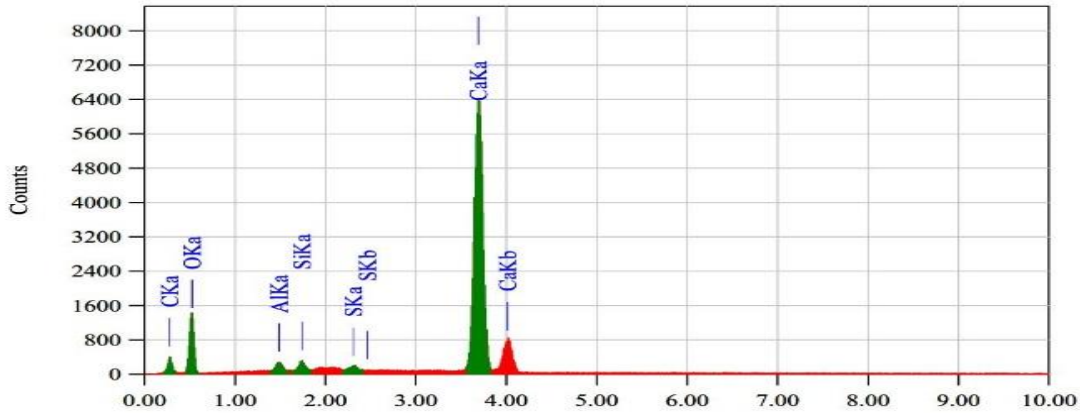
Gambar 4.7. Morfologi permukaan adsorben residu kalsium karbid setelah mengadsorpsi ion Fe (II) dengan pembesaran 5000 kali

Pada Gambar 4.2. menunjukkan hasil mikrograf SEM permukaan adsorben residu kalsium karbid yang telah digunakan untuk menyerap ion Fe (II). Dari mikrograf SEM tersebut dapat diungkapkan bahwa terdapat pori-pori dengan permukaan kasar dengan ketebalan yang sempit di antara serat-serat yang merupakan faktor penting untuk memfasilitasi laju perpindahan massa ion logam Fe(II) ke permukaan adsorben sehingga dapat meningkatkan kapasitas adsorpsi (Yilmaz *et al.*, 2014). Hal ini menunjukkan bahwa adsorben residu kalsium karbid sebagian kehilangan porositasnya sehingga permukaannya terlihat berupa kristal padat, karena terjadinya ikatan  $\text{Fe}^{2+}\text{O}$  pada permukaan adsorben residu kalsium karbid. Oleh karena itu, bentuk permukaan adsorben membesar dan solid, partikel tersusun secara padat dan hampir berbentuk bulat. Kondisi ini menunjukkan bahwa permukaan adsorben sesudah adsorpsi mengalami kerapatan pori, struktur permukaan adsorben lebih besar dan lebih tidak beraturan. Adsorben residu kalsium karbid kepolarannya semakin tinggi, sehingga lebih mampu menyerap ion Fe (II) yang juga bersifat polar

#### IV.2. Analisa Komposisi Unsur Residu Kalsium Karbid

Untuk mengetahui kandungan unsur residu kalsium karbit digunakan karakterisasi menggunakan teknik Energy Dispersive X – Ray Analyzer (EDX). Gambar 4.3 merupakan hasil analisa menggunakan SEM-EDX, terhadap adsorben residu kalsium karbit yang digunakan untuk proses adsorpsi untuk ion logam Fe(II) dalam larutan limbah asam sintesis.





Gambar 4.8. Analisa EDX adsorben residu kalsium karbid sebelum proses adsorpsi

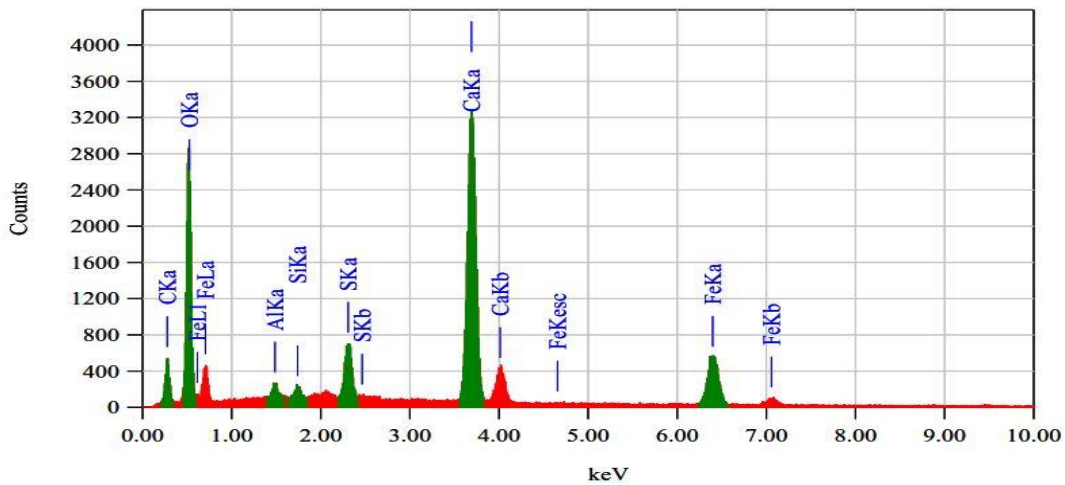
Analisis komposisi kimia dari permukaan adsorben secara kuantitatif dan kualitatif dilakukan menggunakan EDX yang ada pada alat SEM. Hasil persentase massa yang diperoleh dari analisa komposisi kimia yang terkandung dalam residu kalsium karbid sebelum dan sesudah digunakan sebagai adsorben untuk mengurangi kandungan ion logam Fe (II) secara proses batch tersaji pada Tabel 4.1.

Tabel 4.3. Analisis Kuantitatif Standar (Oksida) adsorben residu kalsium karbid sebelum proses adsorpsi dengan Metode ZAF.

Element	(keV)	Mass %	Sigma	Mol %	Compound	Mass %	Cation	K
C	0.277	13.84	0.20	43.35	C	13.84	0.00	8.3901
O		26.19						
Al	1.486	1.26	0.10	0.88	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2.38	0.68	1.2212
Si	1.739	1.22	0.11	1.64	SiO <sub>2</sub>	2.61	0.64	1.4394
S	2.307	0.66	0.08	0.77	SO <sub>3</sub>	1.65	0.30	0.9410
Ca	3.690	56.84	0.43	53.36	CaO	79.53	20.79	88.008
Total		100.00		100.00		100.00	22.42	

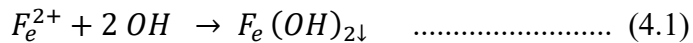
Tabel 4.4. Analisis Kuantitatif Standar (Oksida) adsorben residu kalsium karbid setelah proses adsorpsi ion Fe(II) pada Proses Batch dengan Metode ZAF

Element	(keV)	Mass%	Sigma	Mol%	Compound	Mass%	Cation	K
C	0.277	27.53	0.33	66.73	C	27.53	0.00	8.3901
O		23.20						
Al	1.486	0.94	0.09	0.51	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1.78	0.58	1.2212
Si	1.739	0.75	0.09	0.78	SiO <sub>2</sub>	1.61	0.44	1.4394
S	2.307	3.94	0.18	3.57	SO <sub>3</sub>	9.83	2.03	0.9410
Ca	3.690	27.58	0.29	20.03	CaO	38.59	11.39	88.008
Fe	6.398	16.06	0.33	8.37	FeO	20.66	4.76	
Total		100.00		100.00		100.00	19.20	

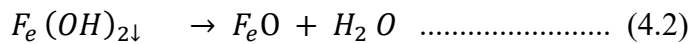


Gambar 4.9. Analisa EDX adsorben residu kalsium karbid setelah proses adsorpsi ion Fe (II) secara batch

Dari Tabel 4.1. pada kolom ke empat terlihat bahwa pada adsorpsi Fe (II), pada adsorben residu kalsium karbid setelah proses adsorpsi berlangsung terbentuk besi (II) oksida (FeO) sebesar 20,66%. Hal ini menandakan bahwa kemampuan adsorben residu kalsium karbid dalam mengikat ion Fe(II) cukup baik. Terbentuknya komponen besi oksida dari ion logam Fe(II), dipengaruhi oleh beberapa faktor di antaranya: pH dan konsentrasi ion logam Fe(II) dalam larutan. Besi oksida (FeO) terbentuk dari larutan ion logam  $Fe^{2+}$  melalui reaksi pembentukan  $Fe(OH)_2$ , terjadi pada kondisi basa. Pada suasana basa akan terjadi endapan  $Fe(OH)_2$  yang berwarna hijau kehitaman. Terbentuk endapan Fe (II) hidroksida dalam suasana basa dengan reaksi (Vogel, 2000):

