



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: lppm.um-palembang.ac.id/ Email : lppm@um-palembang.ac.id



KONTRAK PELAKSANAAN PROGRAM PENELITIAN

Skema Penelitian Terapan Program Penelitian Terapan Unggulan Perguruan Tinggi Tahun Anggaran 2023

Nomor : 172.c/H-5/LPPM-UMP/IV/2023

Tanggal 02 September 2023

Pada hari Selasa tanggal dua bulan september tahun dua ribu dua puluh tiga, kami yang bertanda tangan dibawah 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 Universitas Muhammadiyah Palembang yang berkedudukan di Jl. Jend Ahmad Yani 13 Ulu Palembang, untuk selanjutnya disebut **PIHAK KESATU**;
- 2. Dr. Ir. Muhammad Arief Karim., MS.c** : Dosen Fakultas Teknik Universitas Muhammadiyah Palembang dalam hal ini bertindak sebagai pengusul dan Ketua Pelaksana Penelitian Tahun Anggaran 2023, untuk selanjutnya disebut **PIHAK KEDUA**.

PIHAK KESATU dan PIHAK KEDUA secara bersama-sama sepakat mengikatkan diri dalam Kontrak Pelaksanaan Program Penelitian dengan Skema Penelitian Terapan Program Penelitian Terapan Unggulan Perguruan Tinggi Tahun Anggaran 2023 yang selanjutnya disebut Kontrak Penelitian, dengan ketentuan dan syarat sebagai berikut :

Pasal 1
RUANG LINGKUP

- (1) Ruang lingkup Kontrak Penelitian ini meliputi pelaksanaan penelitian tahun anggaran 2023 sebanyak 1 (satu) judul penelitian.
- (2) Daftar judul penelitian sebagaimana dimaksud pada ayat (1) berjudul : **"Efektivitas Karbon Aktif Dari Tandan Kosong Kelapa Sawit (Tkks) Dan Limbah Karbit Pada Penurunan Logam Besi"**

Pasal 2
SUMBER DANA PENELITIAN

PIHAK KESATU memberikan pendanaan Kontrak Penelitian yang bersumber dari Universitas Muhammadiyah Palembang.



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: lppm.um-palembang.ac.id/ Email : lppm@um-palembang.ac.id



Pasal 3
NILAI KONTRAK

- (1) PIHAK KESATU memberikan pendanaan Kontrak Penelitian dengan nilai kontrak sebesar Rp. 35.000.000,- (*tiga puluh lima juta rupiah*) yang di dalam nilai kontrak tersebut sudah termasuk seluruh biaya pajak sesuai peraturan perundang-undangan.
- (2) Pendanaan pelaksanaan program penelitian dengan nilai kontrak sebagaimana dimaksud pada ayat (1) dibayarkan kepada PIHAK KEDUA sebagai berikut :

Nama Peneliti	: Dr. Ir. Muhammad Arief Karim., MS.c
Nomor Rekening	: 8100-90-08780
Nama penerima pada rekening	: M ARIEF KARIM, IR
Nama Bank	: Bank SumselBabel Syariah

- (3) PIHAK KESATU tidak bertanggungjawab atas keterlambatan dan/atau tidak terbayarnya sejumlah dana, yang disebabkan oleh kesalahan PIHAK KEDUA dalam menyampaikan informasi sebagaimana dimaksud pada ayat (1).

Pasal 4
NILAI DAN TAHAPAN PEMBAYARAN

- (1) Dana pelaksanaan penelitian sebagaimana nilai kontrak yang dimaksud dalam Pasal 3 ayat (1) dibayarkan oleh PIHAK KESATU kepada PIHAK KEDUA secara bertahap melalui rekening institusi kepada rekening penerima melalui mekanisme transfer, dengan ketentuan sebagai berikut :
 - a. Pembayaran Tahap Pertama sebesar 70% (tujuh puluh persen) dari jumlah keseluruhan bantuan dana kegiatan, yaitu $70\% \times \text{Rp. } 35.000.000,- = \text{Rp. } 24.500.000,-$ (*dua puluh empat juta lima ratus ribu rupiah*);
 - b. Pembayaran Tahap Kedua sebesar 30% (tiga puluh persen) dari jumlah keseluruhan bantuan dana kegiatan, yaitu $30\% \times \text{Rp. } 20.000.000,- = \text{Rp. } 5.500.000,-$ (*lima juta lima ratus ribu rupiah*), dibayarkan setelah PIHAK KEDUA mengisi buku catatan harian, dan mengunggah dokumen laporan pelaksanaan pekerjaan.
- (2) PIHAK KEDUA harus menyampaikan surat pernyataan telah menyelesaikan seluruh pekerjaan yang dibuktikan dengan pengunggahan pada laman yang ditentukan oleh LPPM Universitas Muhammadiyah Palembang paling lambat Desember 2023, dengan melampirkan dokumen sebagai berikut :
 - a. Buku catatan harian pelaksanaan penelitian;
 - b. Laporan kemajuan pelaksanaan penelitian;



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: lppm.um-palembang.ac.id/ Email : lppm@um-palembang.ac.id

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

- c. Laporan akhir;
- d. Luaran :
 - 1. Luaran wajib :
 - Produk inovatif, memiliki nilai tambah dan dilindungi oleh KI (paten, Paten Sederhana, Perlindungan Varietas Tanaman, Desain Tata Letak Sirkuit Terpadu) atau naskah kebijakan dengan kriteria masing-masing tahapan luaran sebagaimana diatur;
 - Publikasi karya ilmiah pada jurnal internasional bereputasi.
 - 2. Luaran tambahan :
 - 1 artikel di prosiding seminar internasional.

Pasal 5

JANGKA WAKTU PELAKSANAAN DAN PENYELESAIAN

Jangka waktu pelaksanaan penelitian dilaksanakan selama empat (empat) bulan dimulai sejak bulan September hingga Desember 2023.

Pasal 6

HAK DAN KEWAJIBAN

- (1) PIHAK KESATU mempunyai kewajiban :
 - a. Memberikan pendanaan penelitian kepada PIHAK KEDUA;
 - b. Membuat Kontrak Pelaksanaan Penelitian antara ketua LPPM dengan ketua pelaksana penelitian;
 - c. Mengoordinir dan bertanggung jawab atas terlaksananya Kontrak Penelitian yang dilakukan oleh PIHAK KEDUA;
 - d. Melakukan pemantauan dan evaluasi pengunggahan ke laman yang ditentukan oleh LPPM UM Palembang atas dokumen sebagai berikut :
 - 1. Surat pernyataan kesanggupan pelaksanaan penelitian;
 - 2. Catatan harian pelaksanaan penelitian;
 - 3. Laporan kemajuan pelaksanaan penelitian;
 - 4. Laporan akhir penelitian; dan
 - 5. Luaran penelitian.
 - e. Melakukan penilaian kemajuan pelaksanaan program penelitian setelah PIHAK KEDUA mengunggah laporan kemajuan pelaksanaan kegiatan ke laman yang ditentukan oleh LPPM UM Palembang, dengan berpedoman kepada prinsip-prinsip dan/kaidah program penelitian;
 - f. Melakukan penilaian luaran penelitian; dan
 - g. Melakukan validasi luaran tambahan.
- (2) PIHAK KEDUA mempunyai kewajiban :
 - a. Mengunggah dokumen ke laman yang sudah di tentukan oleh LPPM UM Palembang sebagai berikut :



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: lppm.um-palembang.ac.id/ Email : lppm@um-palembang.ac.id



1. Surat pernyataan kesanggupan pelaksanaan penelitian;
2. Catatan harian pelaksanaan penelitian;
3. Laporan kemajuan pelaksanaan penelitian;
4. Laporan akhir penelitian;
5. Luaran penelitian; dan
6. Laporan hasil penelitian berupa *softfile* sebagaimana pada butir (3) dan (4) harus memenuhi ketentuan sebagai berikut :
 - Bentuk/ukuran kertas A4;
 - Dibawah bagian cover ditulis :

Dibiayai oleh :

Universitas Muhammadiyah Palembang

Sesuai dengan Kontrak Pelaksanaan Program Penelitian Tahun Anggaran 2023

Nomor : 172.c/H-5/LPPM-UMP/IX/2023

Tanggal 02 September 2023

- b. Mengembalikan sisa dana ke kas Universitas Muhammadiyah Palembang setelah berkoordinasi dengan PIHAK KESATU, apabila dalam pelaksanaan penelitian terdapat sisa dana.
- (3) PIHAK KESATU mempunyai hak menerima dokumen hasil unggahan di laman yang sudah ditentukan oleh LPPM UM Palembang sebagai berikut :
 - a. Surat pernyataan kesanggupan pelaksanaan penelitian;
 - b. Catatan harian pelaksanaan penelitian;
 - c. Laporan kemajuan pelaksanaan penelitian;
 - d. Laporan akhir penelitian; dan
 - e. Luaran penelitian.
- (4) PIHAK KEDUA mempunyai hak mendapatkan dana penelitian dari PIHAK KESATU.

Pasal 7

PAJAK

Ketentuan pengenaan pajak pertambahan nilai dan/atau pajak penghasilan dalam rangka pelaksanaan kegiatan penelitian ini wajib dilaksanakan oleh PIHAK KEDUA sesuai dengan ketentuan peraturan perundang-undangan di bidang perpajakan.

Pasal 8

KEKAYAAN INTELEKTUAL

- (1) Hak Kekayaan Intelektual yang dihasilkan dari pelaksanaan penelitian diatur dan dikelola sesuai dengan ketentuan peraturan perundang-undangan.

(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: lppm.um-palembang.ac.id/ Email : lppm@um-palembang.ac.id

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

- (2) Setiap publikasi, makalah, dan/atau ekspos dalam bentuk apapun yang berkaitan dengan hasil penelitian wajib mencantumkan nama Universitas Muhammadiyah Palembang sebagai pemberi dana.

Pasal 9
INTEGRITAS AKADEMIK

- (1) Pelaksana penelitian wajib menjunjung tinggi integritas akademik yaitu komitmen dalam bentuk perbuatan yang berdasarkan pada nilai kejujuran, kredibilitas, kewajaran, kehormatan, dan tanggung jawab dalam kegiatan penelitian yang dilaksanakan.
- (2) Penelitian dilakukan sesuai dengan kerangka etika, hukum dan profesionalitas serta kewajiban sesuai dengan peraturan perundang-undangan.
- (3) Penelitian dilakukan dengan menjunjung tinggi standar ketelitian dan integritas tertinggi dalam semua aspek penelitian.

