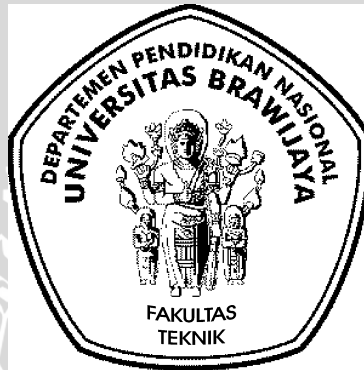


**EFEKTIVITAS ADSORPSI KARBON AKTIF SEBAGAI
ADSORBEN PADA INSTALASI PENGOLAHAN LIMBAH CAIR
SEDERHANA DALAM MENURUNKAN KADAR ION LOGAM
BERAT Pb²⁺ DAN Cu²⁺**

SKRIPSI

Diajukan untuk memenuhi sebagian persyaratan
memperoleh gelar Sarjana Teknik



Disusun Oleh:

PRIYONO HENDRO SUSILO
0001060483 - 64

**DEPARTEMEN PENDIDIKAN NASIONAL
UNIVERSITAS BRAWIJAYA
FAKULTAS TEKNIK
JURUSAN PENGAIRAN
MALANG
2007**

**EFEKTIVITAS ADSORPSI KARBON AKTIF SEBAGAI
ADSORBEN PADA CONTACTOR DALAM MENURUNKAN
KADAR ION LOGAM BERAT Pb²⁺ DAN Cu²⁺**

SKRIPSI

Diajukan untuk memenuhi sebagian persyaratan
memperoleh gelar Sarjana Teknik



Disusun Oleh:

**PRIYONO HENDRO SUSILO
NIM. 0001060483 - 64**

DOSEN PEMBIMBING

ANDRE PRIMANTYO H.,ST, MT.
MT. NIP. 132 296 278
262

TRI BUDI PRAYOGO, ST,
NIP.132 143

**EFEKTIVITAS ADSORPSI KARBON AKTIF SEBAGAI
ADSORBEN PADA CONTACTOR DALAM MENURUNKAN
KADAR ION LOGAM BERAT Pb²⁺ DAN Cu²⁺**

Disusun Oleh:

PRIYONO HENDRO SUSILO
NIM. 0001060483 - 64

Skripsi ini telah diuji dan dinyatakan lulus
Pada tanggal 27 Juli 2007

DOSEN PENGUJI

ANDRE PRIMANTYO H.,ST, MT.
MT. NIP. 132 296 278
262

TRI BUDI PRAYOGO, ST,
NIP.132 143

DR.Ir. MOHAMMAD BISRI, MS.
MS NIP. 131 645 152
151

Ir. USSY ANDAWAYANTI,
NIP. 131 645

Mengetahui,
Ketua Jurusan Teknik Pengairan

Ir. RINI WAHYU SAYEKTI, MS
NIP. 131 629 862



KATA PENGANTAR

Puji syukur kami ucapkan kepada Allah SWT yang telah memberikan rahmat, jalan, kemudahan serta kemampuan untuk menyelesaikan seminar usulan skripsi **Efektivitas Adsorpsi Karbon Aktif Sebagai Adsorben Pada *Contactor* Dalam Menurunkan Kadar Ion Logam Berat Pb^{2+} dan Cu^{2+}** . Semoga seminar usulan skripsi ini menjadi sumbangsih bagi pengembangan pengolahan limbah cair bagi masyarakat.

Skripsi ini disusun untuk membantu pencarian alternatif yang mudah dan murah dalam mengolah dan meningkatkan mutu air limbah yang mengandung logam berat. Dengan meningkatnya kualitas air limbah yang diperoleh diharapkan dapat mengurangi dampak negatif dari pencemaran logam berat pada air limbah. Skripsi ini membahas tentang efektivitas adsorpsi karbon aktif pada *contactor* dalam mengurangi kadar ion logam berat Pb^{2+} dan Cu^{2+} pada suatu limbah yang mengandung logam berat, apabila ditinjau berdasarkan teori adsorpsi Freundlich dan Langmuir.

Dalam kesempatan kali ini tidak lupa penyusun menyampaikan ucapan terima kasih kepada:

1. Ibu Ir. Rini Wahyu Sayekti, MS, selaku Ketua Jurusan Teknik Pengairan Fakultas Teknik Universitas Brawijaya.
2. Bapak Ir. Janu Ismoyo, MT, selaku Sekretaris Jurusan Teknik Pengairan Fakultas Teknik Universitas Brawijaya .
3. Bapak Andre Primantyo H., ST, MT dan Bapak Tri Budi Prayogo, ST, MT selaku pembimbing skripsi yang telah memberi saran dan masukan dalam skripsi ini.
4. Mas Pras selaku laboran Kualitas Air Teknik Pengairan atas saran dan bantuannya.
5. Teman-teman angkatan 2000 semua tanpa tertinggal satupun.
6. Semua pihak yang telah membantu penyelesaian skripsi ini yang tidak bisa kami sebutkan satu persatu.

Penyusun menyadari skripsi ini jauh dari sempurna. Namun, saran dan kritik banyak diharapkan dengan harapan skripsi ini dapat menjadi lebih baik dan berguna bagi lingkungan dan masyarakat di masa yang akan datang. Terimakasih.

Malang, 27 Juli 2007

Penyusun

Priyono Hendro S

DAFTAR ISI

PENGANTAR

i

DAFTAR

ISI

ii

DAFTAR

GAMBAR

iv

DAFTAR

TABEL

v

BAB I

PENDAHULUAN

1

1.1. Latar

Belakang

1

1.2. Identifikasi

Masalah

1

1.3. Batasan

Masalah

2

1.4. Rumusan

Masalah

3

1.5. Tujuan

dan

Manfaat

4

BAB II

KAJIAN

PUSTAKA

5

2.1. Air

Limbah

5

2.1.1.	Definis				
		5			
2.1.2.	Karakteristik		Air		Limbah
		6			
2.1.2.1.	Karakteristik				Fisik
		6			
2.1.2.2.	Karakteristik				Kimia
		8			
2.1.2.3.	Karakteristik				Biologi
		9			
2.1.3.	Standar Kualitas Air Limbah Yang Mengandung Logam Berat				12
2.2.	Pengolahan		Air		Limbah
		13			
2.2.1.	Pengolahan		Air	Secara	Fisika
		14			
2.2.2.	Pengolahan		Air	Secara	Kimia
		15			
2.2.3.	Pengolahan		Air	Secara	Bakteriologis
		16			
2.2.4.	Pengolahan Limbah yang mengandung logam berat				
		17			
2.3.	Logam				Berat
		18			
2.3.1.	Definis				
		19			