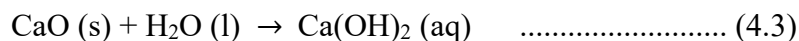


Endapan  $Fe(OH)_2 \downarrow$  dapat membentuk besi (II) oksida,  $FeO$  dengan reaksi :

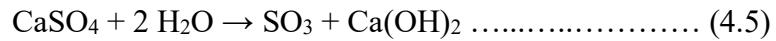
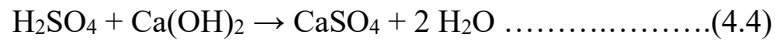


Konsentrasi ion logam besi dalam larutan baik sebagai ion  $Fe^{2+}$  maupun  $Fe^{3+}$  dapat terbentuk besi oksida, sangat tergantung dari kemampuan ion logam besi untuk bereaksi dengan ion  $OH^-$  dalam larutan. Kondisi yang semakin pekat konsentrasi ion logam Fe dan semakin basa dalam larutan, maka semakin besar kemampuan untuk bereaksi yang menghasilkan besi oksida

Hal lain yang terjadi adalah penyisihan kalsium oksida (CaO) yang tajam. Penyisihan kalsium oksida (CaO) ini terjadi karena senyawa CaO bereaksi dengan air membentuk kalsium hidroksida. Kalsium hidroksida yang memiliki pH cukup tinggi mampu meningkatkan pH larutan ion Fe, dengan persamaan 4.5:



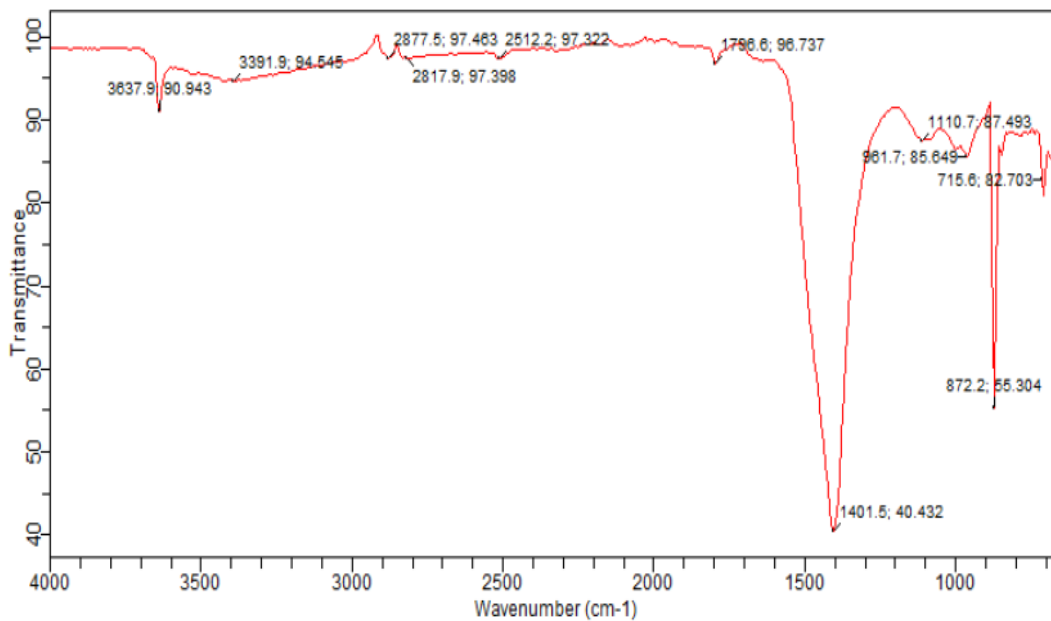
Hal ini menyebabkan komponen CaO, yang merupakan komponen utama dalam residu kalsium karbid, lambat laun mengalami penyisihan dari 79,53 % menjadi 38,58 %, sedangkan karbon (C) naik dari 13,84 % menjadi 27,53 %. Untuk netralisasi terjadi reaksi antara asam sulfat H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> dengan calcium hidroksida Ca(OH)<sub>2</sub>, seperti ditunjukkan reaksi 4.6 dan 4.7:



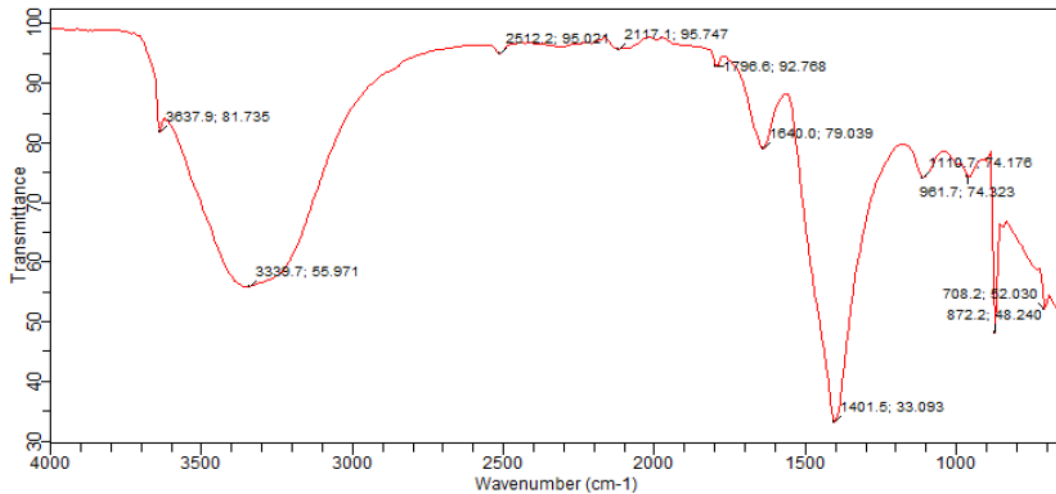
Dari raksi tersebut terlihat adanya pembentukan sulfit (SO<sub>3</sub>) pada permukaan adsorben residu kalsium karbid, sehingga terjadi kenaikan sulfit dari 1,65% menjadi 9,83 %.

### IV.3 Hasil Analisa FTIR adsorben residu kalsium karbid

Memahami gugus fungsi permukaan adsorben adalah penting untuk mengevaluasi karakteristik adsorpsi pada adsorben dan interaksi antara adsorbat dan adsorben. Spektrum Fourier-transform infrared (FTIR) dari Perkin Elmer (Versi 6.3.4) digunakan untuk mempelajari kelompok fungsional yang ada dalam adsorben residu kalsium karbid. Spektrometer FTIR digunakan untuk menyelidiki gugus fungsi yang terdapat dalam adsorben residu kalsium karbid sebelum dan sesudah mengadsorpsi ion Fe(II) dan Mn(II). Karakteristik adsorpsi pada adsorben sebagian besar dipengaruhi oleh gugus fungsi permukaan yang ditentukan dari analisis spektroskopi Fourier Transform yang disajikan oleh spektrum FTIR (Gambar 4.13-4.17).



Gambar 4.10. Hasil Analisa FTIR pada adsorben residu kalsium karbid sebelum proses adsorpsi.



Gambar 4.11. Hasil Analisa FTIR pada adsorben residu kalsium karbid setelah proses adsorpsi penyisihan ion Fe (II) pada proses batch.

Pada Gambar 4.6, terlihat bahwa semua spektrum FTIR mengandung beberapa puncak utama yang hampir serupa, selain itu setiap jenis gugus fungsional memiliki rentang angka gelombang yang juga mendekati sama. Beberapa puncak utama berkisar 2800-2900 $\text{cm}^{-1}$ , 1500-1650 $\text{cm}^{-1}$  dan 1000-1200 $\text{cm}^{-1}$  terkait dengan peregangan C-H dari alkana, C=C peregangan aromatik, peregangan C-O-C getaran ester, kelompok eter dan fenol. Getaran peregangan pada bandwidth antara 3400-3800 $\text{cm}^{-1}$  menunjukkan adanya getaran O-H dari alkohol, fenol dan asam karboksilat (Liang et al. 2010). Namun, puncaknya bergeser ke tingkat frekuensi yang lebih rendah atau lebih tinggi dibandingkan dengan yang diamati dalam spektrum FTIR residu kalsium karbid yang belum dipakai sebagai adsorben untuk mengadsorpsi ion Fe (II).