Pasal 10
SANKSI

- (1) Apabila sampai dengan batas waktu yang telah ditetapkan untuk melaksanakan Kontrak Penelitian telah berakhir, PIHAK KEDUA tidak melaksanakan kewajiban sebagaimana dimaksud dalam Pasal 6 ayat (2), maka PIHAK KEDUA dikenai sanksi administratif.
- (2) Apabila dikemudian hari terbukti bahwa judul-judul proposal yang diajukan pada program penelitian sebagaimana dimaksud dalam Pasal 1 ditemukan adanya duplikasi dan/atau ditemukan adanya ketidakjujuran/itikad buruk yang tidak sesuai dengan kaidah ilmiah, maka kegiatan penelitian tersebut dinyatakan batal dan PIHAK KEDUA dikenai sanksi administratif.
- (3) Sanksi administratif sebagaimana dimaksud pada ayat (1) dan (2) dapat berupa penghentian pembayaran dan/atau Ketua Tim Pelaksana Penelitian tidak dapat mengajukan proposal penelitian dalam kurun waktu 2 (dua) tahun berturut-turut dan diwajibkan mengembalikan dana yang telah diterima ke kas Universitas Muhammadiyah Palembang.

Pasal 11
LAIN-LAIN

Dalam hal PIHAK KEDUA berhenti dari jabatannya sebelum Kontrak Penelitian ini selesai, maka PIHAK KEDUA wajib melakukan serah terima tanggung jawabnya kepada pejabat baru yang menggantikannya.



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: lppm.um-palembang.ac.id/ Email : lppm@um-palembang.ac.id

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

Pasal 12
PENUTUP

Kontrak Penelitian ini dibuat dan ditandatangani oleh PARA PIHAK dalam rangkap 2 (dua) asli bermaterai cukup yang biayanya dibebankan kepada PIHAK KEDUA, untuk tiap-tiap PIHAK dan memiliki kekuatan hukum yang sama.

PIHAK KESATU,

PIHAK KEDUA,



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



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

LAPORAN AKHIR
PENELITIAN



EFEKTIVITAS KARBON AKTIF DARI TANDAN KOSONG KELAPA SAWIT (TKKS)
DAN LIMBAH KARBIT PADA PENURUNAN LOGAM BESI (Fe)

PENELITI

Dr.Ir. MUHAMMAD ARIEF KARIM, MS.c

NIDN : 0203016201

HENNY JUNIAR, ST.,MT

NIDN : 0202067101

CHELSIE CAMARI LESTARI

NRP : 122020015P

Dibiayai oleh;

Universitas Muhammadiyah Palembang

Sesuai dengn Kontrak Pelaksanaan Program Penelitian Tahun Anggaran 2024

Nomor : 172.c /H-5/LPPM-UMP/IV/2023

Tanggal 02 September 2023

LEMBAGA PENELITIAN DAN PENGABDIAN KEPADA MASYARAKAT
UNIVERSITAS MUHAMMADIYAH PALEMBANG

Desember 2023

HALAMAN PENGESAHAN

B. Halama Identitas

1. Judul Penelitian : EFEKTIVITAS KARBON AKTIF DARI TANDAN KOSONG KELAPA SAWIT (TKKS) DAN LIMBAH KARBIT PADA PENURUNAN LOGAM BESI
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 : 1.Henny Juniar
2.Chelsie Camari Lestari
 - a. Prodi : Teknik Kimia
 - b. Fakultas : Teknik
4. Lokasi Penelitian : Kota Palembang
5. Waktu Penelitian : September 2023 – Desember 2023
6. Biaya : Rp.35.000.000 (Tiga puluh lima Juta rupiah)
7. Sumber Dana : UM-Palembang

Palembang, Desember 2023

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

Abstrak

Pencemaran logam berat merupakan salah satu permasalahan yang terjadi di perairan Indonesia, salah satunya berasal dari limbah tekstil. Limbah ini mengandung pewarna sintetis dan menggunakan kombinasi warna yang berbeda-beda sehingga menggunakan bahan pengunci berupa Fe, tawas, dan kapur. Hal ini dapat menimbulkan gangguan kesehatan, sehingga penelitian ini bertujuan untuk menurunkan kadar logam berat dengan menggunakan metode adsorpsi berupa karbon aktif. Tandan Kelapa Sawit Kosong mengandung senyawa lignin, selulosa, dan hemiselulosa yang dapat digunakan sebagai karbon aktif, dengan kandungan lignoselulosa 55-60% yang merupakan komponen utama TKKS yang dapat mengadsorpsi logam berat karena adanya gugus aktif -OH dan -COOH dalam TKKS. Limbah karbida termasuk ke dalam bahan berbahaya dan beracun (B3) jika dibuang begitu saja tanpa tindakan khusus maka akan sangat berbahaya bagi keberlangsungan makhluk hidup disekitarnya. Penelitian ini membuat karbon aktif dari TKKS dan Limbah Karbida untuk Pereduksi Logam Fe pada Limbah Sintesis Logam Fe dengan cara fisika aktivasi pada suhu 750 selama °C 3 jam, berdasarkan variasi adsorben dan waktu kontak 30, 45, 60, 75, dan 90 menit. dengan konsentrasi limbah sintesis logam Fe sebesar 40 ppm. Berdasarkan penelitian yang telah dilakukan diketahui bahwa pada waktu kontak 75 menit konsentrasi Fe mengalami penurunan, kemudian pada waktu kontak 90 menit meningkat, Hal ini disebabkan pada waktu kontak 90 menit terjadi penyerapan. logam Fe cenderung sudah tidak optimal lagi karena sudah berada pada titik jenuhnya. Dapat dibuktikan bahwa kapasitas adsorpsi dan efisiensi adsorpsi mengalami penurunan pada waktu kontak 90 menit. Berdasarkan penelitian diketahui bahwa waktu kontak mempengaruhi konsentrasi Fe, kapasitas adsorpsi, dan efisiensi adsorpsi dengan kondisi terbaik terjadi pada waktu kontak 75 menit dengan variasi adsorben 2,5:2 sebesar 5,15 mg/l, 2,2039 mg/g, dan 86,5215%. Kemudian kadar pH karbon aktif ini semakin meningkat karena karbon aktif ini mengandung limbah karbida yang mempunyai kadar pH tinggi (12-13). Menggunakan model isoterm Adsorpsi Langmuir dengan R^2 sebesar 0,9906.

Kata Kunci : Karbon Aktif , Adsorpsi , Tandan Kosong Kelapa Sawit , Karbida

DAFTAR ISI

	halaman
HALAMAN JUDUL	i
HALAMAN PENGESAHAN	ii
IDENTITAS DAN URAIAN UMUM	iii
ABSTRAK	iv
PRAKATA	v
DAFTAR ISI	vi
DAFTAR TABEL	vii
DAFTAR GAMBAR	viii
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	6
II.2. Adsorpsi Fisika	7
II.3. Adsorpsi Kimia	8
II.4. Karakteristik Adsorben	10
II.4.1. Jenis Adsorben.....	11
II.4.1.1. Karbon Aktif	11
II.4.1.2. Zeolit	12
II.4.1.3. Karbid (Kalsium Karbida)	13
II.5. Faktor yang mempengaruhi Proses Adsorpsi	18
II.5.1. Nilai pH	18

II.5.2. Waktu Kontak	19
II.5.3. Suhu	19
II.5.4. Persaingan Antar Ion Logam	20
II.5.5. Dosis Adsorben dan kecepatan Agitasi	22
II.6. Aplikasi Proses Adsorpsi untuk Penyisihan Ion Logam.....	22
II.7. Model Adsorpsi Isotermik	29
II.7.1. Model Adsorpsi Isotermik Langmuir	30
II.7.2. Model Adsorpsi Isotermik Freundlich	32
II.8. Kinetika Adsorpsi	33
II.8.1. Model Reaksi Adsorpsi	34
II.8.1.1. Model pseudo First Order	34
II.8.1.2. Model pseudo Second Order	35
BAB III. METODOLOGI PENELITIAN	37
III.1. Pembuatan Adsorben	37
III.2. Jalannya Penelitian	37
BAB IV. HASIL DAN PEMBAHASAN	38
IV.1 Morfologi Permukaan Residu Kalsium Karbid	38
IV.2 Analisa Komposisi Kimia dari permukaan Adsorben	39
IV.3 Analisa Karakteristik Gugus Fungsional Adsoeben	42
IV.4 Penyisihan Fe (II) dan Mn (II)	43
IV.4.1 Studi Adsorpsi secara Batch Penyisihan Fe(II) dan Mn(II)	44
IV.4.2. Pengaruh Waktu Kontak Adsorpsi ion Fe(II) dan Mn(II)	44
IV.4.3. Pengaruh pH Awal Larutan terhadap Adsorpsi ion Fe(II) dan Mn(II) ..	46

IV.4.4. Pengaruh massa adsorben terhadap adsorpsi ion Fe(II) dan Mn(II)	49
IV.4.5. Pengaruh konsentrasi awal ion logam adsorpsi Fe(II) dan Mn(II)	50
IV.4.6. Model Adsorpsi Isotermik untuk proses adsorpsi Fe(II) dan Mn(II)	52

DAFTAR TABEL

	Halaman
Tabel 2.1. Perbedaan adsorpsi fisika dan adsorpsi kimia.....	9
Tabel 2.2. Jenis dan kegunaan adsorben	11
Tabel 2.3. Karakteristik Fisika dan kimia limbah padat karbid kering	17
Tabel 4.1. Komposisi adsorben sebelum dan sesudah proses adsorpsi	39
Tabel 4.2. Pengaruh konsentrasi larutan awal pada kapasitas adsorpsi residu kalsium karbid. Total waktu kontak: 180 menit	51
Tabel 4.3. Parameter adsorpsi isotermik untuk adsorpsi Fe(II) dan Mn(II) oleh adsorben residu kalsium karbid	54
Tabel 4.4. Nilai R_L dari Fe (II) dan Mn (II) pada model isoterm Langmuir	54