2.3.2.	Timbal (Pb)	Dan Tembaga (Cu)	
	19		
2.4.	Karbon		Aktif
	20		
2.5.	Adsorpsi		
	22		
2.5.1.	Gaya – Gaya Yang Bekerja Dalam Fenomena Adsorpsi		
	25		
2.5.2.	Afinitas Logam		Berat
	30		
2.5.3.	Teori Adsorpsi		Isotermis
	32		
2.5.3.1.	Teori Adsorpsi		Freundlich
	32		
2.5.3.2.	Teori Adsorpsi		Langmuir
	34		
2.6.	Metode Batch Adsorption		Test
	37		
2.7.	Spectrofotometri Serapan		Atom
	38		
2.8.	Instalasi Pengolahan Air Dengan Menggunakan Adsorben		
	39		
2.8.1.	Kontaktor dengan Dasar		Tetap
	40		
2.8.2.	Kontaktor dengan Dasar Mengembang		
	41		
2.8.3.	Desain Kontaktor Karbon Aktif tipe Butiran (GAC)		
	42		

BAB III METODOLOGI PENELITIAN



3.1.	Persiapan	Sampel	dan	Peralatan	Pengujian	
						46
3.2.	Parameter	Parameter	Yang		diukur	
						47
3.3.	Tahapan				Penelitian	
						48

BAB IV ANALISA DATA DAN PEMBAHASAN

3.1.	Adsorbansi					
						52
3.2.	Pengaruh	Penambahan	Adsorben	Pada	pH	
						55
3.3.	Pengaruh	Jumlah	Adsorbent	Terhadap	Prosentase	Penurunan
						59
3.4.	Perhitungan	Dengan	Menggunakan	Metode	Freundlich	
						61
3.5.	Perhitungan	Dengan	Menggunakan	Metode	Langmuir	
						65
3.6.	Perencanaan	Instalasi	Pengolah	Limbah	Sederhana	
						69

BAB III PENUTUP

3.1.	Kesimpulan	
		73
3.2.	Saran	
		75

DAFTAR PUSTAKA

DAFTAR GAMBAR

Gambar 2.1. Skematis Adsorpsi-Desorpsi.....	23
Gambar 2.2. Ragam bentuk kurva isoterm sorpsi.....	25
Gambar 2.3. Ringkasan gaya-gaya yang bekerja dalam proses adsorpsi.....	28
Gambar 2.4. Tahapan proses sorpsi yang dikontrol oleh difusi.....	30
Gambar 2.5. Isoterm Freundlich yang tersusun oleh beberapa isoterm Langmuir.....	33
Gambar 2.6. Contoh grafik isoterm Freundlich.....	34
Gambar 2.7. Contoh grafik isoterm Langmuir.....	36
Gambar 2.8. Grafik C_e vs C_e/Q_e dan grafik $\ln C_e$ vs $\ln Q_e$	37
Gambar 2.9. Seperangkat Alat Spektrofotometri Serapan Atom. (Skoog, 1985).....	38
Gambar 2.10 Kontakor karbon yang disusun secara tunggal, seri, dan paralel	41
Gambar 2.11. Kontakor karbon aktif.....	42
Gambar 2.12 Sketsa analisis adsorpsi karbon aktif.....	43
Gambar 3.1. Sampel Penelitian.....	48
Gambar 3.3. Diagram Alir Penelitian.....	50
Gambar 3.4. Desain awal (<i>preliminary design</i>) Instalasi Pengolahan Limbah.....	51
Gambar 4.1. Kurva Baku Larutan Pb^{2+}	53
Gambar 4.2. Kurva Baku Larutan Cu^{2+}	53
Gambar 4.3. Perubahan pH Sampel Dengan Polutan Pb^{2+}	55
Gambar 4.4. Perubahan pH Sampel Dengan Polutan Cu^{2+}	57
Gambar 4.5. Grafik Prosentase Penurunan Pb^{2+} Oleh Arang Aktif Pada Variasi Konsentrasi Polutan.....	60

Gambar 4.6 Grafik Prosentase Penurunan Cu^{2+} Oleh Arang Aktif Pada Variasi Konsentrasi Polutan..... 60

Gambar 4.7. Grafik Perhitungan Adsorpsi Arang Aktif Terhadap Pb^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Freundlich..... 62

Gambar 4.8. Grafik Perhitungan Adsorpsi Arang Aktif Terhadap Cu^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Freundlich..... 63

Gambar 4.9. Grafik Perhitungan Adsorpsi Arang Aktif Terhadap Pb^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Langmuir..... 66

Gambar 4.10. Grafik Perhitungan Adsorpsi Arang Aktif Terhadap Cu^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Langmuir..... 68

DAFTAR TABEL

Tabel 2.1.	Kandungan Senyawa Organik Dalam Air buangan	8
Tabel 2.2.	Klasifikasi Mikroorganisme dalam Air Limbah	10
Tabel 2.3.	Sifat-sifat Fisik, Kimia, Biologis Air Limbah serta Sumber Asalnya	11
Tabel 2.4.	Selektivitas sorpsi logam berat divalen pada beberapa jenis tanah	31
Tabel 2.5.	Nilai desain kontaktor	42
Tabel 2.6.	Spesifikasi umum dari karbon aktif tipe butiran	43
Tabel 4.1.	Data Adsorbansi	52
Tabel 4.2.	Standard Adsorbansi Untuk Pb^{2+} dan Cu^{2+}	52