#### IV.4. Penyisihan ion tunggal Fe (II)

##### IV.4.1. Pengaruh Waktu Kontak pada Penyisihan ion Fe (II)

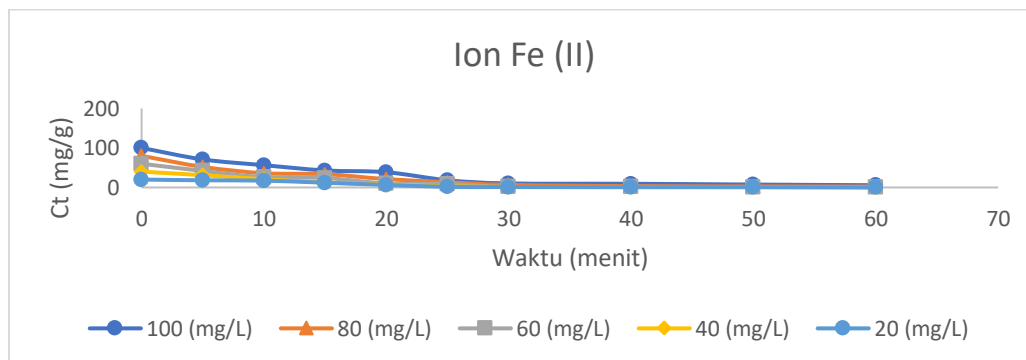
Pada percobaan penyisihan ion tunggal Fe (II), terbuat dari senyawa:  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  yang dilarutkan dalam aquades. Seluruh percobaan proses adsorpsi dilakukan dengan sistem batch menggunakan Erlenmeyer berisi 100 ml larutan sintesis ion Fe (II) yang disesuaikan dengan pada pH asli larutan (pH 3,5) air asam tambang dan konsentrasi awal ditetapkan sebesar 20, 40, 60, 80, 100 mg/L. Massa residu kalsium karbid yang digunakan sebagai adsorben adalah 2,5 g, 5 g dan 7,5 g, dengan rentang waktu pengamatan adalah 5 menit sampai dengan 60 menit dengan interval 5 menit, kemudian diaduk dengan menggunakan shaker dengan kecepatan 200 rpm. Hasil yang diperoleh disaring dan filtratnya diukur kandungan ion Fe (II) dengan menggunakan alat AAS

Simadzu (ASS-3600). Data yang diperoleh dari adsorpsi sistem batch ini digunakan untuk menghitung kuantitas adsorpsi ion logam Fe(II). Data hasil pengamatan persentase penyisihan ion logam Fe (II) selama proses adsorpsi menggunakan adsorben residu kalsium karbid tersaji pada Tabel 4.3.

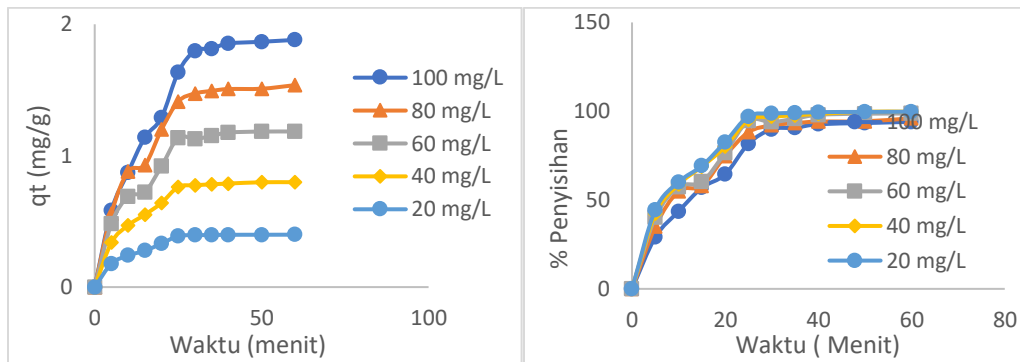
Tabel 4.3 Data hasil pengamatan perubahan konsentrasi ion Fe (II) selama proses adsorpsi dengan massa adsorben residu kalsium karbid 5 g

Waktu	Ct (mg/L)	Ct (mg/L)	Ct (mg/L)	Ct (mg/L)	Ct (mg/L)
0	100	80	60	40	20
5	70,897	51,98	41,871	31,049	18,095
10	56,358	35,98	25,900	20,897	17,265
15	43,060	33,64	23,870	12,450	11,940
20	38,536	12,09	10,021	7,978	6,458
25	18,268	13,40	9,201	2,917	1,573
30	10,178	6,35	1,661	1,259	1,025
40	9,268	3,36	1,494	0,908	0,783
50	7,318	2,65	1,209	0,860	0,623
60	5,654	2,33	0,824	0,109	0,078

Tabel 4.3. menunjukkan bahwa selama proses adsorpsi ion Fe (II) berlangsung pada variasi waktu 5 hingga 60 menit, konsentrasi ion Fe (II) dalam larutan menurun sejalan dengan bertambahnya waktu kontak. Data pada Tabel 4.3. dapat dibuat grafik hubungan antara konsentrasi awal dengan waktu kontak seperti tersaji pada Gambar 47. Pada Gambar 4.7. terlihat bahwa konsentrasi ion Fe (II) menurun seiring dengan bertambahnya waktu kontak antara ion Fe (II) dengan adsorben residu kalsium karbid selama proses adsorpsi berlangsung. Hasil menunjukkan bahwa pada waktu 25 menit penyisihan konsentrasi ion Fe (II) terlihat sudah stabil untuk semua konsentrasi awal, hingga waktu kontak 60 menit.



Gambar 4.7. Hubungan antara konsentrasi awal ion Fe (II) dengan waktu kontak



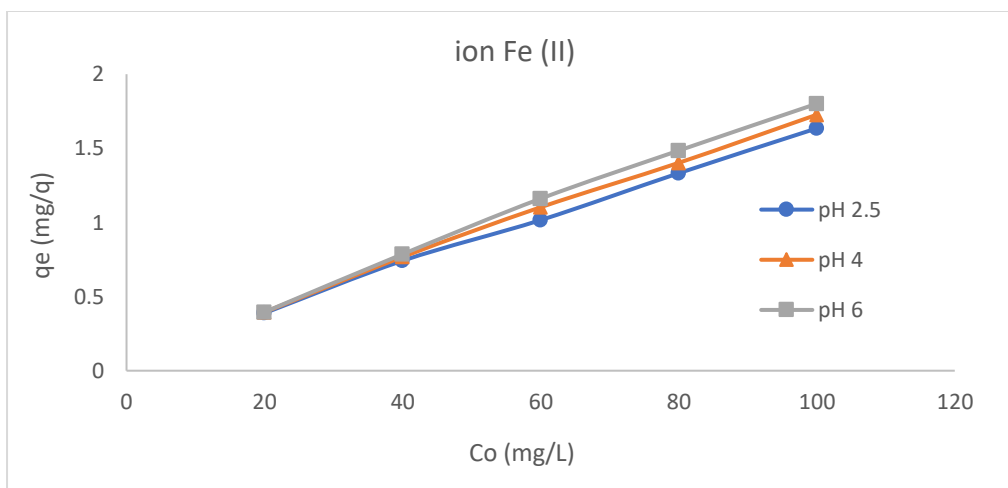
(A) (B)  
 Gambar 4.8. Hubungan antara konsentrasi awal ion Fe (II) dengan waktu kontak  
 (A) Laju adsorpsi ( $q_e$ ) ; (B) persentase (%) penyisihan ion Fe (II)

Waktu kontak adalah parameter penting karena faktor ini menentukan kinetika adsorpsi adsorbat pada konsentrasi awal adsorbat yang diberikan. Adsorpsi ion Fe (II) menggunakan adsorben residu kalsium karbid dilakukan dengan waktu kontak selama 60 menit. Waktu kontak maksimal yang diperlukan residu kalsium karbid agar dapat mengadsorpsi ion logam Fe (II) secara optimal dapat ditentukan. Semakin lama waktu interaksi, maka semakin besar logam Fe (II) yang teradsorpsi karena semakin banyak kesempatan partikel residu karbid untuk kontak dengan logam, sehingga logam ion Fe semakin banyak terikat di dalam pori-pori residu kalsium karbid. Namun, apabila adsorbennya sudah jenuh, waktu interaksi tidak lagi berpengaruh. pada Gambar 4.8. menunjukkan bahwa pelepasan ion logam Fe (II) meningkat dengan peningkatan waktu kontak sebelum kesetimbangan tercapai. Semua parameter seperti dosis adsorben dan pH larutan dijaga konstan. Jumlah adsorbat yang terserap per massa padatan residu kalsium karbid pada kesetimbangan ( $q_e$ ) cenderung meningkat seiring dengan naiknya waktu kontak dan meningkatnya konsentrasi awal larutan ion Fe (II). Hal ini menunjukkan bahwa kemampuan residu kalsium karbid untuk mengadsorpsi ion logam Fe(II) masih dapat dimanfaatkan hingga konsentrasi lebih besar dari yang digunakan pada penelitian ini. Kapasitas adsorpsi ion Fe (II) yang teradsorpsi meningkat seiring meningkatnya waktu kesetimbangan tercapai untuk setiap konsentrasi. Pada rentang konsentrasi rendah persen adsorpsi tinggi karena ketersediaan situs yang lebih reaktif. Pada konsentrasi ion logam Fe (II) yang lebih tinggi semakin banyak situs permukaan yang dicakup, kapasitas adsorben semakin berkurang karena tidak tersedianya situs permukaan aktif. Hal ini menyebabkan penyisihan persentase ion logam Fe (II) yang teradsorpsi pada konsentrasi yang lebih tinggi. Gambar 4.8. menunjukkan bahwa persentase adsorpsi ion Fe (II) dengan cepat