DAFTAR GAMBAR

	Halaman
Gambar 2. 1. Limbah padat karbit dalam kondisi basah	14
Gambar 4.1. Morfologi Permukaan partikel adsorben sebelum dan sesudah digunakan	38
Gambar 4.2. Hasil uji FTIR sebelum (A) dan sesudah proses adsorben RCC	42
Gambar 4.3. Pengaruh waktu kontak pada adsorpsi ion logam Fe(II) dan Mn(II) dari Campuran larutan menggunakan adsorben residu kalsium karbid (Co 100 mg/L, pH 6,0; massa adsorben 5 g).	45
Gambar 4.4 . Persen penyisihan ion Fe(II) dan Mn(II) dengan berbagai variasi pH ..	46
Gambar 4.5. Persen penyisihan ion Fe(II) dan Mn(II) dari campuran larutan dengan berbagai variasi massa adsorben residu kalsium karbid	49
Gambar 4.6. Pengaruh konsentrasi awal pada adsorpsi logam berat oleh residu kalsium Karbid (massa adsorben 5 g, volume larutan 100 ml, waktu kontak 180 menit).	51
Gambar 4.7. Grafik adsorpsi isotermik Langmuir untuk ion logam Fe(II) dan Mn(II) oleh adsorben residu kalsium karbid (massa adsorben 5,0 g; volume campuran larutan 100 mL; waktu kontak: 90 menit; pH: 2,5)	53
Gambar 4.8. Grafik adsorpsi isotermik Freundlich untuk ion logam Fe(II) dan Mn(II) oleh adsorben residu kalsium karbid (massa adsorben 5,0g; volume campuran larutan 100 mL; waktu kontak: 90 menit; pH: 2,5)	54

BAB.I PENDAHULUAN

I.1 Latar Belakang

Pencemaran logam berat merupakan salah satu permasalahan yang masih terjadi di perairan Indonesia. Dengan semakin banyaknya industri yang didirikan di dekat sungai atau badan air, pencemaran logam berat terus meningkat karena kurangnya pengolahan limbah sisa dari industri tersebut. Logam berat yang sangat beracun mempunyai efek berbahaya terhadap kesehatan manusia dan daerah sekitarnya [1] . Beberapa kasus membuktikan bahwa pencemaran akibat logam berat besi (Fe) cukup besar di Indonesia. Apabila kadar zat besi dalam air minum terlalu tinggi dapat menyebabkan perubahan rasa dan bau yang tidak sedap serta dapat menyebabkan penyumbatan pipa pada proses industri akibat terbentuknya besi hidroksida [2]. Oleh karena itu, air limbah harus diolah terlebih dahulu sebelum dibuang ke lingkungan.

Salah satu limbah yang mengandung logam berat adalah limbah tekstil. Kota Palembang merupakan kota yang mempunyai berbagai macam industri kerajinan tradisional, salah satunya adalah industri tenun kain seperti industri kain songket Palembang dan industri kain jumputan. Berdasarkan Keputusan Gubernur Sumatera Selatan Nomor 16 Tahun 2014 tentang Mutu Bahan Baku Limbah Industri Tekstil, Keputusan Menteri Lingkungan Hidup Nomor 51 Tahun 1995, kandungan Fe pada limbah cair kain jumputan sebesar 10,03 mg/L, melebihi batas maksimal yang diperbolehkan yaitu 5mg/L.

Limbah kain jumputan merupakan limbah tekstil yang mengandung pewarna sintetik. Dalam proses pembuatan batik jumputan untuk menghasilkan kombinasi warna yang berbeda-beda digunakan bahan pengunci yaitu menggunakan tanjung (batuan yang mengandung Fe), tawas, dan kapur [3]. Apabila Fe di lingkungan melebihi ambang batas yang telah ditentukan maka dapat menimbulkan pencemaran lingkungan yang tidak diinginkan. baik bagi lingkungan sekitar dan dapat berdampak pada kesehatan.

Komposisi yang terkandung dalam limbah cair kain jumputan antara lain padatan tersuspensi, logam Fe, BOD, dan COD. Berdasarkan Keputusan Menteri Lingkungan

Hidup, kandungan limbah cair kain jumptan di kota Palembang rata-rata mengandung BOD 137,5 mg/L, COD 498 mg/L, padatan tersuspensi 859 mg/L, dan logam Fe 10,03 mg/L. Oleh karena itu, pemerintah telah mengatur baku mutu limbah industri tekstil yaitu adanya batasan nilai agar tidak melebihi ambang batas yang diperbolehkan. Baku mutu baku limbah cair industri tekstil mengandung BOD 60 mg/L, COD 150 mg/L, padatan tersuspensi 50 mg/L, dan logam Fe 5 mg/L.

Besi (Fe) Besi adalah salah satu elemen kimiawi yang dapat ditemui pada hampir setiap tempat-tempat di bumi, pada semua lapisan geologis dan semua badan air. Pada umumnya, besi yang ada di dalam air dapat bersifat terlarut sebagai Fe^{2+} (fero) atau Fe^{3+} (feri); tersuspensi sebagai butir koloidal (diameter $<1 \mu\text{m}$) atau lebih besar, seperti Fe_2O_3 , FeO , $\text{Fe}(\text{OH})_2$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ dan sebagainya; tergabung dengan zat organik atau zat padat yang inorganik (seperti tanah liat). Pada air permukaan jarang ditemui kadar Fe lebih besar dari 1 mg/l, tetapi di dalam air tanah kadar Fe dapat jauh lebih tinggi. Konsentrasi Fe yang tinggi ini dapat dirasakan dan dapat menodai kain dan perkakas dapur.

Besi (Fe) berada dalam tanah dan batuan sebagai ferioksida (Fe_2O_3) dan ferihidroksida ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Dalam air, besi berbentuk ferobikarbonat ($\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$), ferohidroksida ($\text{Fe}(\text{OH})_2$), ferosulfat (FeSO_4) dan besi organik kompleks. Air tanah mengandung besi terlarut berbentuk ferro (Fe^{2+}). Jika air tanah dipompakan keluar dan kontak dengan udara (oksigen) maka besi (Fe^{2+}) akan teroksidasi menjadi ferihidroksida ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Ferihidroksida dapat mengendap dan berwarna kuning kecoklatan. Hal ini dapat menodai peralatan porselen dan cucian. Bakteri besi (*Crenothrix* dan *Gallionella*) memanfaatkan besi fero (Fe^{2+}) sebagai sumber energi untuk pertumbuhannya dan mengendapkan ferihidroksida. Pertumbuhan bakteri besi yang terlalu cepat (karena adanya besi ferro) menyebabkan diameter pipa berkurang dan lama kelamaan pipa akan tersumbat.

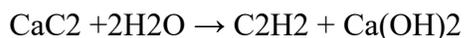
Besi (Fe) dibutuhkan tubuh dalam pembentukan hemoglobin. Banyaknya besi dalam tubuh dikendalikan oleh fase adsorpsi. Tubuh manusia tidak dapat mengekskresikan besi (Fe), karenanya mereka yang sering mendapat transfusi darah, warna kulitnya menjadi hitam karena akumulasi Fe. Air minum yang mengandung besi cenderung menimbulkan rasa mual apabila dikonsumsi. Sekalipun Fe diperlukan oleh tubuh, tetapi dalam dosis yang besar dapat merusak dinding usus. Kematian sering disebabkan oleh rusaknya

dinding usus ini. Kadar Fe yang lebih dari 1 mg/l akan menyebabkan terjadinya iritasi pada mata dan kulit. Apabila kelarutan besi dalam air melebihi 10 mg/l akan menyebabkan air berbau seperti telur busuk. Debu Fe juga dapat diakumulasi dalam alveoli dan menyebabkan berkurangnya fungsi paru-paru (Slamet, 2004).

Mengingat bahaya yang dapat ditimbulkan oleh logam Fe, maka banyak metode yang dikembangkan untuk menurunkan kadar logam berat dalam air. Pencemaran ini dapat diatasi dengan proses adsorpsi dimana para ahli menyatakan bahwa karbon aktif dapat mengadsorpsi ion logam dalam larutannya [4]. Salah satu bahan biomassa sisa pertanian yang belum banyak dimanfaatkan dan mempunyai potensi cukup baik sebagai adsorben logam berat adalah tandan kosong kelapa sawit (TKKS) dan limbah karbida.

TKKS memiliki kadar air sebesar 60% [5], kandungan minyak sebesar 2,5%, serta mengandung senyawa lignin, selulosa, dan hemiselulosa yang dapat digunakan sebagai karbon aktif [6]. TKKS mempunyai bahan lignoselulosa dengan berat kering 55-60%. Lignoselulosa merupakan komponen penyusun utama TKS yang mampu mengadsorpsi logam berat karena adanya gugus aktif $-OH$ dan $-COOH$ pada TKS [7].

Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui kemampuan campuran karbon aktif berbahan dasar Tandan Kosong Kelapa Sawit (TKKS) dengan residu kalsium karbida dalam menghilangkan ion logam besi (II) dari air limbah tekstil. Sifat fisikokimia kedua campuran adsorben karbon aktif dari TKKS dan residu kalsium karbida ditentukan menggunakan SEM-EDX dan FTIR, sedangkan proses adsorpsi dipelajari menggunakan dua model kesetimbangan yaitu model isoterm adsorpsi Langmuir dan Freundlich. Hasil penelitian ini diharapkan dapat mengetahui karakteristik campuran karbon aktif berbahan dasar tandan kosong sawit (TKKS) dengan residu kalsium karbida dalam menghilangkan ion logam besi (II) dari air limbah tekstil sebagai adsorben yang baik dan murah. Limbah padat yang dihasilkan dari sisa proses pengelasan dengan menggunakan limbah calcium carbide (CCW) tersedia dalam jumlah yang banyak. Limbah kalsium karbida (CCW) merupakan produk sampingan dari proses produksi gas asetilena (C_2H_2), seperti pada persamaan berikut:



(CCW) umumnya dibuang sebagai limbah, sehingga menimbulkan ancaman bagi lingkungan. Komponen utama dalam CCW adalah kalsium hidroksida ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) sebesar 92%, diikuti oleh sejumlah kecil kalsium karbonat (CaCO_3) 2,9%, silikon dioksida (SiO_2) 1,32, sulfida, oksida logam, dan bahan organik (Sun et al., 2015).

Menurut Jiang et al. (2016), senyawa organik sisa pembakaran industri las karbida memiliki derajat keasaman (basa) yang sangat tinggi yaitu pH 12,84, berat jenis (Gs) 2,32, luas permukaan spesifik 24.664 m²/g, ukuran partikel lempung distribusi (<0,002 mm) 4,2%; lanau (0,002 hingga 0,074 mm) 67,6%; dan (>0,074 mm) 28,2%. Berdasarkan karakteristik tersebut, CCW dapat digunakan sebagai adsorben dalam pengolahan air tanah. Selama ini penelitian tentang penggunaan CCW sebagai adsorben dalam proses adsorpsi untuk menurunkan kandungan logam berat pada airtanah belum banyak dikembangkan.