Tabel 4.3.	Tabel	Konsentrasi	Polutan	Setelah	Perlakuan.	
						54
Tabel 4.4.	Nilai pH Sampel	Adsorbent	Arang Aktif	Pada Larutan	Pb ²⁺	
						55
Tabel 4.5.	Nilai pH Sampel	Adsorbent	Arang Aktif	Pada Larutan	Cu ²⁺	
						57
Tabel 4.6.	Prosentase Penurunan Pb ²⁺ Oleh Arang Aktif Pada Variasi Adsorbent.					
						59
Tabel 4.7.	Prosentase Penurunan Cu ²⁺ Oleh Arang Aktif Pada Variasi Adsorbent.					
						59
Tabel 4.8.	Perhitungan Nilai Adsorpsi	Arang Aktif 10 gram	Terhadap Pb ²⁺	Dengan Metode	Adsorpsi	Isotermis Freundlich.
						62
Tabel 4.9.	Perhitungan Nilai Adsorpsi	Arang Aktif 30 gram	Terhadap Pb ²⁺	Dengan Metode	Adsorpsi	Isotermis Freundlich.
						62
Tabel 4.10.	Perhitungan Nilai Adsorpsi	Arang Aktif 10 gram	Terhadap Cu ²⁺	Dengan Metode	Adsorpsi	Isotermis Freundlich.
						63
Tabel 4.11.	Perhitungan Nilai Adsorpsi	Arang Aktif 30 gram	Terhadap Cu ²⁺	Dengan Metode	Adsorpsi	Isotermis Freundlich.
						63
Tabel 4.12.	Perhitungan Nilai Adsorpsi	Arang Aktif 10 gram	Terhadap Pb ²⁺	Dengan Metode	Adsorpsi	Isotermis Langmuir.
						65
Tabel 4.13.	Perhitungan Nilai Adsorpsi	Arang Aktif 30 gram	Terhadap Pb ²⁺	Dengan Metode	Adsorpsi	Isotermis Langmuir.
						65

65

Tabel 4.14. Perhitungan Nilai Adsorpsi Arang Aktif 10 gram Terhadap Cu^{2+} Dengan

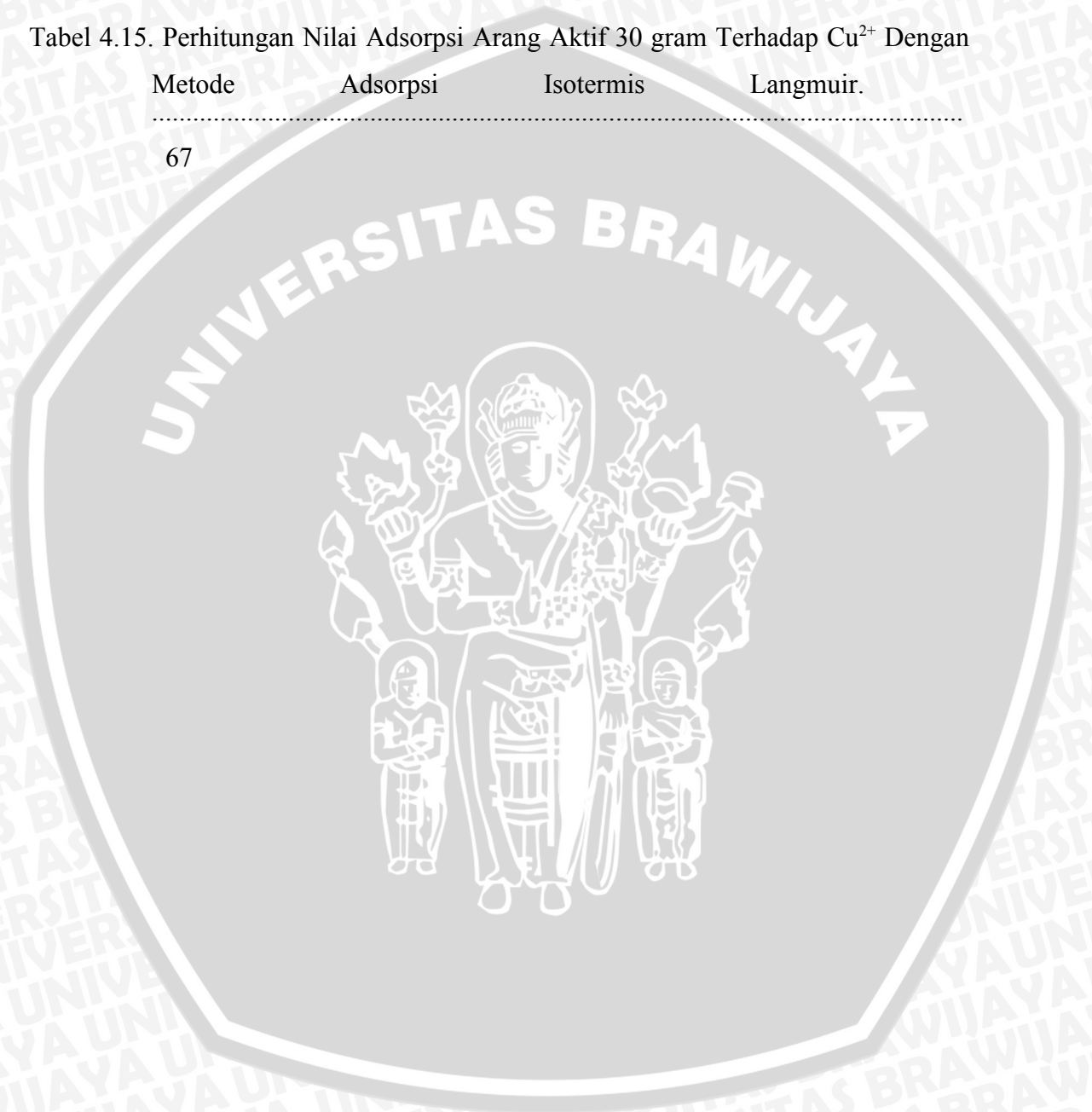
Metode	Adsorpsi	Isotermis	Langmuir.
--------	----------	-----------	-----------

67

Tabel 4.15. Perhitungan Nilai Adsorpsi Arang Aktif 30 gram Terhadap Cu^{2+} Dengan

Metode	Adsorpsi	Isotermis	Langmuir.
--------	----------	-----------	-----------

67



BAB I PENDAHULUAN

1.1. Latar Belakang

Peningkatan aktifitas manusia dalam mengolah alam untuk memenuhi kebutuhan hidup, membawa dampak yang sangat besar bagi perubahan alam dan lingkungan disekitarnya. Penurunan kualitas air merupakan salah satu dari dampak tingginya eksplorasi alam. Sangat ironis, mengingat bahwa air merupakan salah satu kebutuhan vital yang menunjang hampir seluruh aktivitas hidup manusia. Fakta yang terjadi adalah penggunaan air secara intensif dan efisien yang semakin meningkat, juga diikuti tingkat pencemaran yang semakin tinggi pula. Penyebab peningkatan limbah sebagian besar akibatkan oleh aktivitas manusia yang kurang memperhatikan lingkungan dan jumlahnya selalu meningkat. Limbah itu dapat berupa limbah industri, rumah tangga, jasa, bahkan air sisa irigasi yang telah mengandung zat-zat kimia dari pupuk dan berbahaya bagi kesehatan manusia.