mencapai kesetimbangan pada waktu kontak 30 menit untuk konsentrasi 20 mg/L. Pada kondisi tersebut, persentase adsorpsi ion Fe (II) terlihat meningkat mendekati 100%, yang menunjukkan bahwa ion Fe (II) benar-benar dapat dihilangkan dari larutan. Percobaan yang dilakukan diperoleh hasil bahwa, untuk  $C_0 = 100$  mg/L penyisihan ion Fe (II) meningkat dari 29,1% menjadi 81,7%, untuk  $C_0 = 80$  mg/L penyisihan ion Fe (II) meningkat dari 35,03% menjadi 88,0%, untuk  $C_0 = 60$  mg/L penyisihan ion Fe (II) meningkat dari 20,22 menjadi 90,66%, untuk  $C_0 = 40$  mg/L penyisihan ion Fe (II) meningkat dari 42,38% menjadi 95,25% serta untuk  $C_0 = 20$  mg/L penyisihan ion Fe (II) meningkat dari 44,53% menjadi 97,14% dengan variasi waktu kontak dari 5 hingga 25 menit. Namun demikian, waktu kontak dari 25 hingga 60 menit, persentase penyisihan ion Fe (II) tetap konstan (98%), yang menunjukkan bahwa keseimbangan dicapai pada waktu kontak 25 menit. Dengan demikian hasil menggambarkan bahwa waktu kontak optimal untuk penyisihan ion Fe (II) maksimum (98%) adalah 30 menit. Hasil ini penting karena waktu keseimbangan adalah salah satu parameter menentukan untuk sistem pengolahan air limbah yang ekonomis.

#### IV.4.2. Pengaruh pH Awal.

Nilai keasaman atau pH larutan awal adalah parameter yang penting untuk penyerapan ion logam karena mempengaruhi baik sifat kimiawi permukaan adsorben maupun sifat kimiawi larutan ion logam terlarut. Nilai pH larutan sangat mempengaruhi tidak hanya disosiasi situs permukaan residu kalsium karbid, tetapi juga kondisi larutan kimia dari ion logam berat, antara lain hidrolisis, kompleksasi oleh ligan organik dan/atau anorganik, reaksi redoks, presipitasi, spesiasi dan ketersediaan adsorpsi ion logam berat (Esposito et al., 2002; Wang, 2010). Pada pH yang mendekati asam, ion logam berat umumnya cenderung berikatan dengan adsorben daripada mengendap dalam bentuk hidroksida (Schneider et al., 2001). Pengaruh pH awal larutan ion logam Fe (II) pada tingkat adsorpsi ion Fe (II) dipelajari dalam rentang pH 2,5 ; 4,0 dan 6,0 dengan konsentrasi awal (20–100mg/L), massa adsorben 5 g dan waktu kontak selama 60 menit serta suhu 30°C. Hasil penelitian yang diperoleh tersaji pada Gambar 4.11.



Gambar 4.9. Hubungan konsentrasi awal ion Fe(II) terhadap laju penyisihan ion Fe(II)

Pada Gambar 4.9 terlihat bahwa pengaruh penambahan konsentrasi awal ion Fe(II) terhadap persentase penyisihan ion Fe(II) mengakibatkan laju penyisihan ( $q_e$ ) ion Fe(II) dalam larutan asam sintesis oleh residu kalsium karbid meningkat secara signifikan. Peningkatan persentase penyisihan ion logam Fe(II) tersebut adalah dari 0,3989 mg/g ion Fe (II) pada konsentrasi awal 20 mg/L menjadi 1,8809 mg/g ion Fe (II) pada konsentrasi 100 mg/L. Semakin tinggi konsentrasi larutan ion Fe (II) maka semakin banyak ion Fe (II) yang terserap. Sedangkan persentase laju adsorpsi menurun dari 99,735% menjadi 94,048% ketika konsentrasi ion Fe(II) meningkat dari 20 mg/L menjadi 100 mg/L pada waktu kontak selama 60 menit. Hal ini menunjukkan bahwa meningkatnya konsentrasi awal ion logam Fe(II) akan meningkatkan daya dorong dan didukung keberadaan situs reaktif pada pori adsorben residu kalsium karbid yang lebih banyak, sehingga ion Fe(II) akan berpindah dari permukaan luar ke pori-pori residu kalsium karbid yang berukuran mikro. Ion logam Fe(II) mampu bertukar kation, tidak hanya pada permukaan luar adsorben, tetapi juga pada bagian dalam adsorben residu kalsium karbid. Keseimbangan tercapai ketika semua pertukaran ion logam Fe (II) dan kation pada permukaan luar dan dalam residu kalsium karbid telah tercapai.

Perubahan pH larutan akibat kontak langsung dengan adsorben residu kalsium karbid berdampak nyata pada kemampuan kalsium karbid untuk menghilangkan ion Fe(II), karena larutan asam sintesis dapat mempengaruhi karakter pertukaran ion dan karakter (struktur) adsorben residu kalsium karbid itu sendiri. Hal ini terutama disebabkan oleh penyisihan konsentrasi ion  $H^+$  karena tingkat pH awal meningkat dari 2,5 menjadi 12,8, sehingga ion  $H^+$  bertindak sebagai pesaing untuk situs adsorpsi yang ada pada permukaan residu kalsium karbid menjadi lebih terkonsentrasi. Oleh