1.2 Tujuan Utama Penelitian

Tujuan utama dari penelitian ini adalah untuk mengkaji potensi CCW dalam menghilangkan ion besi(II) dan mangan(II) yang banyak terdapat pada air tanah dengan menggunakan sistem batch. Pengaruh beberapa parameter seperti dosis adsorben, pengaruh konsentrasi awal, dan pengaruh waktu kontak terhadap kapasitas adsorpsi. Data yang diperoleh diaplikasikan pada model pseudokinetik orde pertama dan model pseudokinetik orde kedua.

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 jumptan. 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).

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 elektrostatika 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 diatas 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 2.1. 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 aktifasi	< 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 teradsorpsi zat	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 10^2 hingga $10^3 \text{ m}^2/\text{g}$. Porositas adsorben memungkinkan penyediaan daerah permukaan dalam yang besar yaitu permukaan internal yang dibentuk oleh dinding pori, sebaliknya, permukaan eksternal biasanya di bawah $1 \text{ m}^2/\text{g}$. Sebagai contoh, bubuk karbon aktif dengan densitas partikel $0,6 \text{ g/cm}^3$ dan jari-jari partikel $0,02 \text{ mm}$ hanya mempunyai luas permukaan eksternal sebesar $0,25 \text{ m}^2/\text{g}$ (Worch, 2012). Jenis adsorben dan kegunaannya dapat dilihat pada Tabel 2.2.

Tabel 2.2. 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 menghi-langkan senyawa tertentu
Alumina aktif	Kapasitas tinggi, hidrofilik	Pengeringan gas	Kurang efektif menghi-langkan 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 m²/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

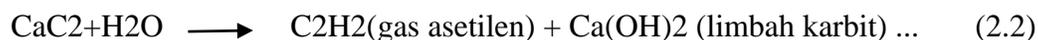
Zeolit merupakan mineral alumina silikat hidrat yang tersusun atas tetrahedral alumina ([AlO₄]⁻⁵) atau silika ([SiO₄]⁻⁴) yang membentuk struktur bermuatan negatif dan berongga terbuka/berpori. Muatan negatif pada kerangka zeolit dinetralkan oleh kation yang terikat lemah. Selain kation, rongga zeolit juga terisi oleh molekul air yang berkoordinasi dengan kation (Mortier, 1982).

Zeolit pada umumnya dapat dibedakan menjadi dua, yaitu zeolit alam dan zeolit sintetik. Zeolit alam biasanya mengandung kation K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , dan Mg^{2+} sedangkan zeolit sintetik 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.4.1.3. 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 (Makaratat 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 asetilene (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 perantaraan 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. 2. 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 ditemukan 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 ditemukan 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 karbid sangat basa dengan $\text{pH} > 12$, sehingga sangat berbahaya terhadap lingkungan. Salah satu cara mengurangi bahaya limbah karbid 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 (Ca(OH)_2) sebanyak 85 hingga 95%, kalsium karbonat (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 (Ayecheand 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 (CaC_2) dengan total produksi 48.000 ton CaC_2 per tahun (Situs resmi: 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 2.3. Karakteristik Fisika dan kimia limbah padat karbid kering

Karakteristik Fisika		Karakteristik Kimia	
Specific Gravity	2,92	Ca(OH)_2	92 %
Retained on Seive no. 325	3,50 %	CaCO_3	2,9 %
BET* Surface Area	7,05 m^2/g	SiO_2	1,32 %
Median Particle Size, d_{50}	9,05 μm	Fe_2O_3	0,94 %
		Al_2O_3	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 ($\text{pH} < 4$), 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^{2+} , Zn^{2+} dan Cu^{2+} dalam sampel air asam tambang yang diserap oleh zeolit kurang dari 40%. Kaya dan Oren (2005) mengemukakan bahwa adsorpsi Zn^{2+} 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^+ 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 $\text{pH} > 6$, 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 Cu^{2+} , Fe^{3+} , Zn^{2+} , dan Mn^{2+} dibandingkan dengan sistem larutan yang mengandung komponen tunggal. Lebih lanjut dilaporkan bahwa adsorpsi terhadap ion Fe^{3+} tidak terpengaruh oleh kehadiran ion lain. Hal ini karena mekanisme utama untuk adsorpsi ion 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 Cu^{2+} , 41% untuk Zn^{2+} dan sebesar 39% untuk 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, Zu, Cd, Zn, dan Cu (Shevenell et al., 1999; Eary, 1998). Logam berat tersebut dapat membahayakan kehidupan manusia jika konsentrasinya lebih besar dari 5 mg/cm³ (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 (Fenget 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^2 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 glutaraldehida, 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). Kesetimbangan 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 $[\text{Mg}_4\text{Si}_6\text{O}_{15}(\text{OH})_6\text{H}_2\text{O}]$) 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 NH_4^+ dan 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 {Fe(II), Fe(III), Mn(II), Zn(II), 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.

[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^{2+} lebih besar bila dibanding Zn^{2+} . 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 carbonat 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 R² 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 R²(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.

Esmaeili (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 paerikel ES dengan ion logam Fe^{2+} pada kondisi alkali mudah terbentuk $Fe_2(OH)_2CO_3$ yang dapat menghambat adsorpsi terhadap ion logam lain sehingga menurunkan kapasitas adsorpsinya.

II.7. 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 isothermik 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 isothermik yang ada, yang sering digunakan untuk penyelesaian proses adsorpsi adalah model adsorpsi isothermik Langmuir dan model adsorpsi isothermik Freundlich

II.7.1. Model Adsorpsi Isothermik Langmuir

Foo dan Hameed (2010) menjelaskan bahwa adsorpsi isothermik Langmuir, awalnya dikembangkan untuk menggambarkan adsorpsi fase gas pada permukaan zat padat. Secara tradisional, adsorpsi isothermik Langmuir juga digunakan untuk mengukur dan membedakan kinerja bio-sorbent yang berbeda (Vijayaraghavan et al., 2006). Model adsorpsi isothermik Langmuir sering digunakan untuk proses adsorpsi padatan terlarut dari suatu larutan (Nleya, 2016). Pada perumusannya, adsorpsi isothermik 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

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

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 unggun 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; Jain et 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 (Quiet 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 (Quiet 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).

$KP1$ (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 $q_t = q_t$ pada $t = t$ (Ho, 2004), sehingga diperoleh hasil sebagai berikut:

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

Yang dapat disusun kembali menjadi

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

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) :

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

atau

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

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

KP_2 (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:

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

Persamaan (v) dapat disusun kembali sebagai berikut:

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

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).

1. METODE PENELITIAN

2.1. Bahan kimia dan Peralatan

Campuran karbon aktif berbasis Tandan Kosong Kelapa Sawit (TKKS) dengan limbah karbida digunakan sebagai adsorben. Limbah karbida basah dijemur dengan sinar matahari selama 24 jam kemudian diayak hingga diperoleh serbuk 100 mesh. Sedangkan Bahan baku Tandan Kosong Kelapa Sawit (TKKS) dikeringkan di bawah sinar matahari selama 3 hari, kemudian dipotong-potong dan dibersihkan dari sisa-sisa kotoran. Selanjutnya dilakukan pembakaran dalam *furnace* pada suhu 350°C selama 60 menit, kemudian karbon Tandan Kosong Kelapa Sawit (TKKS) tersebut didinginkan, dihaluskan dan diayak hingga diperoleh serbuk 100 *mesh*.

2.3. Karakterisasi larutan besi (II)

Limbah sintesis logam berat dalam penelitian ini dibuat dengan mencairkan senyawa $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ dalam gelas kimia 1000 mL dengan komponen tunggal 200 mg/L Fe (II). Kemudian diencerkan sesuai kebutuhan, setelah itu dimasukkan ke labu volumetrik 1 L

1.1.1. Proses Adsorpsi.

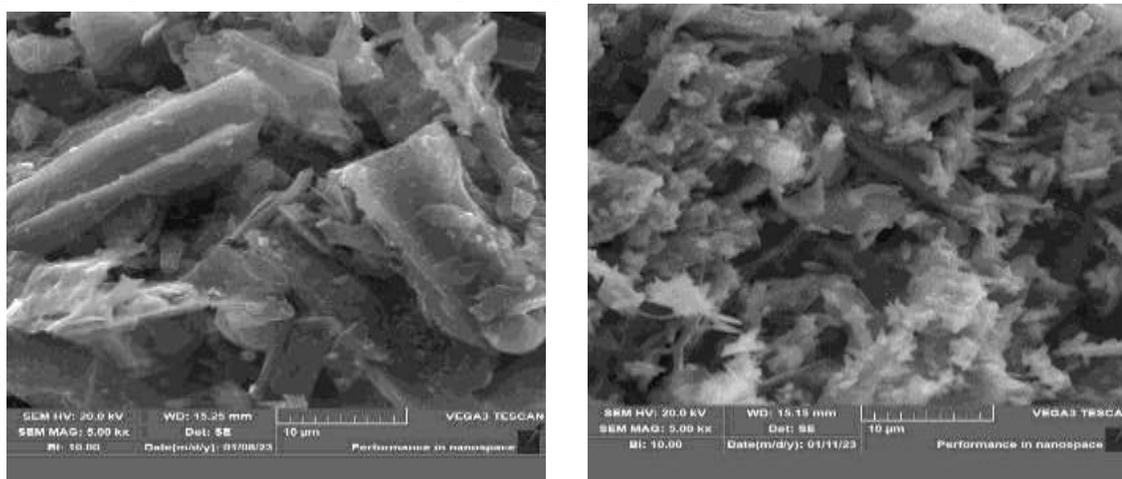
Studi adsorpsi batch dilakukan dengan karbon aktif berbasis Tandan Kosong Kelapa Sawit (TKKS) dan limbah karbit dicampur dengan larutan yang mengandung konsentrasi ion logam besi (II) yang diinginkan. Campuran 100 mL dalam beaker gelas 250 mL sambil diaduk menggunakan shaker bath dengan rpm 100 pada interval waktu 30 hingga 150 menit. Kemudian dipisahkan menggunakan kertas saring, setelah itu larutan dianalisis untuk mengetahui konsentrasi akhir ion Fe (II). Untuk mengetahui struktur morfologi gugus fungsi campuran adsorben sebelum dan setelah digunakan untuk proses adsorpsi dianalisis dengan SEM dan FTIR

3. HASIL DAN PEMBAHASAN

3.1. Mempelajari karakter Adsorben karbon dari TKKS dan Limbah karbit

Morfologi dan tekstur partikel adsorben diperiksa menggunakan SEM (Scanning Electron Microscopy) dengan perbesaran 5000 kali. Hasil Uji menggunakan SEM untuk kedua adsorben seperti terdapat pada Gambar 1.