Sumber daya manusia di Indonesia serta negara-negara berkembang lainnya, pada umumnya masih kurang mempedulikan lingkungan. Hal ini disebabkan karena rendahnya SDM yang ada dan kurangnya kepedulian terhadap lingkungan. Mereka hanya berfokus pada kegiatan ekonomi untuk memenuhi kebutuhan hidupnya. Mereka hanya berfikir bagaimana dapat bertahan hidup ditengah segala keterbatasan yang ada, dan tidak memperhatikan kualitas air yang mereka gunakan.

Saat ini masyarakat kita masih lebih mementingkan kuantitas daripada kualitas air yang digunakan. Bagi mereka selama dirasa tidak menyebabkan sesuatu yang berarti dalam jangka waktu pendek, seperti misalnya penyakit kulit, dan penyakit – penyakit yang bersifat jangka pendek, mereka akan tetap menggunakannya. Akibatnya, pencemaran yang terjadi terus berlanjut tanpa adanya tindakan penanggulangan yang berarti. Pencemaran itu dapat terjadi baik pada air permukaan maupun air tanah.

Peningkatan limbah yang dihasilkan oleh aktifitas manusia saat ini sangat membahayakan masa depan lingkungan dan terutama manusia itu sendiri. Limbah dengan kandungan logam berat yang dibuang merupakan potensi besar penyumbang menurunnya kesehatan manusia saat ini. Sehingga diperlukan penanggulangan limbah yang serius, terutama untuk limbah logam berat yang sangat berbahaya bagi kesehatan manusia karena sifat toksinnya yang tinggi dan potensi karsinogeniknya . Untuk itu

diperlukan pengolahan atau treatment yang tepat dan mudah dilakukan untuk menanggulangi masalah logam berat.

Limbah dengan kandungan logam berat yang sering kita jumpai adalah limbah dalam bentuk cairan atau yang sering kita sebut limbah cair. Dalam hal ini limbah cair adalah limbah yang dihasilkan oleh pabrik-pabrik atau industri yang melibatkan bahan-bahan kimia dalam proses produksinya. Beberapa diantaranya adalah limbah Pb^{2+} dan Cu^{2+} . Dua logam berat ini adalah logam berat yang paling sering dijumpai pada limbah dalam perindustrian kita. Dimana industri - industri tersebut tak jarang kurang atau bahkan tidak memiliki instalasi pengolahan limbah yang memadai. Selain itu, mereka cenderung untuk membuang limbahnya langsung ke sungai dan lingkungan sekitar, dengan harapan mendapatkan biaya produksi yang rendah.

Pengolahan limbah cair dengan kandungan logam berat dapat dilakukan dengan berbagai cara. Salah satu cara yang sering digunakan dalam mengurangi kandungan logam berat pada suatu limbah adalah dengan memanfaatkan proses adsorpsi. Adsorpsi adalah proses terserapnya polutan pada permukaan pori suatu partikel (adsorbent), sehingga partikel polutan terikat menempel pada partikel tersebut.

Arang aktif merupakan *adsorbent* yang baik dalam menurunkan kadar logam berat. Arang aktif dapat terbuat dari bahan yang mengandung arang baik organik maupun anorganik, tetapi yang banyak beredar di pasaran berasal dari tempurung kelapa, kayu dan batu-bara. Dibandingkan dengan arang biasa, arang aktif ini lebih efektif dalam mengadsorpsi, karena pembuatan arang aktif dilakukan pada suhu dan tekanan yang tinggi, sehingga akan terbentuk rekahan-rekahan (rongga) yang sangat halus dengan jumlah yang sangat banyak dan menyebabkan luas permukaan arang menjadi besar (1 gram arang aktif umumnya memiliki luas permukaan 500 – 1500 m²), sedangkan proses pembuatan arang biasa tidak serumit pembuatan arang aktif yang harus dengan suhu dan tekanan tinggi, oleh karena itu rekahan-rekahan (rongga) yang terbentuk tidak sebanyak pada arang aktif sehingga pori-pori dalam arang tempurung yang bisa mengadsorpsi juga sedikit, selain itu bentuk arang aktif yang granular menyebabkan arang aktif mempunyai luas permukaan atau bidang sentuh yang lebih besar dan menyebabkan proses penyerapan mikroorganisme menjadi lebih cepat.

1.2. Identifikasi Masalah

Tingginya biaya pengolahan limbah cair menjadi faktor utama rendahnya kesadaran masyarakat terhadap pencemaran air oleh limbah cair di lingkungan sekitar.

Dengan ditemukannya alternative pengolahan limbah cair yang lebih murah namun efektif dalam menurunkan kadar logam berat pada suatu limbah, diharapkan dapat membantu para pengusaha yang kurang mampu mengolah limbah logam beratnya, yang disebabkan tingginya biaya yang diperlukan dalam penanganan limbah ini. Untuk itu diperlukan perlakuan yang tepat dalam menanggulangi masalah logam berat dan dibutuhkan perencanaan pengolahan yang tepat pula. Oleh sebab itu perlu dilakukan penelitian terhadap bahan - bahan yang dapat menurunkan logam berat.

Arang aktif dipercaya sebagai salah satu adsorbent dengan kemampuan adsorpsi yang cukup baik dan mudah ditemukan dipasaran. Harga dari arang aktifpun cukup murah. Untuk itu, arang aktif perlu mendapatkan pengkajian lebih lanjut terhadap kemampuannya dalam mengadsorpsi ion logam berat dalam suatu limbah.

1.3. Rumusan Masalah

Dari identifikasi masalah yang telah dikemukakan diatas, maka permasalahan dalam penyusunan skripsi ini dapat dirumuskan sebagai berikut :

1. Bagaimana kemampuan adsorpsi arang aktif terhadap ion logam berat bila ditinjau dari teori adsorpsi Freundlich dan Langmuir?
2. Bagaimana efektifitas adsorpsi pada arang aktif sebagai adsorben dalam menyerap Pb^{2+} dan Cu^{2+} ?
3. Bagaimana perancangan desain awal (*preliminary design*) instalasi pengolahan limbah sederhana yang dapat mengurangi kadar limbah logam berat Pb^{2+} dan Cu^{2+} ?