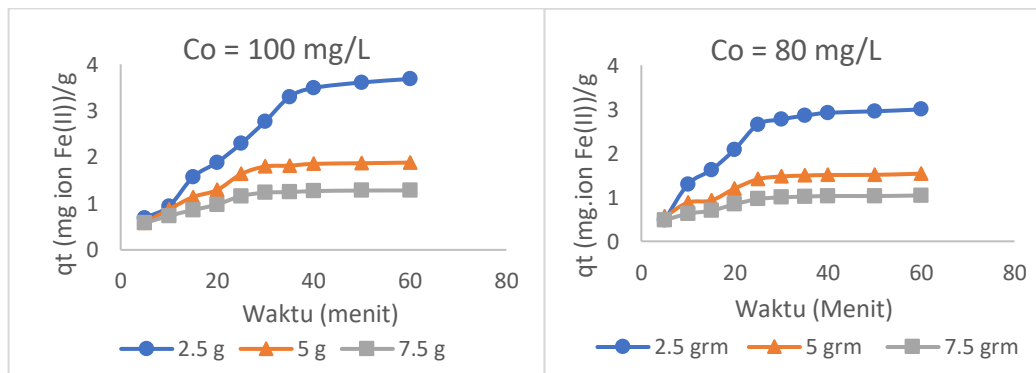


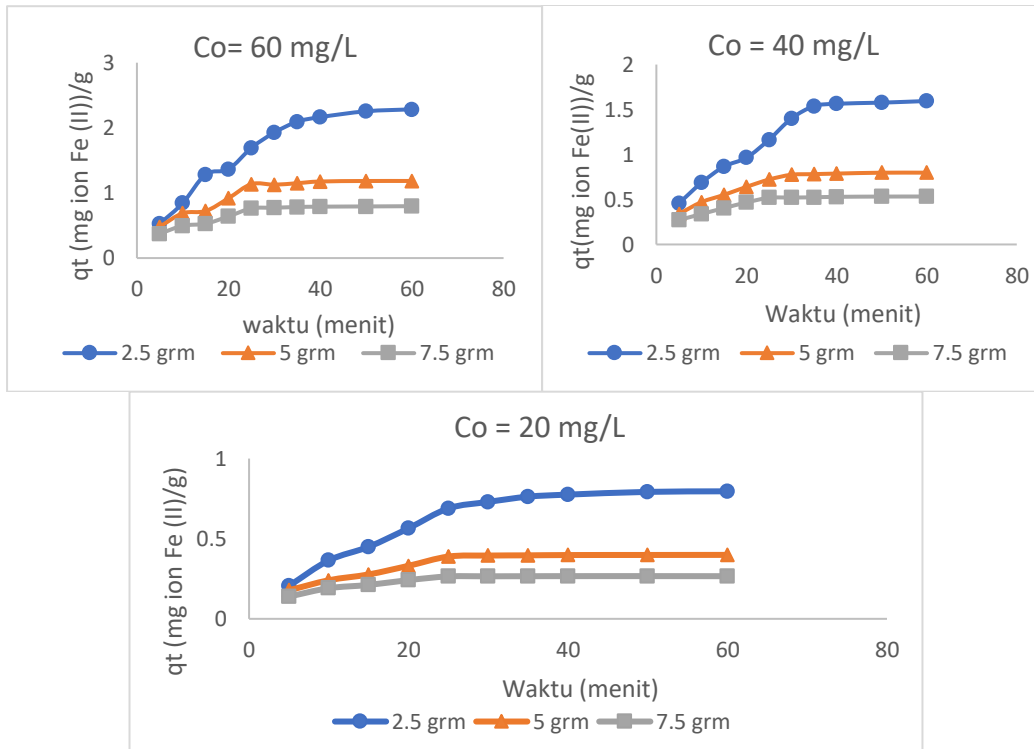
karena itu, gaya penggerak konsentrasi akan teradsorpsi dengan ion Fe(II), sehingga menghasilkan kapasitas adsorpsi meningkat untuk Ion Fe(II). Selain itu Adsorpsi kation logam pada adsorben sangat dipengaruhi oleh sifat permukaan adsorben dan larutan ion logamnya. Dengan kenaikan pH medium, ion logam yang terhidrat di dalam medium akan mengalami hidrolisis. Persentasi maksimum ion Fe(II) yang tersisihkan terjadi pada pH 12,8. Hal ini disebabkan, pada kondisi basa, ion logam dapat bereaksi dengan ion OH dan menyebabkan terbentuknya logam hidroksida yang bersifat mengendap, sehingga semakin memperkecil kandungan ion logam dalam larutan (Chunfeng et al., 2009).

Menurut Wang (2008), pada pH larutan yang tinggi, keberadaan ion H<sup>+</sup> sebagai pesaing ion logam akan menurun, karena larutan ion logam bersifat basa. Lebih lanjut dijelaskan bahwa konsentrasi ion H<sup>+</sup> dapat mempercepat teradsorpsinya ion logam secara maksimal. Seperti pada konsentrasi awal 40 mg/l, pada waktu kontak 5 menit pH meningkat dari 4,3 menjadi 10,2 pada waktu kontak 60 menit dan harga  $q_e$  juga mengalami peningkatan dari 0,179 mg/g menjadi 0,798 mg/g. Hal ini berarti kenaikan pH dan konsentrasi awal ion Fe (II) menghasilkan peningkatan kapasitas adsorpsi ( $q_e$ ) adsorben residu kalsium karbid.

#### IV.4.3 Pengaruh Massa Residu Kalsium Karbid

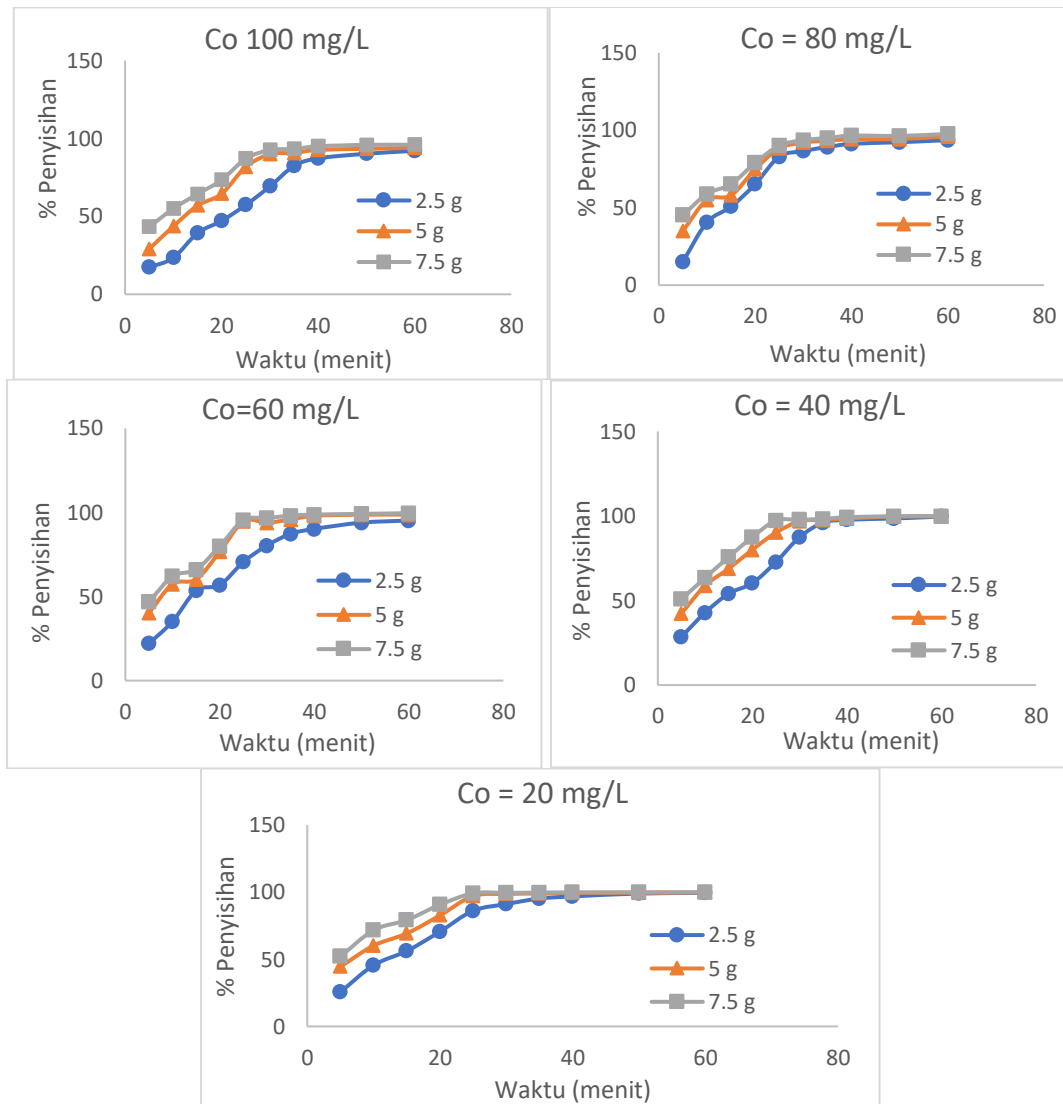
Konsentrasi ion Fe (II) dalam larutan asam dengan konsentrasi awal 20 mg/L hingga 100 mg/L diadsorpsi menggunakan dosis residu kalsium karbid yang berbeda, yaitu mulai dari 2,5 gram, 5,0 gram dan 7,5 gram dalam 100 mL larutan ion Fe (II) dengan rentang waktu 5 hingga 60 menit. Efek dosis residu kalsium karbid pada adsorpsi ion besi (II) disajikan pada Gambar 5.3.





Gambar 4.10. Hubungan daya serap (mg/g) adsorben kalsium karbid terhadap ion Fe (II) pada berbagai konsentrasi awal 20 hingga 100 mg /L, dan dosis residu kalsium karbid 2,5 g, 5,0 g dan 7,5 g

Gambar 4.9. menunjukkan bahwa jumlah adsorbat yang terserap per massa residu kalsium karbid ( $q_e$ ) cenderung meningkat seiring dengan naiknya waktu kontak dan konsentrasi awal larutan ion Fe(II). Hal ini menunjukkan bahwa kemampuan adsorben residu kalsium karbid untuk mengadsorpsi ion Fe (II) masih dapat ditingkatkan lebih tinggi dari konsentrasi yang digunakan pada penelitian. Adsorpsi terhadap ion Fe(II) oleh adsorben residu kalsium karbid menunjukkan kenaikan yang relatif besar hingga waktu 60 menit, seiring dengan naiknya konsentrasi awal ion Fe (II) dalam larutan. Hasil pengamatan menunjukkan bahwa pada konsentrasi awal 40 mg/L, jumlah adsorbat yang terserap 0,798 mg/g dan pada konsentrasi awal 100 mg/L, jumlah adsorbat yang terserap naik menjadi 1,977 mg/g.