Hal ini dapat diduga campuran kedua jenis adsorben (TKKS dan Limbah Karbit) mempunyai rongga dan pori yang banyak, sehingga mempunyai kemampuan untuk menyerap ion logam besi (Fe) yang terdapat pada limbah tekstil. Pada Gambar 1 Terlihat bahwa morfologi permukaan campuran adsorben (TKKS dan Limbah Karbit) dengan perbandingan (2,5 : 2) hasil scanning menggunakan SEM.



Gambar 1 morfologi permukaan variasi 2,5:2 a) Sebelum dan b) Setelah pengontakan dengan limbah tekstil yang mengandung logam Fe dengan perbesaran 5000x

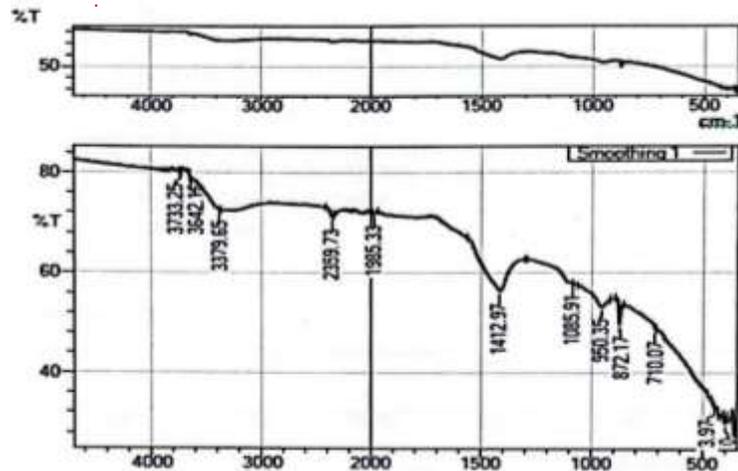
Dapat dilihat bahwa struktur morfologi permukaan campuran adsorben variasi 2,5:2 setelah pengontakan dengan limbah sintetis logam Fe (II), terlihat bahwa strukturnya yang padat dan berbentuk jamur yang saling terpecah satu sama lain dan terdapat pori-pori yang mengindikasikan bahwa terjadinya penyerapan. Morfologi permukaan yang dihasilkan berstruktur kristal padat dan saling terpisah satu sama lain yang mengidikasi bahwa terjadinya penyerapan logam Fe pada adsorben. Proses adsorpsi logam Fe dilakukan analisa EDX untuk melihat senyawa yang terkandung dalam adsorben. Dari hasil analisa yang dilakukan dengan EDX, terlihat komponen utama dari kedua adsorben terdiri dari C dan O serta Ca. Hasil uji EDX kedua adsorben sesudah pengontakan limbah cair tekstil kain jumptan yang mengandung logam Fe (II) seperti yang tertera pada tabel 1

Tabel 1. Komposisi elemen EDX dari Kedua Adsorben

No	Senyawa	Campuran (TKKS dan Limbah Karbid)
1	Carbon (C)	26,2
2	Oksigen (O)	19,97
3	Indium (In)	
4	Potassium (K)	2,6
5	Silicon (Si)	1,54
6	Chlorine (Cl)	5,12
7	Calcium (Ca)	14,2
8	Sulfur (S)	0,6
9	Antimony (Sb)	10,21
10	Alumunium (Al)	3,5
11	Iron (Fe)	16,06

3.2 Karakterisasi adsorben dengan uji FTIR

Karakterisasi adsorben dengan uji FTIR juga telah dilakukan. Uji FTIR berfungsi untuk mengidentifikasi gugus fungsi yang terdapat pada adsorben berbasis adsorben karbon TKKS dan limbah karbid yang memungkinkan dapat berperan pada proses pengurangan ion Fe (II) dalam limbah cair industri tekstil. Kelompok Fungsional dari Adsorben Karbon dari TKKS dan Limbah Karbid ditentukan dengan menggunakan spektroskopi FT-IR, seperti pada Gambar 2



Gambar 4 Spektrum Adsorben variasi 2,5:2 setelah pengontakan

Pada gambar 4, puncak serapan $3733,25 \text{ cm}^{-1}$, $3642,16 \text{ cm}^{-1}$, $3379,65 \text{ cm}^{-1}$ merupakan gugus fungsi dari O-H yang menunjukkan adanya ikatan hidrogen yang kuat dari karboksil, fenol atau alkohol. Kemudian pada ikatan gelombang $2359,73 \text{ cm}^{-1}$ merupakan renggangan simetris dari ikatan C-H, pada ikatan gelombang $872,17 \text{ cm}^{-1}$ terdapat gugus fungsi dari C-H aromatik. Pada karbon aktif ini menunjukkan bahwa terbentuk rentang gelombang $900\text{-}1200 \text{ cm}^{-1}$ hal tersebut dikarenakan adanya penyerapan oleh OH, CH, C-OH dan CH_2 pada unit glikosil dalam campuran adsorben dengan rentang ikatan $950,35 \text{ cm}^{-1}$ menunjukkan adanya ikatan C-H deformasi. C-C stretching terdapat pada $1085,91 \text{ cm}^{-1}$ kemudian pada pita serapan pada puncak 1412 cm^{-1} menunjukkan adanya ikatan $-\text{CH}_2$ yang berdeformasi dalam selulosa, daerah ini menunjukkan area kristalin dimana daerah serapan akan meningkat seiring dengan proses pemurnian sehingga serapan pada campuran Karbon dari TKKS dan Limbah Karbid lebih cepat dan mudah melakukan penyerapan [23].

3.3 Penentuan Kapasitas Adsorpsi Logam besi (II)

Kapasitas adsorpsi (mg / g) dari adsorben dapat didefinisikan sebagai jumlah adsorbat (ion logam) yang diserap per unit berat adsorben. Kapasitas adsorpsi dan efisiensi penyisihan ion logam berat oleh adsorben berbasis Tandan Kosong Kelapa Sawit (TKKS) dan limbah karbit dapat dinyatakan dengan persamaan sebagai berikut (1)[24].

$$q_e = \frac{(C_i - C_e)}{m} \times V \quad (1)$$

Persentase adsorpsi (%R) atau efisiensi adsorpsi untuk mengetahui laju penghilangan ion besi (II) menggunakan persamaan (2) berikut.

$$(\%R) = \frac{(C_i - C_e)}{C_i} \times 100 \quad (2)$$

di mana q_e adalah kapasitas adsorpsi kesetimbangan (mg/g), (%R) efisiensi penyisihan, C_i konsentrasi awal ion logam dalam larutan (mg/L), C_e konsentrasi kesetimbangan logam dalam solusi (mg/L) sedangkan V volume larutan (L), dan m jumlah massa campuran adsorben (g).

3.3.1 Isoterm adsorpsi

Adsorpsi biasanya digambarkan melalui isoterm. Isoterm adsorpsi merupakan hubungan empiris yang digunakan untuk memprediksi berapa banyak zat terlarut yang dapat diadsorpsi (q_e) dengan konsentrasi kesetimbangannya dalam fase larutan C_e . Distribusi ion logam antara fase cair dan fase padat dapat dijelaskan dengan beberapa model isoterm seperti Langmuir dan Freundlich

3.3.2 Isoterm Adsorpsi Langmuir

Model adsorpsi Langmuir didasarkan pada asumsi adsorpsi lapisan tunggal pada permukaan adsorben yang memiliki sejumlah situs adsorpsi yang seragam, tanpa transmigrasi pada permukaan bidang adsorben. Setelah suatu situs terisi penuh, tidak ada penyerapan lebih lanjut. Isoterm Langmuir mengasumsikan adsorpsi monolayer pada permukaan yang mengandung sejumlah situs adsorpsi dengan strategi seragam tanpa transmigrasi adsorbat pada permukaan bidang [25]. Setelah suatu situs terisi, tidak ada penyerapan lebih lanjut yang dapat terjadi di situs tersebut. Hal ini menunjukkan bahwa permukaan mencapai titik jenuh dimana adsorpsi permukaan maksimum akan tercapai. Bentuk linear isoterm Langmuir direpresentasikan sebagai berikut (3)[26].

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{Q_m K_L} + \frac{C_e}{Q_m} \quad (3)$$

Di mana q_e adalah kapasitas adsorpsi kesetimbangan (mg / g), C_e = adalah konsentrasi adsorbat kesetimbangan (mg/L), Q_m adalah kapasitas adsorpsi maksimum (mg/g), K_L adalah konstanta Langmuir pada kapasitas adsorpsi (mg/g), Kemudian dievaluasi dari kemiringan dengan memplot $\left(\frac{C_e}{q_e}\right)$ dan C_e dari model linier. Ciri-ciri penting dari isoterm Langmuir dinyatakan dalam faktor pemisahan konstanta tak berdimensi R_L menurut Naseeruteen, F., 2018[27], kesesuaian pola isoterm Langmuir dapat ditentukan menggunakan persamaan (4) sebagai berikut:

$$R_L = \frac{1}{(1+b.C_o)} \quad (4)$$

Nilai R_L menunjukkan kesesuaian pola isoterm Langmuir terhadap proses adsorpsi, Perlu dicatat bahwa nilai R_L memberikan informasi tentang sifat adsorpsi pada persamaan Langmuir. Jika nilai $R_L < 1$, menunjukkan adsorpsi yang menguntungkan (adsorpsi yang kuat). Jika nilai $R_L = 12$, menunjukkan adsorpsi yang tidak mempengaruhi konsentrasi

awal. Jika nilai $RL > 1$, menunjukkan adsorpsi yang tidak menguntungkan (adsorpsi yang lemah)[28].