1.4. Batasan Masalah

Pembahasan dalam penelitian ini difokuskan pada kemampuan penyerapan arang aktif terhadap ion logam berat Pb^{2+} dan Cu^{2+} . Batasan permasalahan yang diambil adalah :

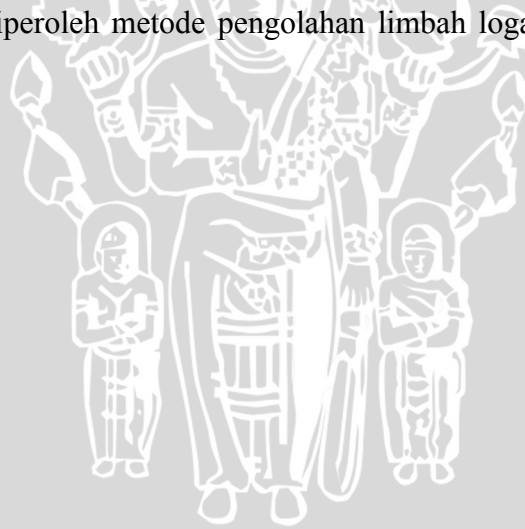
1. Adsorben menggunakan arang aktif dari tempurung kelapa komersial yang mudah diperoleh di pasaran.
2. Menggunakan limbah buatan yang diperoleh dari campuran aquades dan polutan pada konsentrasi tertentu.
3. Polutan yang digunakan adalah Pb^{2+} dalam $Pb(NO_3)_2$ dan Cu^{2+} dalam $Cu(SO_4)$.
4. Hanya membahas kemampuan adsorpsi pada arang aktif.

5. Konsentrasi logam berat dalam larutan ditentukan dengan metode Atomic Absorption Spectrophotometry.
6. Menggunakan teori adsorpsi isoteremis Langmuir dan Freundlich sebagai dasar teori adsorpsi.
7. Untuk digunakan pada instalasi pengolahan limbah cair.

1.5. Tujuan dan Manfaat

Tujuan dilakukannya penelitian terhadap kemampuan adsorpsi arang aktif ini adalah untuk mengetahui seberapa besar kemampuan adsorpsi arang aktif terhadap ion logam berat Pb^{2+} dan Cu^{2+} bila ditinjau dari teori adsorpsi Freundlich dan Langmuir. Serta dapat diketahui juga efektifitas adsorpsi pada arang aktif sebagai adsorben dalam menyerap Pb^{2+} dan Cu^{2+} .

Manfaat penelitian adalah dapat menentukan metode yang tepat dalam menurunkan kadar ion logam berat Pb^{2+} dan Cu^{2+} dengan menggunakan arang aktif dari tempurung kelapa, untuk menanggulangi masalah kualitas air dengan pencemaran logam berat. Sehingga diperoleh metode pengolahan limbah logam berat yang efektif dan mudah.



BAB II TINJAUAN PUSTAKA

2.1 Air Limbah

2.1.1 Definisi

Lingkungan mempunyai kemampuan mengasimilasi limbah yang dibuang ke dalamnya. Apabila jumlah dan mutu limbah yang dibuang melampaui daya asimilasi lingkungan, maka dikatakan bahwa lingkungan itu tercemar. Pencemaran air tersebut adalah masuk atau dimasukkannya zat pencemar ke dalam air pada sumber air oleh kegiatan manusia, sehingga mutu air tersebut turun sehingga tidak dapat berfungsi sesuai peruntukannya.

Pada umumnya pencemaran oleh salah satu sumber secara merata tetap ada, namun masih dapat diterima karena masih di bawah konsentrasi standar bahaya (Santika, 1984 : 33). Adapula beberapa sumber pencemaran lain yang mengadakan pencemaran dan gangguan lingkungan hidup hanya selama waktu yang tertentu dan kadang-kadang relatif singkat, misalnya pencemaran oleh adanya kegiatan rumah tangga dalam kegiatan sehari-hari.

Akibat dari adanya kegiatan tersebut, limbah akan mengalir ke dalam sungai atau saluran air dan apabila sungai atau saluran air tersebut memiliki kandungan oksigennya tidak cukup maka aliran di tempat pembuangan itu akan bersifat anaerobik, keruh dan memberi kemampuan kotor (Linsley, 1980 : 265). Limbah atau air buangan pada umumnya meliputi komposisi serta dari mana air tersebut berasal, misalnya air buangan industri, rumah tangga, daerah pertanian, perdagangan, dan lain-lain.

Data mengenai sumber air limbah dapat digunakan dalam memperkirakan jumlah aliran air limbah dari berbagai jenis sumber air limbah, dan aliran air tanah yang ada di sekitarnya. Pertumbuhan jumlah limbah dihitung dan digunakan sebagai dasar perencanaan suatu instalasi pengolah air limbah beserta saluran pembawanya. Beberapa sumber air limbah adalah (Eddy dan Metcalf, 1979) :

a. Air limbah rumah tangga

Sumber utama air limbah rumah tangga dari masyarakat berasal dari perumahan dan daerah perdagangan. Adapun sumber lainnya yang tidak kalah pentingnya adalah daerah perkantoran atau lembaga serta daerah rekreasi.

b. Air limbah industri

Jumlah aliran air limbah yang berasal dari industri sangat bervariasi tergantung dari jenis dan besar kecilnya industri, pengawasan pada proses industri, derajat penggunaan air, derajat pengolahan air limbah yang ada. Sebagai patokan dapat dipergunakan pertimbangan bahwa 85% - 95% dari jumlah air yang digunakan adalah air limbah, apabila industri tersebut tidak menggunakan air limbah maka jumlahnya akan lebih kecil lagi.

c. Air limbah rembesan dari tambahan

Apabila turun hujan di suatu daerah, maka air yang turun secara cepat akan mengalir masuk kedalam saluran pengering atau saluran air hujan. Apabila saluran ini tidak mampu menampung, maka limpahan air hujan akan digabung dengan saluran air limbah, dengan demikian akan merupakan tambahan yang sangat besar.