Gambar 4.11. Pengaruh massa adsorben residu kalsium karbid terhadap persen penyisihan ion logam Fe (II)

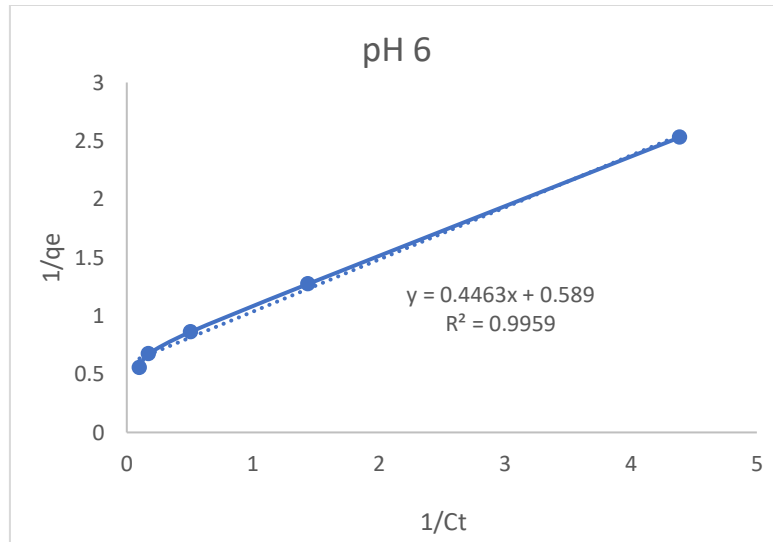
Efisiensi adsorpsi ion Fe (II) oleh adsorben residu kalsium karbid dipelajari dengan memvariasikan jumlah adsorben, yaitu 2,5 g, 5 g dan 7,5 g dengan menjaga parameter lain (pH, dan konsentrasi awal) konstan. Hasil penghitungan tersebut diplotkan dalam grafik yang tersaji pada Gambar 5.4. Dari Gambar 4.10 terlihat bahwa terdapat peningkatan yang signifikan persentase penyisihan ion Fe (II) dalam larutan asam seiring dengan peningkatan dosis residu kalsium karbid pada masing-masing konsentrasi dalam waktu kontak adsorpsi 60 menit. Hal ini disebabkan oleh meningkatnya ketersediaan situs adsorpsi aktif yang timbul karena peningkatan luas permukaan efektif yang dihasilkan dari peningkatan dosis adsorben atau karena konglomerasi adsorben. Lebih lanjut diketahui bahwa peningkatan dosis adsorben residu kalsium karbid mampu meningkatkan efisiensi

penyisihan konsentrasi ion Fe(II) secara signifikan karena mampu menghilangkan lebih dari 98% kandungan ion Fe(II) dalam larutan. Persen penyisihan ion Fe (II) pada konsentrasi awal 20 mg/L dengan waktu kontak 60 menit sebesar 99,97%. Sedangkan pada konsentrasi awal ion Fe(II) yang lebih tinggi yaitu 100 mg/L, adsorben residu kalsium karbid masih mampu menyisihkan ion Fe(II) sebesar 94,35%. Namun, pada waktu kontak 30 menit hingga 60 menit terlihat bahwa persentase penyisihan ion Fe(II) menggunakan adsorben residu kalsium karbid terlihat relatif konstan.

Dari Gambar 4.10. dapat diamati bahwa persentase penyisihan ion logam Fe(II) menurun dengan meningkatnya konsentrasi awal ion logam Fe(II). Penyerapan yang lebih rendah pada konsentrasi ion logam yang lebih tinggi karena meningkatnya rasio jumlah awal mol Fe(II) terhadap situs kosong yang tersedia pada adsorben residu kalsium karbid. Pada dosis adsorben yang diberikan, jumlah total situs adsorben yang tersedia untuk menyerap sejumlah adsorbat adalah tetap (sama), sehingga apabila terjadi peningkatan konsentrasi awal ion logam Fe(II) akan mengakibatkan penyisihan persentase penyisihan adsorbat. Oleh karena itu terbukti bahwa adsorpsi ion Fe (II) tergantung pada konsentrasi awal ion logam.

#### **IV.5. Isoterm Adsorpsi**

Modus interaksi antara molekul adsorben dan ion logam dan tingkat akumulasi dipelajari dengan menggunakan model isotermal. Data kesetimbangan sering disebut isoterm adsorpsi membentuk dasar untuk desain sistem adsorpsi. Untuk penelitian ini, data kesetimbangan dimodelkan dengan model Langmuir dan Freundlich. Model Langmuir bekerja berdasarkan asumsi bahwa adsorpsi lapisan tunggal terjadi pada jumlah terbatas situs seragam pada adsorben (5). Bentuk linear dari persamaan Langmuir ketika diplot memberikan gambaran yang baik tentang interaksi antara adsorbat dan adsorben. Nilai  $K_L$  dan  $q_m$  diperoleh dari plot  $1/q_e$  terhadap  $1/C_t$  yang ditunjukkan pada Gambar 4.12.



Gambar 4.12. Adsorpsi kesetimbangan menggunakan konstanta isoterm Langmuir untuk menghilangkan ion Fe (II) pada pH awal 6.

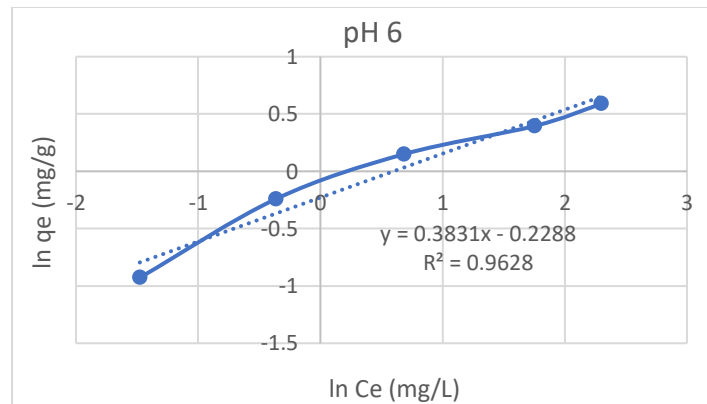
Gambar 4.12. menunjukkan bahwa plot  $1/q_e$  terhadap  $1/C_e$  dari data hasil percobaan pada waktu kontak 25 menit, adsorpsi isotermik Langmuir untuk menyerap ion besi (II) dengan massa residu kalsium karbid 5 g, menunjukkan garis lurus, sehingga dapat dihitung konstanta model Langmuir (Tabel 5.2.). Pada Tabel 5.2. menunjukkan bahwa kesetimbangan adsorpsi isotermik Langmuir untuk adsorpsi ion Fe (II) memberikan garis lurus. Hal ini berarti bahwa linierisasi yang diperoleh, cocok dengan hasil eksperimen sebagaimana diungkapkan oleh nilai koefisien korelasi,  $R^2$ , yang berkisar antara 0,95 hingga 0,99.

Kapasitas adsorpsi umumnya meningkat ketika pH larutan awal meningkat. Kapasitas adsorpsi maksimum ion Fe(II),  $q_{maks}$ , yang mewakili cakupan monolayer dari adsorben dengan adsorbat menurut model Langmuir, terjadi pada pH 6 sebesar 1,697mg/g. Sementara itu, kapasitas adsorpsi maksimum,  $q_{mak}$ , dari Fe(II) pada pH 4 sebesar 1,341mg/g dan kapasitas adsorpsi maksimum pada pH 2.5,  $q_{mak}$ , dari Fe (II) adalah 1,317 mg/g. Hal ini berarti penghitungan kapasitas adsorpsi ion logam Fe (II) cocok menggunakan Model Langmuir yang secara efektif dan signifikan memberikan nilai koefisien korelasinya ( $R^2$ )  $>0.95$ . Hasil pengamatan dan penghitungan bahwa ketika pH awal larutan dinaikkan maka kapasitas adsorpsi residu kalsium karbid juga meningkat.

Tabel 4.4. Konstanta isotermik Langmuir untuk kesetimbangan adsorpsi ion Fe(II) menggunakan adsorben residu kalsium karbid.

Logam	pH awal	Persamaan garis	Langmuir		
			q (mg/g)	$K_L$ (l/mg)	$R^2$
Ion Fe (II)	2,5	$y = 1,0631x + 0,7592$	1,317	0,714	0,9541
	4,0	$y = 0,4881x + 0,7455$	1,341	1,527	0,9514
	6,0	$y = 0,4463x + 0,5890$	1,697	1,319	0,9959

Bentuk linier dari metoda adsorpsi isoterm Freundlich dinyatakan dengan korelasi isoterm Freundlich menggambarkan adsorpsi dalam sistem yang tidak seragam (multilayer). Dengan  $k_f$  dan  $n$  menunjukkan kapasitas adsorben dan intensitas adsorpsi (konstanta Freundlich) masing-masing. Plot  $\log q_e$  versus  $\log C_e$  memberikan grafik linier dengan kemiringan  $1/n$  dan intersep  $k_f$  seperti yang ditunjukkan pada Gambar 4.13.