3.3.3 Isoterm Adsorpsi Freundlich

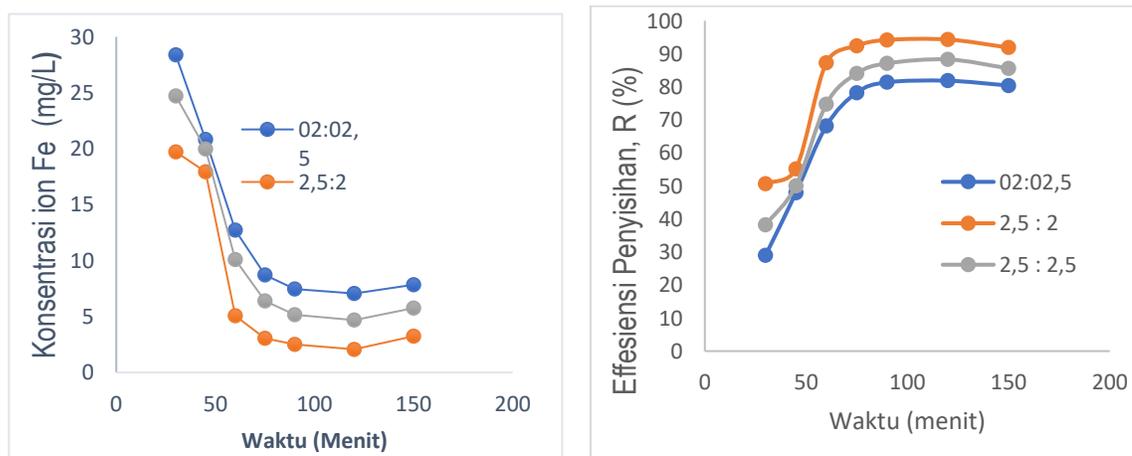
Isoterm Freundlich mewakili penyerapan multilayer atau disebut fisisorpsi yang didasarkan pada hubungan empiris antara konsentrasi zat terlarut pada permukaan heterogen suatu adsorben dengan konsentrasi zat terlarut dalam cairan [29]. Data eksperimen tentang adsorpsi disesuaikan dengan isoterm adsorpsi Freundlich yang menggambarkan kesetimbangan adsorpsi. Bentuk linier isoterm Freundlich adalah dinyatakan dengan persamaan (5) [30]:

$$\ln q_e = \ln K_f + \frac{1}{n} (\ln C_e) \quad (5)$$

Dimana q_e adalah kesetimbangan (mg/L), Nilai $1/n$ yang diperoleh dari persamaan Freundlich berfungsi untuk menggambarkan linearitas adsorpsi atau derajat kelengkungan isoterm pada rentang konsentrasi yang diuji. $1/n = 1$ menghasilkan plot linier, sedangkan $n \neq 1$ menghasilkan plot nonlinier). Sedangkan K_f adalah konstanta Freundlich atau kapasitas serapan maksimum, C_e adalah konsentrasi kesetimbangan larutan (mg/L).

3.3.4 Pengaruh waktu kontak

Waktu kontak dalam percobaan ini dilakukan untuk mengukur berapa lama waktu dibutuhkan untuk mengurangi ion besi (II) dalam limbah kain tenun dengan proses batch. Dengan menggunakan persamaan 3 dapat dapat diketahui persentasi ion logam Fe (II) yang terserap oleh campuran adsorben karbon TKKS dan limbah karbid selama proses adsorpsi berlangsung. Hasil yang diperoleh ditampilkan pada Gambar 3.

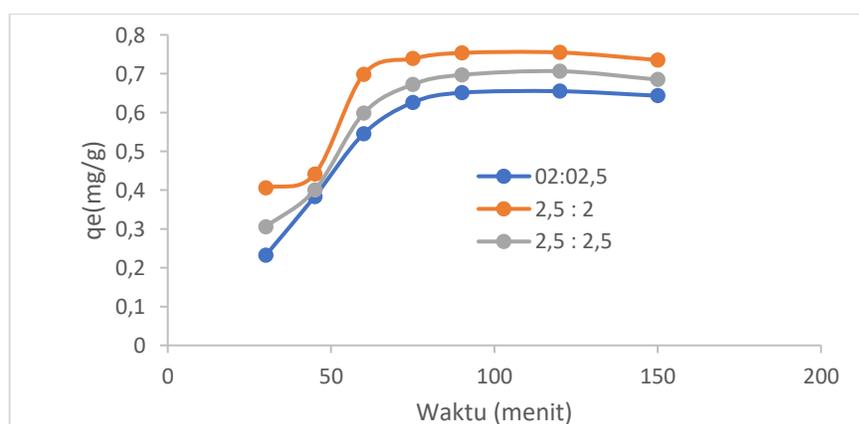


Gambar 5 Pengaruh waktu kontak

Berdasarkan Gambar 5. Peningkatan waktu kontak dari 30 menjadi 150 menit dapat meningkatkan persentase penyisihan logam Fe (II) secara signifikan. Konsentrasi akhir ion logam Fe (II) mulai mengalami penurunan pada waktu kontak 30 menit, kemudian pada waktu 90 menit hingga 120 menit umumnya mengalami kesetabilan. Hal ini disebabkan karena daya serap campuran adsorben sudah berada di titik jenuhnya. Setelah waktu tersebut mengalami kenaikan kembali. Konsentrasi penyerapan logam Fe pada variasi adsorben terendah ialah 2:2,5 dengan waktu kontak 120 menit sebesar 2,07 mg/l dengan efisiensi penyisihan tertinggi yaitu 94,325 % dan yang tertinggi pada variasi adsorben 2,5:2 dengan konsentrasi sebesar 7,26 mg/l dengan efisiensi penyisihan terendah yaitu 81,85 %. Dari gambar diatas, dapat disimpulkan bahwa kondisi terbaik penyerapan logam Fe terjadi pada variasi adsorben 2,5:2 dengan waktu kontak 120 menit, hal ini disebabkan pada variasi dan waktu kontak tersebut banyak logam Fe (II) yang terserap, hal ini dapat dibuktikan pada kapasitas adsorpsi, seperti yang terlihat pada gambar 4, kapasitas adsorsinya terbesar yaitu 0,7546 mg/g. Setelah mencapai waktu optimum proses adsorpsi mengalami penurunan daya serap, hal ini terjadi karena adanya desorpsi atau pelepasan kembali ion yang berikatan dengan adsorben yang mengalami kejenuhan dimana pori dalam adsorben telah terisi penuh [31].

3.3.5. Kapasitas Adsorpsi

Kapasitas adsorpsi adalah sebagai indikator kinerja adsorben dalam menghilangkan kontaminan dari larutan. Semakin tinggi kapasitas adsorpsi, semakin efektif adsorben dalam menyerap dan mengurangi konsentrasi kontaminan dalam larutan. Oleh karena itu, pemahaman tentang kapasitas adsorpsi sangat penting dalam desain dan enkripsi proses adsorpsi dalam berbagai bidang, seperti pengolahan udara, pemurnian gas, dan pemulihan logam dari limbah.



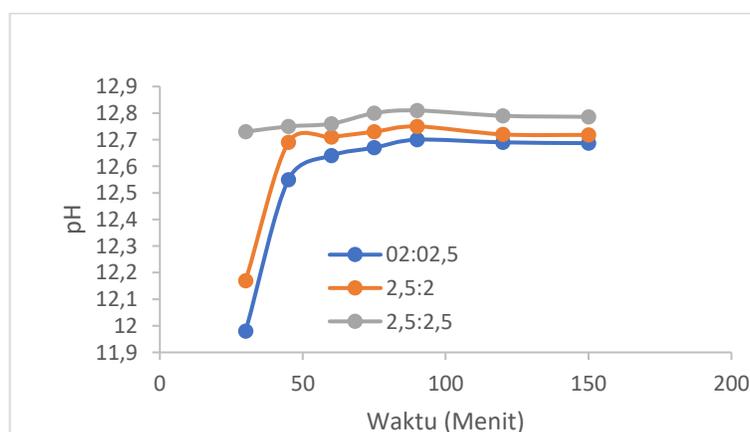
Gambar 6 Kapasitas Adsorpsi (mg/g)

Berdasarkan Gambar 6. Terlihat bahwa waktu kontak berpengaruh terhadap kapasitas adsorpsi. Kapasitas adsorpsi naik sejalan meningkatnya waktu dari 30 hingga 90 menit,

setelah waktu tersebut kapasitas adsorpsi stabil hingga 120 menit, seterusnya terjadi penurunan hingga waktu 150 menit. Sifat adsorben dan ketersediaan tempat penyerapan mempengaruhi waktu yang dibutuhkan untuk mencapai kesetimbangan. Dari kondisi tersebut dapat dikatakan bahwa pada waktu proses adsorpsi 90 menit proses terjadi kesetimbangan antara interaksi ion logam Fe (II) dengan campuran karbon TKKS dan limbah karbid sebesar 2,5:2. Pada waktu kontak 90 menit tersebut menunjukkan nilai kapasitas adsorpsi tertinggi yaitu sebesar 0,7536 mg/l dan terendah pada variasi adsorben 2:2,5 dengan kapasitas sebesar 0,651 mg/l, sedangkan pada variasi adsorben 2,5 :2,5. kapasitas adsorpsinya sebesar 0,6968 mg/g. Setelah waktu 90 menit kapasitas adsorpsi mengalami penurunan karena campuran karbon TKKS dan limbah karbid sudah tercapai kestabilan dan berada pada titik jenuhnya, sehingga tidak dapat menyerap dengan optimal dan cenderung tidak mengalami kenaikan yang signifikan dalam penyerapan logam Fe (II), hal ini karena gugus aktif hidroksil (-OH) yang terkandung dalam campuran karbon TKKS dan limbah karbid mengalami kesetimbangan sehingga larutan menjadi jenuh dan penyerapan sudah tidak optimal lagi [32,33].

3.3.6. Penentuan pengaruh pH pada Proses Adsorpsi

Penentuan kadar pH optimum pada adsorpsi logam Fe (II) ini bertujuan untuk mengetahui pada pH berapa daya serap adsorben dapat bekerja dengan maksimal. Hal ini dikarenakan kadar pH dapat meningkatkan serta mengoptimalkan kinerja adsorpsi. Laju perubahan pH di perlihatkan pada gambar 7.