2.1.2 Karakteristik Air Limbah

Karakteristik air buangan sangat penting untuk diketahui guna menentukan cara pengolahan yang tepat, terbaik dan efektif. Berikut ini akan dijelaskan beberapa macam karakteristik air buangan (Eddy dan Metcalf, 1979), yaitu:

2.1.2.1 Karakteristik Fisik

a. Warna

Berdasarkan sifat-sifat penyebabnya, warna dalam air dibagi menjadi 2 jenis, yaitu warna sejati dan warna semu. Warna sejati disebabkan oleh koloida-koloida organik atau zat-zat terlarut. Sedang warna semu disebabkan oleh suspensi partikel-partikel penyebab kekeruhan. Warna juga merupakan cirri kualitatif untuk mengkaji kondisi umum air limbah. Jika coklat, umur air kurang dari 6 jam. Warna abu-abu muda sampai abu-abu setengah tua tandanya air sedang mengalami pembusukan oleh bakteri. Jika abu-abu tua hingga berarti sudah busuk akibat bakteri. Air yang berwarna dalam batas tertentu akan mengurangi segi estetika dan tidak dapat diterima oleh masyarakat.

b. Bau dan rasa

Bau biasanya timbul pada limbah yang sudah lama, tetapi juga ada yang muncul pada limbah baru. Hal ini dikarenakan sumber pencemar yang berbeda. Air yang berbau dapat juga menandakan bahwa dalam air tersebut mengandung

zat-zat yang sedang mengalami proses penguraian oleh bakteri secara tidak sempurna. Persenyawaan belerang dan phosphor juga menimbulkan bau air. Untuk menghilangkan bau tersebut dipakai zat desinfektan seperti kaporit, karena zat organik oleh kaporit atau persenyawaan klor dapat dihancurkan.

Karena kepekaan terhadap bau berbeda-beda pada setiap pribadi orang dan bahkan pada orang yang sama, tergantung pada keadaan pikirannya, ukuran bau itu sama sekali tidak dapat bersifat mutlak.

c.Suhu

Suhu air berbeda-beda sesuai dengan iklim dan musim. Ukuran-ukuran suhu berguna dalam memperlihatkan kecenderungan aktivitas-aktivitas kimiawi dan biologis, penguapan, tekanan uap, ketegangan permukaan dan nilai-nilai penjuhan dari benda-benda padat dan gas-gas. Aktivitas biologis meningkat dengan meningkatnya suhu pada kira 69°C. Suhu juga memainkan peranan penting dalam reaksi kimia biologis. Tingkat oksidasi zat organik jauh lebih besar selama musim panas dari pada selama musim dingin. Pembusukan juga sebagian besar dipengaruhi oleh perubahan-perubahan suhu. Jarang pembusukan terjadi di daerah titik beku, sedangkan pada tingkatan dimana pembusukan berlangsung adalah kira-kira empat kali lebih besar pada 27°C dibandingkan dengan pada 8°C.

Penyimpangan terhadap standar suhu ini yaitu apabila suhu air bersih lebih tinggi dari pada suhu udara sehingga mengakibatkan terjadinya penurunan kualitas air. Suhu yang menandakan bahwa air tersebut tidak tercemar adalah sesuai dengan suhu udara sekitarnya (SK Menteri Kesehatan No 416 1990).

d.Kekeruhan

Kekeruhan atau turbiditas adalah ukuran yang menggunakan efek cahaya sebagai dasar untuk menentukan kekeruhan air (Sugiharto, 1987). Kekeruhan air disebabkan oleh adanya benda terlarut atau benda koloid dalam air. Zat yang tersuspensi tersebut ada yang bersifat anorganik maupun yang bersifat organik. Zat anorganik biasanya berasal dari pelapukan batuan dan logam, sedangkan zat yang bersifat organik biasanya berasal dari lapukan tanaman dan hewan, Buangan industri juga merupakan sumber kekeruhan karena zat-zat tersebut tidak mengendap dengan segera. Kekeruhan biasanya disebabkan

karena butiran halus yang melayang.

e. DHL

Daya hantar listrik menyatakan kemampuan air untuk menghantarkan arus listrik, dimana daya hantar tersebut sebanding dengan kadar zat terlarut yang mengion dalam air. Sifat daya hantar listrik juga tergantung pada temperatur, semakin tinggi temperatur semakin tinggi daya hantar listrik. Oleh karena itu daya hantar listrik dinyatakan sebagai hasil pengukuran pada suhu 25 C. Air memiliki daya hantar listrik yang berbeda-beda. Semakin besar daya hantar listriknya, berarti air tersebut semakin banyak mengandung logam-logam, terutama logam berat.

2.1.2.2 Karakteristik Kimia

Air yang mengandung bahan kimia yang berbahaya dapat merugikan kehidupan manusia, hewan dan binatang. Bahan organik terlarut dapat menghasilkan oksigen dalam air serta akan menimbulkan rasa dan bau yang tidak sedap pada air. Selain itu akan lebih berbahaya apabila bahan terlarut merupakan bahan beracun. Bahan kimia yang penting dan berada dalam air pada umumnya dapat diklasifikasikan sebagai berikut (Sugiharto, 1987 : 23) :

a. Senyawa Organik

Kira-kira 75% suspended soil dan 40% filterable solid dalam air buangan merupakan senyawa-senyawa organik. Senyawa organik tersebut berasal dari kombinasi arang, hydrogen, dan oksigen serta nitrogen dalam berbagai senyawa.. Semakin lama jumlah dan jenis bahan organik semakin banyak, hal ini akan mempersulit dalam pengelolaan air limbah sebab beberapa zat tidak dapat diuraikan oleh mikroorganisme (Sugiharto, 1987 : 25).

Tabel 2.1. Kandungan Senyawa organik dalam air buangan

Senyawa Organik	Persentase
Protein	40% - 60%
Karbohidrat	25% - 50%
Lemak dan Minyak	10%

Sumber : Sugiharto, 1987

b. Senyawa Anorganik

Beberapa komponen anorganik dari air limbah sangat penting untuk peningkatan dan pengawasan kualitas air. Jumlah kandungan bahan anorganik meningkat sejalan dan dipengaruhi oleh formasi geologi dari asal air limbah berasal. Secara umum bahan anorganik yang ada dalam air terbagi dalam tiga macam yaitu: bahan butiran, bahan garam-garam mineral dan bahan metal.

c. Kandungan gas pada air limbah

Pembusukan air limbah mengakibatkan munculnya gas yang cukup berbahaya bagi kesehatan manusia. Gas yang dihasilkan dari proses pembusukan komponen air limbah ini antara lain adalah gas metan, hidrogen sulfida dan gas – gas lainnya. Banyaknya gas yang muncul dari air limbah tersebut mengindikasikan banyaknya polutan yang terkandung pada air limbah.