Gambar 4.23. Adsorpsi kesetimbangan menggunakan konstanta isotermik Freundlich untuk menghilangkan ion Fe (II) pada pH awal 2,5; 4,0 dan 6,0

Tabel 4.5. Adsorpsi kesetimbangan yang dihitung konstanta isotermik Freundlich untuk menghilangkan ion Fe (II) dari larutan

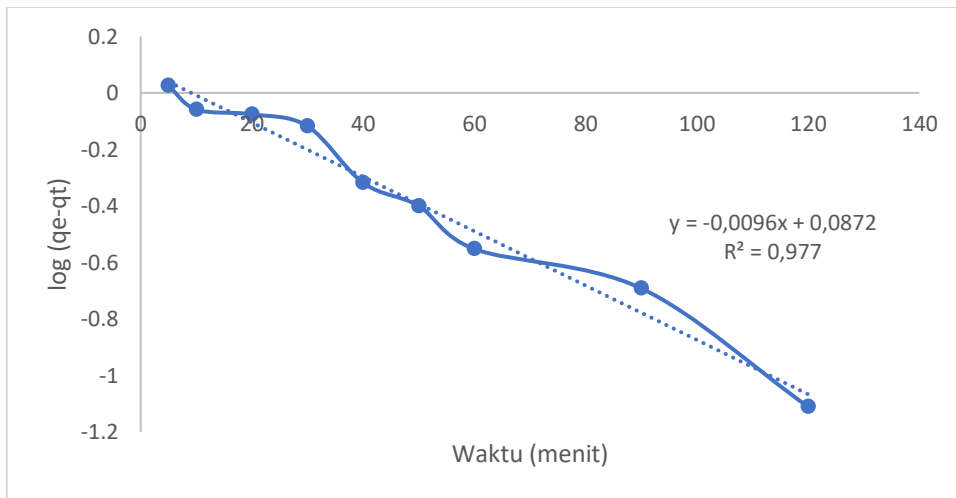
Logam	pH awal	Persamaan garis	Freundlich		
			$K_F$ (1/mg)	$1/n$	$R^2$
Ion Fe (II)	2,5	$y = 0,3944x - 0,7395$	0,182	0,394	0,983
	4,0	$y = 0,3635x - 0,4547$	0,590	0,363	0,997
	6,0	$y = 0,3831x - 0,2288$	0,350	0,383	0,963

Model adsorpsi isotermik yang memperlihatkan adanya hubungan linear antara jumlah zat yang teradsorpsi per gram adsorben yang dihitung menggunakan parameter persamaan Langmuir dan persamaan Freundlich dapat memberikan hasil bahwa keduanya dapat diterapkan pada proses adsorpsi ion Fe (II) menggunakan residu kalsium karbit. Hasil perhitungan yang diperoleh

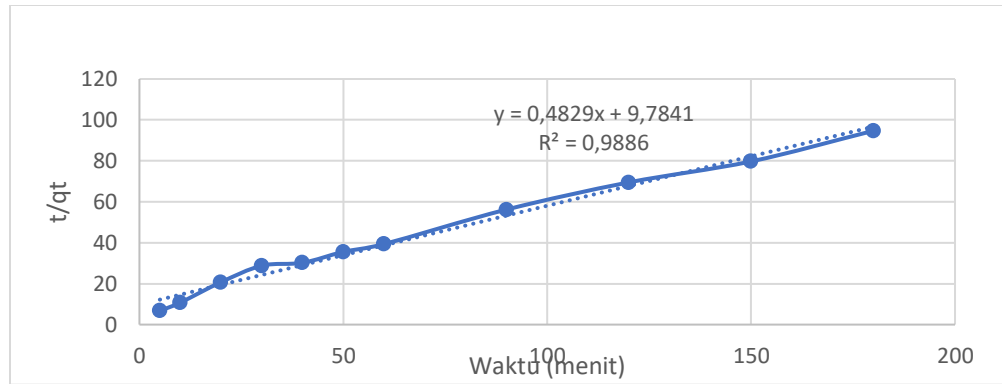
menunjukkan untuk adsorpsi isotermik model Langmuir pada pH 6 diperoleh persamaan  $q_e = \frac{2.234C_e}{1.319C_e + 1}$ , sedangkan untuk adsorpsi isotermik model Freundlich terjadi pada pH 4 dengan persamaannya  $q_e = 0.59C_e^{0.383}$ . Hal ini berarti pola adsorpsi isotermik dalam penyerapan ion logam Fe(II) oleh adsorben residu kalsium karbid mengikuti pola isothermik model Langmuir maupun pola isotermik model Freundlich. Hal ini disebabkan sisi aktif pada permukaan adsorben residu kalsium karbid adalah heterogen dan adsorpsi terdapat terjadi lapisan permukaan secara mono layer.

#### IV.6 Model Kinetik

Untuk menentukan mekanisme proses penghilangan ion Fe (II) menggunakan adsorben limbah padat kalsium karbid, berbagai mekanisme yang mengontrol proses adsorpsi (reaksi kimia, perpindahan massa, dll.), korelasi orde satu semu dan orde dua semu Langergren digunakan untuk menguji data eksperimen. Gambar (7) menunjukkan plot korelasi orde satu semu Langergren untuk adsorpsi besi (II) dari limbah industri tekstil menggunakan residu kalsium karbid. Parameter kinetika untuk proses adsorpsi (konstanta laju orde satu semu,  $K_1$ ) dapat diperoleh dari gradien plot  $\log(q_e - q_t)$  terhadap t.



Gambar 4.24 Kinetika adsorpsi pseudo orde satu untuk ion logam Fe (II)



Gambar 4.15. Kinetika adsorpsi pseudo orde dua untuk ion Fe (II)

Kapasitas adsorpsi kesetimbangan residu kalsium karbid ditemukan meningkat dengan meningkatnya waktu kontak. Hal ini menunjukkan bahwa pada di dalam pori adsorben residu kalsium karbid tersedia cukup banyak situs aktif yang memiliki potensi untuk mengadsorpsi ion logam Fe (II). Peningkatan adsorpsi ion Fe (II) dengan peningkatan waktu kontak, kemungkinan disebabkan oleh penyisihan resistensi lapisan batas terhadap perpindahan massa dalam larutan limbah sintetis dan peningkatan energi kinetik dari ion terhidrasi. Dengan meningkatkan waktu kontak, mengakibatkan berkurangnya hambatan lapisan batas dan terjadi peningkatan mobilitas ion logam dalam larutan limbah sintetis.

Tabel 4.6. Persamaan linear model kinetika adsorpsi ion Fe(II) dan nilai korelasi ( $R^2$ )

Massa adsorben(g)	Model kinetika pseudo Orde satu				Model Kinetika pseudo orde dua			
	Persamaan linier	$q_e$	$R^2$	$k_1$	Persamaan linier	$q_e$	$R^2$	$k_2$
2,0	$y = -0,0095x + 0,5572$	3,608	0,966	0,0218	$y = 0,1867x + 6,9494$	5,353	0,9696	0,0050
5,0	$y = -0,0096x + 0,0872$	1,222	0,977	0,0221	$y = 0,4829x + 9,7841$	2,071	0,9886	0,0243
7,5	$y = -0,0120x - 0,0731$	0,845	0,846	0,0276	$y = 0,7436x + 7,2334$	1,345	0,9962	0,0764

Pada Tabel 4.6. menunjukkan bahwa proses adsorpsi ion logam Fe (II) berlangsung sesuai dengan model kinetika pseudo orde dua dengan nilai koefisien korelasi ( $R^2$ ) untuk masing–masing mendekati satu, yaitu 0,9962 untuk massa adsorben 7,5 g; 0,9877 untuk massa adsorben 5,0 g; serta 0,9696 untuk massa adsorben 2,0 g. Dari Tabel 4.6. juga terlihat bahwa semakin meningkat massa adsorben residu kalsium karbid akan meningkatkan harga konstanta adsorpsi ( $k_2$ ), tetapi terjadi penyisihan harga  $q_e$ . Dengan demikian, model kinetika adsorpsi yang berlangsung pada proses adsorpsi ion logam Fe (II) dalam larutan limbah sintetis oleh adsorben residu kalsium karbit adalah model kinetika pseudo orde dua, yang artinya bahwa masa adsorben berpengaruh pada laju reaksi.



## KESIMPULAN

Hasil penelitian yang diperoleh dalam proses penghilangan ion Fe (II) menggunakan adsorben limbah padat kalsium karbid, menggunakan proses adsorpsi secara batch, disimpulkan sebagai berikut :

Limbah padat kalsium karbid cocok digunakan sebagai adsorben untuk menurunkan konsentrasi ion Fe (II), dengan waktu optimal 60 menit, dimana terjadi penurunan sebesar 99,728% untuk konsentrasi awal 40 mg/L, sebesar 99,246% untuk konsentrasi awal 60 mg/L, sebesar 98,766% untuk konsentrasi awal 80 mg/L, sebesar 98,836% untuk konsentrasi awal 100 mg/L, dan dapat meningkatkan pH dari pH 2,5 menjadi 11,8.