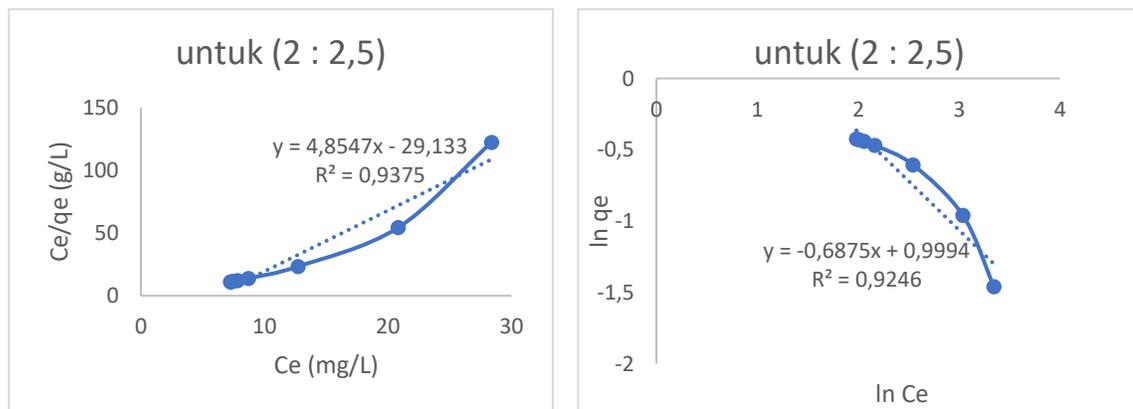
Gambar 7 Kadar pH

Berdasarkan Gambar 7. Dari gambar diatas, dapat disimpulkan bahwa waktu kontak berpengaruh terhadap kadar pH dari campuran adsorben tersebut, dikarenakan kadar pH mengalami kenaikan setiap waktunya. Kadar pH terendah sebesar 12,61 pada variasi adsorben 2:2,5 pada waktu 30 menit, sedangkan pada waktu 90 menit dengan variasi adsorben 2,5:2 sebesar 12,75 dengan nilai kapasitas adsorpsi tertinggi yaitu sebesar 0,7536 mg/l. Hal ini sangat dipengaruhi oleh limbah karbit. Karena limbah karbit memiliki

kadar pH yang tinggi (12-13) dan limbah karbit memiliki kadar CaO yang cukup tinggi 59,98 % [23][Arief et al., 2023].

3.3.7. Isoterm Adsorpsi.

Mekanisme proses Adsorpsi sering digambarkan melalui proses isoterm. Isoterm adsorpsi adalah metode kuantitatif untuk mengkarakterisasi kesetimbangan adsorbat antara fase air dan padat pada suhu lingkungan yang konstan [34]. Distribusi adsorbat melalui fase cair/suspensi ke fase padat dapat dijelaskan secara matematis dengan dengan beberapa model isoterm seperti Langmuir [35,36] dan Isoterm Freundlich [37]. Kedua model isoterm diterapkan agar sesuai dengan data isoterm adsorpsi. Pendekatan kedua model terhadap kurva isoterm dapat membantu menganalisis karakteristik isoterm berupa kapasitas, afinitas, selektifitas serta mekanisme interaksi adsorpsi. Data kesetimbangan digambarkan dalam bentuk kurva isoterm adsorpsi untuk campuran Karbon TKKS dan Limbah Karbit, seperti yang ditampilkan pada gambar 4 sampai 6

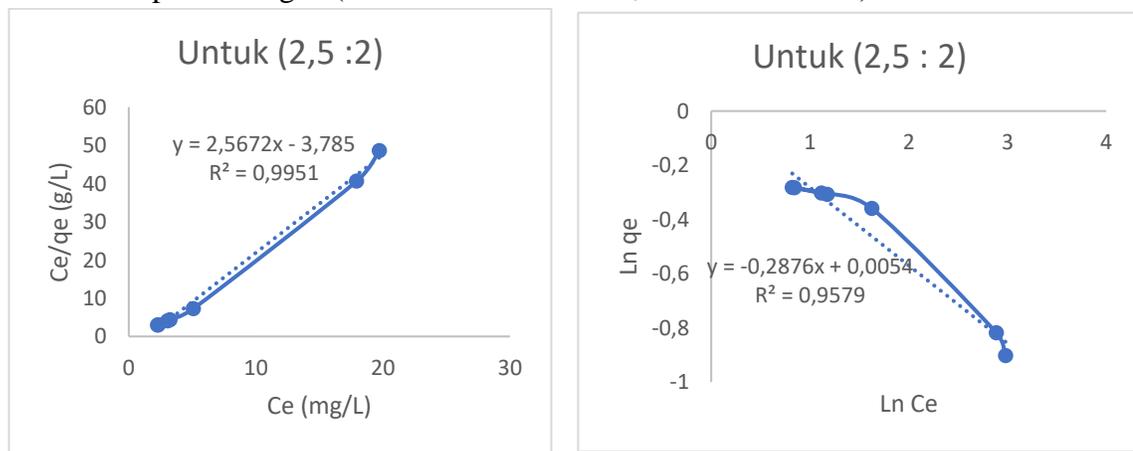


(a)

(b)

Gambar 8 Model adsorpsi isoterm Langmuir (a) dan (b) isoterm Freundlich.

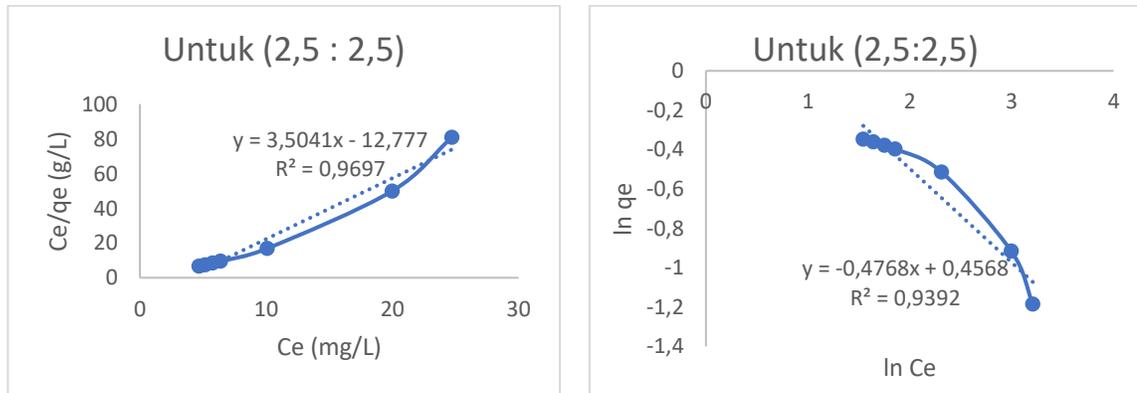
Untuk perbandingan (2 Karbon TKKS dan 2,5 Limbah Karbit)



(a)

(b)

Gambar 9 Modsel adsorpsi isoterm Langmuir (a) dan (b) isoterm Freundlich.
Untuk perbandingan (2,5 Karbon TKKS dan 2 Limbah Karbid)



(a)

(b)

Gambar 10 Modsel adsorpsi isoterm Langmuir (a) dan (b) isoterm Freundlich.
Untuk perbandingan (2,5 Karbon TKKS dan 2,5 Limbah Karbid)

Dari Gambar 8 sampai 10, dapat di analisa dengan menggunakan model isotherm sehingga diperoleh konstanta dan koefisien korelasi pola isoterm Langmuir dan Freundlich seperti ditampilkan pada Tabel 2

Tabel.2 Parameter isoterm untuk menghilangkan Logam Fe

Campuran Adsorben	Isotherm Langmuir		
	q_m	K_L	R^2
2 : 2,5	0,205	0,163	0,932
2,5 : 2	2,258	0,263	0,995
2,5 :2,5	0,284	0,268	0,934
Campuran Adsorben	Isotherm Freundlich		
	1/n	K_f	R^2
2 : 2,5	0,679	0,024	0,911
2,5 : 2	0,280	4,349	0,950
2,5 :2,5	0,477	0,783	0,968

Dari Tabel 2 Terlihat bahwa data model isoterm Langmuir dan Isotherm Freundlich yang berhubungan dengan penurunan konsentrasi ion Fe (II) tunggal oleh adsorben karbon TKKS dan Limbah karbid perbandingan campuran (2 :2,5) , (2,5 : 2) dan (2,5 : 2,5), dalam sistem batch pada 27 °C. Pendekatan Isotherm Langmuir dan Freundlich dari data apabila ditinjau dari koefisien korelasi " R^2 ". Terlihat campuran dengan perbandingan 2,5 : 2 (2,5 karbon TKKS dan 2 limbah karbid), untuk pola isoterm Langmuir memberikan

fitting data eksperimen yang paling cocok dibandingkan dengan Freundlich, untuk model adsorpsi Fe (II) non-kompetitif. Hal ini terlihat pada Gambar 5.a untuk isoterm Langmuir diperoleh persamaan $y = 0,3882x + 1,4823$ dengan nilai $R^2 = 0,995$ bila dibandingkan dengan isoterm Freundlich dengan persamaan $y = -0,2804x - 0,0133$ dan nilai $R^2 = 0,95$. Dan nilai $n > 1$ (satu) hal ini menunjukkan bahwa proses adsorpsi isoterm Freundlich berlangsung secara fisik [38,39]. Dari hasil tersebut dapat dikatakan bahwa proses adsorpsi ion Fe(II) dengan adsorben campuran karbon TKKS dan limbah karbid, bersifat homogen. Karena pola isoterm Langmuir mengansumsikan permukaan adsorben adalah homogen. Jadi proses adsorpsi isoterm Langmuir menunjukkan kesesuaian terbaik untuk proses adsorpsi ion logam Fe (II) yang dilakukan dalam sistem batch. Untuk menyatakan adsorpsi isoterm Langmuir dapat menggunakan faktor pemisahan atau parameter kesetimbangan tak berdimensi, R_L . Pada kondisi tersebut diperoleh nilai R_L sebesar 0,556. Nilai faktor separasi $RL < 1$, menunjukkan bahwa bentuk isoterm Langmuir yang diperoleh berada pada kategori sangat baik dan cocok digunakan untuk proses penurunan Fe (II)

KESIMPULAN

Dalam penelitian ini, telah ditunjukkan bahwa bahan adsorben dari limbah seperti karbon dari Tandan Kosong Kelapa Sawit (TKKS) dan limbah karbit cukup baik untuk digunakan dalam penurunan logam Fe dalam air limbah tekstil. Berdasarkan penelitian yang telah dilakukan, peningkatan waktu kontak dari 30 menjadi 150 menit dapat meningkatkan persentase penyisihan logam Fe (II) secara signifikan, yaitu 94,325 % pada variasi adsorben 2,5:2. Konsentrasi akhir logam Fe (II) mulai mengalami penurunan pada waktu kontak 30 menit, kemudian pada waktu 90 menit hingga 120 menit umumnya mengalami kesetabilan. Pada waktu kontak 90 menit tersebut menunjukkan nilai kapasitas adsorpsi tertinggi yaitu sebesar 0,7536 mg/l. Pola isoterm Langmuir memberikan fitting data eksperimen yang paling cocok dibandingkan dengan Freundlich. Untuk isoterm Langmuir diperoleh persamaan $y = 0,3882x + 1,4823$ dengan nilai $R^2 = 0,995$ dengan nilai R_L adalah 0,556. Sedangkan isoterm Freundlich dengan persamaan $y = -0,2804x - 0,0133$ dan nilai $R^2 = 0,95$. Dari hasil tersebut dapat dikatakan bahwa adsorben campuran karbon TKKS dan limbah karbid, bersifat homogen. Dsn cocok untuk proses adsorpsi ion Fe(II) dsln limbah tekstil.