2.1.2.3 Karakteristik Biologis

Kualitas air mempengaruhi kehidupan air. Berbagai macam organisme yang hidup di perairan adalah plankton, periphyton, makrophyton, organisme bentos, dan ikan. Keterangan mengenai kondisi dan kesehatan organisme air dapat memberikan petunjuk kualitas air.

Baik tidaknya kualitas air secara biologis ditentukan oleh jumlah mikroorganisme patogen dan nonpatogen. Mikroorganisme patogen bisa berwujud bakteri, virus atau spora pembawa bibit penyakit. Sebaliknya yang nonpatogen, meskipun relatif tidak berbahaya bagi kesehatan, kehadirannya akan menimbulkan rasa dan bau yang tidak enak. Pemeriksaan biologis di dalam air bertujuan untuk mengetahui apakah ada mikroorganisme patogen berada di dalam air.

Berbagai organisme yang patogen termasuk bakteri protozoa, virus, cacing, dan semua yang dapat menyebabkan penyakit. Sumber utama organisme patogen berasal dari kotoran penderita dan kotoran hewan yang dibuang melalui air limbah rumah tangga atau peternakan. Secara umum parameter biologis dikelompokkan menjadi :

1. Organisme coliform, untuk menguji kemungkinan adanya bakteri patogen dan efektifitas proses klorinasi.

2. Mikroorganisme khusus, untuk menguji kemungkinan adanya organisme khusus sehubungan dengan gerasi instalasi dan pemakaian air limbah. Adapun pembagian kelompok organisme tersebut dapat dilihat pada Tabel 2.2. dibawah ini.

Tabel 2.2. Klasifikasi Mikroorganisme dalam Air Limbah

No.	Kelompok Besar	Anggota
1.	Binatang	Bertulang belakang (Rotifers) Kerang-kerangan (Crustaceans) Kutu dan larva (Worm and Larvae)
2.	Tumbuh-tumbuhan	Lumut (Mosses) Pakis / paku (Ferns)
3.	Protista	Bakteri Ganggang (Algae) Jamur (Fungi) Hewan bersel satu (Protozoa)

Sumber : Sugiharto, 1987

Kelompok mikroorganisme terpenting dalam air buangan ada tiga macam, yaitu kelompok kelompok hewan, tumbuh-tumbuhan, dan protista. Kelompok protista terdiri dari protozoa, sedangkan kelompok tumbuh-tumbuhan terdiri dari paku-pakuan dan lumut.

Bakteri berperan penting dalam air buangan, terutama pada proses biologis. Sedangkan protozoa dalam air buangan berfungsi untuk mengontrol semua bakteri sehingga terjadi keseimbangan. Alga sebagai penghasil oksigen pada proses fotosintesis juga dapat menimbulkan gangguan pada permukaan air karena kondisinya yang menguntungkan (sampai kedalaman 1 meter di bawah permukaan air) sehingga dapat tumbuh dengan cepat dan menutupi permukaan air, sehingga sinar matahari tidak mampu menembus permukaan air. Sifat- sifat fisik, kimia, biologis air limbah serta sumber asalnya ditunjukkan pada Tabel 2.3 .

Tabel 2.3. Sifat-sifat Fisik, Kimia, Biologis Air Limbah serta Sumber Asalnya

Sifat-sifat Air Limbah	Sumber Air Limbah
- Sifat Fisik :	
Warna	Air buangan rumah tangga dan industri serta bangkai benda organik.
Bau	Pembusukan air limbah dan limbah industri.
Endapan	Penyediaan air minum, air limbah rumah tangga dan industri, erosi tanah, aliran air rembesan.
Temperatur	Air limbah rumah tangga dan industri.
- Sifat kimia	
a. Organik	
Karbohidrat	Air limbah rumah tangga, perdagangan serta limbah industri.
Minyak, lemak	Air limbah rumah tangga, perdagangan serta limbah industri.
Pestisida	Air limbah pertanian.
Fenol	Air limbah industri.
Protein	Air limbah rumah tangga, perdagangan.
Deterjen	Air limbah rumah tangga, industri.
Lain-lain	Bahan bangkai organik alamiah.
b. Anorganik	
Kesadahan	Air limbah dan air minum rumah tangga serta rembesan air tanah.
Klorida	Air limbah dan air minum rumah tangga, rembesan air tanah dan pelunak air.
Logam berat	Air limbah industri.
Nitrogen	Air limbah rumah tangga dan pertanian.
pH	Air limbah industri.
Fosfor	Air limbah rumah tangga dan industri serta limpahan air hujan.
Belerang	Air limbah dan air minum rumah tangga, limbah industri.
c. Gas-gas	
Hidrogen sulfida	Pembusukan limbah rumah tangga.
Metan	Pembusukan limbah rumah tangga.
Oksigen	Penyediaan air minum rumah tangga serta perembesan air permukaan.
- Sifat biologis	
Binatang	Saluran terbuka dan bangunan pengolah.
Tumbuh-tumbuhan	Saluran terbuka dan bangunan pelimpah.
Protista	Air limbah rumah tangga dan bangunan pengolah.
Virus	Air limbah rumah tangga.

Sumber : Sugiharto, 1987

2.1.3 Standar Kualitas Air Limbah Yang Mengandung Logam Berat

Standar kualitas air limbah dimaksudkan untuk mencegah timbulnya pencemaran air lebih dini. Standar kualitas air limbah dibuat dalam standar air buangan (*effluent standart*), yaitu karakteristik air yang diisyaratkan bagi air buangan yang akan disalurkan ke sumber air, sawah, tanah, dan tempat lainnya, didalam penyusunannya telah dipertimbangkan pengaruh terhadap pemanfaatan sumber air yang menampungnya dan faktor ekonomis pengolahan air buangannya (Hoesein 1984 : 81).