Proses adsorpsi ion Fe (II) oleh limbah padat kalsium karbid, dapat mengikuti model adsorpsi isotherm Langmuir maupun Isoterm Freundlich. Proses adsorpsi terbaik terjadi pada waktu kontak 25 menit dengan nilai R2 tertinggi yaitu sebesar 0,9933 untuk persamaan isotherm Langmuir dan sebesar 0,9726 untuk persamaan Isoterm Freundlich. Hasil perhitungan menggunakan persamaan model adsorpsi isotherm Langmuir didapat :  $q_e = \frac{1,1764C_e}{0,719C_e+1}$ . Hasil perhitungan menggunakan persamaan model adsorpsi isotherm Freundlich didapat :  $q_e = 2,6705C_e^{3,6296}$ .

Kinetika adsorpsi ion Fe (II) pada limbah padat kalsium karbid sesuai dengan kinetika adsorpsi pseudo orde satu dengan harga konstanta laju adsorpsi  $k_1 = 0,0756$  dan R2 = 0,9842 untuk konsentrasi awal 100 mg/L,  $k_1 = 0,0787$ , R2 = 0,9773 untuk konsentrasi awal 80 mg/L,  $k_1 = 0,0881$  dan R2 = 0,9311 untuk konsentrasi awal 60 mg/L, serta  $k_1 = 0,0951$  dan R2 = 0,9186 untuk konsentrasi awal 40 mg/L

Harga  $q_e$  terus meningkat sejalan dengan naiknya nilai pH dari nilai pH 2,5 hingga pH 12,8, kecenderungan peningkatan harga  $q_e$  masih terlihat. Waktu interaksi optimum terjadi pada menit ke-25, yang menunjukkan banyaknya ion Fe (II) teradsorpsi per gram limbah padat kalsium karbit dengan nilai  $q_e$  sebesar 0,776 mg/g untuk konsentrasi awal 40 mg/L dan 1,136 mg/l untuk konsentrasi awal 60 mg/L. Sedangkan untuk konsentrasi awal 80 mg/L dan 100 mg/L, harga  $q_e$  masing-masing sebesar 1,580 mg/L dan 1,977 mg/L.

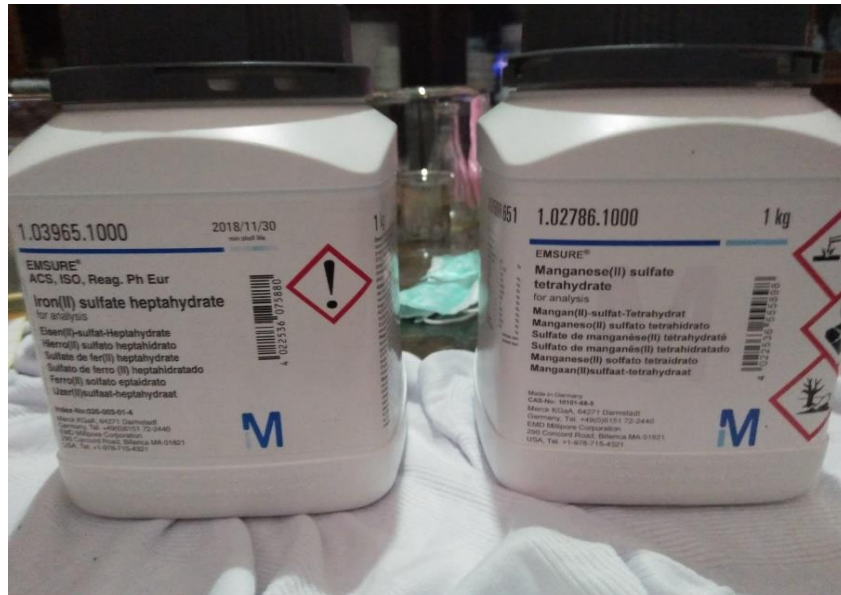
## DAFTAR PUSTAKA

- Akcil, A. and Koldas, S. 2006. Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. Review article. *Journal of Cleaner Production* 14: 1139-1145.
- Antczak, G., and Ehrlich, G. 2004 Long Jumps in Surface Diffusion. *Journal of Colloid Interface Science*, 276: 1-5.
- Babel, S., and Kurniawan, T.A., 2003. Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *Journal of Hazardous Materials*, B97: 219–243.
- Butt, H.J., Graf, K., and Kappl, M. 2003, *Physics and Chemistry of Interfaces*. Wiley-VCH GmbH and Co. KgaA. Weinheim, Germany.
- Buzzi, D.C., Viegas, L.S., Rodrigues, M.A.S., Bernardes, A.M. and Tenório, J.A.S. 2013. Water recovery from acid mine drainage by electro dialysis. *Minerals Engineering* 40: 82–89
- Damian F., Damian Gh., Lăcătușu, R., Postolache, C., Iepure, G., Jelea, M., and Năsui, D. 2013. The heavy metal immobilization in polluted soils from Romania by the natural zeolites use, *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 8(4): 231-251
- Erdem, E., Karapinar, N., and Donat, R. 2004. The removal of heavy metal cations by natural zeolites. *Journal of Colloid and Interface Science*, 280(2): 309–314
- Günay, A., Arslankaya, E., and Tosun, I., 2007. Lead removal from aqueous solution by natural and pretreated clinoptilolite: Adsorption equilibrium and kinetics. *Journal of Hazardous Materials*, 146: 362-371.
- Ho, Y.S. and McKay, G., 2000. The kinetics of sorption of divalent metal ions onto sphagnum moss peat. *Water Research*, 34(3): 735-742.
- Ho, Y.S., 2006. Review of second-order models for adsorption systems. *Journal of Hazardous Materials*, B136(3): 681–689
- Johnson, D.B. and Hallberg K.B., 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*, 338: 3-14.
- Kumar, P.S., Vincent, C., Kirthika, K., and Kumar, K.S. 2010. Kinetics and equilibrium studies of  $Pb^{2+}$  ion removal from aqueous solutions by use of nano-silversol-coated activated carbon. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*. 27(02): 339 – 346.
- Kundu, S., and Gupta, A.K. 2006. Investigations on the adsorption efficiency of iron oxide coated cement (IOCC) towards As(V)—kinetics, equilibrium and thermodynamic studies. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical Engineering Aspects*, 273: 121–128.
- Luptakova, A., Ubaldini, S., Fornari, P. and Macingova, E. 2012. Physical-chemical and biological-chemical methods for treatment of acid mine drainage. *Chemical Engineering Transactions*, 28: 115-120.

- Motsi T., Rowson N.A., and Simmons M.J.H. 2011. Kinetic studies of the removal of heavy metals from acid mine drainage by natural zeolite, *International Journal of Mineral Processing*, 101: 42–49
- Ruthven, D.M. 2001. *Principles of adsorption and adsorption processes*. A Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons. New York
- Nleya, Y. 2016. Removal of Toxic Metals and Recovery of Acid From Acid Mine Drainage Using Acid Retardation and Adsorption Processes, *Sammri Hydrometallurgy Symposium*, University of Cape Town, South Africa
- Vijayaraghavan, K., Padmesh, T.V.N., Palanivelu, K., and Velan, M. 2006. Biosorption of nickel(II) ions onto *Sargassum wightii*: application of two-parameter and three parameter isotherm models, *Journal of Hazardous Materials*, B133: 304– 308
- Vijayaraghavan, K.; Jegan, J.R.; and Velan, M. 2004. Copper removal from aqueous solution by marine green algae *Ulva Reticulata*. *Electronic Journal of Biotechnology*. Vol. 7(1).
- Yu.B, Y. Zhang, A. Shukla, S. Shukla, K. Dorris. 2001. The removal of heavy metals from aqueous solutions by sawdust adsorption-removal of lead and comparison of its adsorption with copper. *J. Hazard. Mater*, B84, pp. 83-94

## LAMPIRAN GAMBAR

- 1) Bahan yang digunakan Fe Sulfat



2) Proses adsorbs Ion logam Fe dengan limbah karbit



3) Penyaringan guna memisahkan limbah karbit tablet dan filtrate nya



4) Sampel berupa filtrate dari pH 2,5



5) Sampel berupa filtrate dari pH 4,1



6) Limbah karbit berupa tablet yang telah mengadsorpsi ion logam Fe di jemur untuk uji sem



7) Melakukan Uji AAS



8) Penampakan limbah karbit menyerap ion logam Fe