DAFTAR PUSTAKA

- [1] Balali-Mood, M.; Naseri, K.; Tahergorabi, Z.; Khazdair, Mr; Sadeghi, M. Toxic mechanisms of five heavy metals: Mercury, lead, chromium, cadmium, and arsenic. *Front. Pharmacol.* 2021 , 12 , 227. [Google Scholar] [CrossRef]
- [2] Barakat MA. New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabic Journal of Chemistry.* 2011 Oct 1;4(4):361-77.
- [3] Rai, P. K., Sharma, A. P., & Tripathi, B. D. (2007). Urban environment status in Singrauli Industrial region and its eco-sustainable management: A case study on heavy metal pollution. In L. Vyas (Ed.) *Urban planning and environment, strategies and challenges* (pp. 213–217). New York: McMillan
- [4] Turkmenistan, D.; Bakhshpour, M.; Akgönüllü, S.; Aşır, S.; Denizli, A. Removal of heavy metal ions from wastewater using cryogel: A review. *Front. Maintain.* 2022 , 3 , 765592. [Google Scholar] [CrossRef]
- [5] Gorini, F., Muratori, F., dan Morales, MA (2014). Peran polusi logam berat dalam gangguan neurobehavioral: fokus pada autisme. *Pendeta J. Autisme Dev Gangguan.* 1 (4), 354–372. doi:10.1007/s40489-014-0028-3
- [6] Susmanto, P., Yandriani, Y., Dila, A. P., and Pratiwi, D. R. (2020). Direct Dye Processing of Jumputan Industrial Liquid Waste Using Activated Carbon from Coconut Shell Waste in an Adsorption Column. *Journal of Science and Technology Research.*4(2): 77-87
- [7] Purnawan.(2013).Degradation of Naphtol and Indigosol Dyes from Jumputan Batik Industrial Waste using a Electrocoagulation System. *RAPI XII National Symposium,* 1–6.
- [8] Anggi. 2020. *Wong Kito Gallery.* Palembang.
- [9] Abdullah, N.; Yusof, N.; Lau, W.J.; Jaafar, J.; Ismail, AF Current trends in removing heavy metals from water/wastewater using membrane technology. *J.Ind.Eng. chemistry.* 2019 , 76 , 17–38. [Google Scholar] [CrossRef]
- [10] Chen, Q.; Yao, Y.; Li, X.; Lu, J.; Zhou, J.; Huang, Z. Comparison of heavy metal removal from aqueous solutions by chemical precipitation and precipitate characteristics. *J. Water Process Eng.* 2018 , 26 , 289–300. [Google Scholar] [CrossRef]
- [11] Agarwal M, Singh K. Removal of heavy metals from wastewater using various adsorbents: a review. *Journal of Water Reuse and Desalination.* 2017 Dec;7(4):387-419.
- [12] Tyagi I, Gupta VK, Sadegh H, Ghoshekandi RS, Makhlouf AS. Nanoparticles as adsorbents; Positive approaches to remove harmful metal ions: a review. *Technology and Scientific Development.* 2017;34(3):195-214.
- [13] Azimi, A., Azari, A., Rezakazemi, M., Ansarpour, M., 2017. Removal of heavy metals from industrial wastewaters: a review. *ChemBioEng Rev.* 4 (1), 37–59. <https://doi.org/10.1002/CBEN.201600010>.
- [14] Mohseni, A., Kube, M., Fan, L., Roddick, F.A., 2021. Treatment of wastewater reverse osmosis concentrate using alginate-immobilised microalgae: integrated impact of solution conditions on algal bead performance. *Chemosphere* 276, 130028. <https://doi.org/10.1016/J.Chemosphere.2021.130028>

- [15] Fu F, Wang Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review *Journal of Environmental Management* Volume 92, Issue 3, March 2011, Pages 407-418[CrossRef] [PubMed]
- [16] Ahmad, S., Ahmad, A., Khan, S., Ahmad, S., Khan, I., Zada, S., Fu, P., 2019. Algal Extracts Based Biogenic Synthesis of Reduced Graphene Oxides (rGO) with Enhanced Heavy Metals Adsorption Capability. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, Volume 72, pp. 117–124
- [17] Barakat MA. New trends in removing heavy metal from industrial wastewater. A Review *Arabian journal of Chemistry* Volume 4, Issue 4, Oktober 2011, pages 361-377
- [18] Jain, A.K., Gupta, V.K., Jain, A.K., Gupta, V.K., Bhatnagar, A., Suhas, 2003. Utilization of industrial waste products as adsorbents for the removal of dyes. *J. Hazardous Mater.* B101, 31–42.
- [19] Ho, Y.S., McKay, G., 2003. Sorption of dyes and copper ions onto biosorbents. *Process Biochem.* 38, 1047–1061.
- [20] Renge, V.C., Khedkar, S.V. & Pande, S.V. 2012. Removal of heavy metals from waste water using low cost adsorbents: A review. *Scientific Reviews & Chemical Communications* 2(4): 580-584.
- [21] Simatupang, H., Nata, A., dan Herlina, N. 2012. Studi Isolasi Dan Rendemen Lignin Dari Tandan Kosong Kelapa Sawit (TKKS). *Jurnal Teknik Kimia*, 1(1), 20–24.
- [22] Rahmalia, W., Yulistira, F., Ningrum, J., Qurbaniah, M., dan Ismadi, M. 2000. Pemanfaatan Potensi Tandan Kosong Kelapa Sawit (Elais Guineensis Jacq) Sebagai Bahan Dasar C-Aktif Untuk Adsorpsi Logam Perak Dalam Larutan. 1–10.
- [23] Muhammad Arief Karim^{1*}, Subriyer Nasir², Tri Wardani Widowati³, Udin Hasanudin⁴. Kinetic Study of Adsorption of Metal Ions (Iron and Manganese) in Groundwater Using Calcium Carbide Waste. *Journal of Ecological Engineering* 2023, 24(5), 155–165 <https://doi.org/10.12911/22998993/161671> ISSN 2299–8993, License CC-BY 4.0
- [24] Sheng-Fong Lo a, Song-Yung Wangb, Ming-Jer Tsai b,*, Lang-Dong Linc,d,* Adsorption capacity and removal efficiency of heavy metal ions by Moso and Ma bamboo activated carbons. *chemical engineering research and design* 90 (2012) 1397–1406
- [25] B. H. Hameed, A. T. M. Din, and A. L. Ahmad, “Adsorption of methylene blue onto bamboo-based activated carbon: kinetics and equilibrium studies,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 141, no. 3, pp. 819–825, 2007.
- [26] H. Zollinger, *Azo Dyes and Pigments. Colour Chemistry-Synthesis, Properties and Applications of Organic Dyes and Pigments*, VCH, New York, 1987.
- [27] Naseeruteen, F., Hamid, N. S. A., Suah, F. B. M., Ngah, W. S. W., & Mehamod, F. S. (2018). Adsorption of malachite green from aqueous solution by using novel chitosan ionic liquid beads. *International journal of biological macromolecules*, 107, 1270-1277. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.09.111>
- [28] Gupta VK, Agarwal S, Saleh TA. Chromium removal by combining the magnetic properties of iron oxide with adsorption properties of carbon nanotubes. *Water research*. 2011 Mar 1;45(6):2207-12. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.01.012>

- [29] Hardiljeet, K. B., Joseph, M., & O'Carroll, M. D. (2011). Kinetics and thermodynamics of cadmium ion removal by adsorption onto nanozerovalent iron particles. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 458-465.
- [30] AK Bhattacharya, TK Naiya, SN Mandal and SK Das, "Adsorption, Kinetics and Equilibrium Studies on Cr(VI) Removal from Aqueous Solutions Using Various Low Cost Adsorbents," *Journal of Chemical Engineering*, Vol. 137, No.3, 2008, pp.529-541. doi:10.1016/j.cej.2007.05.21
- [31] Mohadi, R., Kurniawan, C., Yuliasari, N., & Hidayati, N. (2014). Characterization of Chitosan from Crab Shells and Squid Bones using an FT-IR Spectrophotometer and Determining the Degree of Deacetylation Using the Baseline Method. FMIPA UNSRI National Seminar 2014.
- [32] G. Crini, Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review, *Bioresour. Technol.* 97 (2006) 1061–1085.
- [33] I.A.W. Tan, B.H. Hameed, A.L. Ahmad, Equilibrium and kinetic studies on basic dye adsorption by oil palm fibre activated carbon, *Chem. Eng. J.* 127 (2007) 111–119.
- [34] Tong Y, McNamara PJ, Mayer BK (2019) Adsorption of organic micropollutants onto biochar: a review of relevant kinetics, mechanisms and equilibrium. *Environ Sci Water Res Technol* 5(5):821–838
- [35] B. H. Hameed, A. T. M. Din, and A. L. Ahmad, "Adsorption of methylene blue onto bamboo-based activated carbon: kinetics and equilibrium studies," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 141, no. 3, pp. 819–825, 2007.
- [36] Wang, Y., Ngo, H. & Guo, W. 2015 Preparation of a specific bamboo based activated carbon and its application for ciprofloxacin removal. *Science of the Total Environment* 533, 32–39.
- [37] Mehta, D., Mondal, P. & George, S. 2016 Utilization of marble waste powder as a novel adsorbent for removal of fluoride ions from aqueous solution. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 4(1), 932–942.
- [38] Zhou, P., Yuan, H., Ou, L., & Zhiyuan, P. (2019). Removal of Cd(II) and Cu(II) ions from aqueous solutions using tannin-phenolic polymer immobilized on cellulose. *Journal of Macromolecular Science*, 59(7), 717-722.
- [39] Tanaydin, M. K., & Goksu, A. (2021). Optimization of the adsorption of methyl green dye on almond shells using central composite design. *Desalination and Water Treatment*, 227(July), 425–439.