Berdasarkan Surat Keputusan Gubernur Jawa Timur, No. 45 tahun 2002 Pasal 5, maka baku mutu air buangan ditetapkan sebagai berikut:

1. Golongan I : yaitu limbah cair yang dibuang kedalam air kelas I
Air kelas I adalah air yang peruntukannya dapat digunakan untuk air baku air minum, dan atau peruntukan lain yang mempersyaratkan mutu air yang sama dengan kegunaan tersebut.
2. Golongan II : yaitu limbah cair yang dibuang kedalam air kelas II
Air kelas II adalah air yang peruntukannya dapat digunakan untuk prasarana / sarana rekreasi air, pembudidayaan ikan air tawar, peternakan, air untuk mengairi pertanaman, dan atau peruntukan lain yang mempersyaratkan mutu air yang sama dengan kegunaan tersebut.
3. Golongan III : yaitu limbah cair yang dibuang kedalam air kelas III
Air kelas III adalah air yang peruntukannya dapat digunakan untuk pembudidayaan ikan air tawar, peternakan, air untuk mengairi pertanaman, dan atau peruntukan lain yang sama dengan kegunaan tersebut.
4. Golongan IV : yaitu limbah cair yang dibuang kedalam air kelas IV
Air kelas IV adalah air yang peruntukannya dapat digunakan untuk mengairi pertanaman, dan atau peruntukan lain yang mempersyaratkan mutu air yang sama dengan kegunaan tersebut.

Peraturan lain yang relevan adalah Peraturan Pemerintah Nomor 82 Tahun 2001 tentang pengelolaan kualitas air dan pengendalian pencemaran air, parameter kriteria mutu air berdasarkan kelas yang dicantumkan pada lampiran pada skripsi ini.

Untuk lumpur endapan yang boleh dibuang ke tempat pembuangan bahan

buangan berbahaya (*hazardous waste landfill*), berlaku Keputusan Kepala Badan Pengendalian Dampak Lingkungan, yaitu SK Kepkabapedal 004/IX/1995, yang intinya sebagai berikut :

- Lumpur endapan (*sludge*) tidak cair, yang dinyatakan dengan tidak adanya cairan yang lolos dalam *Paint Filter Test*.
- Mempunyai kekuatan tekan “*unconfine compressive strength*” ≥ 1 kg/cm².
- Lolos kriteria **TCLP** (*Toxicity Characteristic Leaching Procedure*), yaitu suatu testing untuk mengetahui apakah *leachate* atau lindi dari endapan lumpur atau limbah padat mengandung zat-zat berbahaya dengan kadar yang melebihi batas tertentu yang diizinkan (*regulatory level*), seperti yang tercantum dalam lampiran. Tidak mengandung kadar organik $\geq 10\%$. TCLP dilakukan pada kisaran pH lapangan, seperti misalnya pada pH dari lindi.
- Tidak mengandung bahan peledak (*ignitable materials*) atau mudah terbakar dan sifat-sifat korosivitas serta reaktivitas seperti yang dikategorikan dalam limbah atau bahan beracun dan berbahaya.

Tidak mengandung PCB, Dioxin, Furan, dan bahan buangan berbahaya serta beracun (B3) lainnya. Sedangkan untuk material atau zat yang dikategorikan sebagai B3 telah ditentukan dalam daftar sesuai dengan Peraturan Pemerintah (PP) No: PP 18/99 dan PP 85/99.

2.2 Pengolahan Air Limbah

Pengolahan air limbah merupakan upaya untuk mendapatkan air yang bersih dan sehat sesuai dengan standart mutu air untuk kesehatan. Pengolahan air dapat dilakukan secara individu maupun kolektif. Air limbah sangat berbahaya bagi lingkungan terutama bagi manusia itu sendiri oleh karena itu diperlukan usaha pengolahan air limbah dengan teknik yang tepat guna agar dapat menghasilkan air buangan yang sesuai dengan standart air limbah yang boleh dibuang.

Proses pengolahan air dapat dibedakan menjadi dua cara yaitu pengolahan lengkap dan pengolahan sebagian. Pengolahan lengkap (*Complete treatment proces*) adalah proses pengolahan air secara lengkap baik fisik, kimia dan

bakteriologik. Pengolahan lengkap dibagi dalam tiga tingkatan pengolahan yaitu (Sutrisno, 1987 : 51) :

1. Pengolahan fisik

Merupakan pengolahan yang bertujuan untuk mengurangi atau menghilangkan kotoran-kotoran yang kasar, penyisihan lumpur dan pasir, serta mengurangi kadar zat-zat organik yang ada dalam air yang akan diolah.

2. Pengolahan kimia

Suatu tingkat pengolahan dengan menggunakan zat-zat kimia untuk membantu proses pengolahan selanjutnya.

3. Pengolahan bakteriologik

Tingkat pengolahan dengan menggunakan bakteri untuk menurunkan kandungan pulutan pada limbah.

Sedang pengolahan sebagian (*Partial Treatment Process*) adalah pengolahan air dengan melakukan pengolahan kimiawi atau pengolahan bakteriologik saja

2.2.1 Pengolahan Fisik

Proses pengolahan air secara fisika terdiri dari (Kusnaedi, 2004 : 14) :

1. Penyaringan

Tujuan pertama dari penyaringan adalah memisahkan padatan tidak terlarut dan bahan kasar lain dengan ukuran yang cukup besar. Ukuran saringan juga bervariasi, yaitu saringan kasar (Ø 50 mm), saringan sedang (Ø 12mm - Ø 40 mm), dan saringan halus (Ø 1,6mm - Ø 3 mm). Bahan saringan umumnya adalah kawat baja yang dianyam atau jeruji besi. Penyaringan akan membuang sekitar 20 % bahan padat terapung yang ada dalam air limbah.

2. Pengendapan

Prinsip dari pengendapan adalah pemisahan bagian padat dengan memanfaatkan gaya gravitasi sehingga bagian yang padat berada di dasar kolam pengendapan sedangkan air murni diatas. Pengendapan digunakan secara luas pada proses pengolahan air minum dan pengolahan air buangan. Pada pengolahan air buangan pengendapan digunakan untuk meremoval pasir, kerikil, lumpur, flok-flok biologis dan humus. Proses pengendapan dapat terjadi langsung atau melalui proses pendahuluan seperti koagulasi atau reaksi kimia.

3. Absorpsi dan Adsorpsi

Absorpsi merupakan proses penyerapan bahan-bahan tertentu, sehingga air menjadi jernih karena zat-zat didalamnya diikat oleh adsorben (arang aktif). Adsorben dapat berbentuk serbuk arang aktif ataupun berbentuk granular sehingga dapat digunakan sebagai media filtrasi, misalnya seperti arang tempurung kelapa atau arang kayu.

Adsorpsi merupakan proses penangkapan/pengikatan ion-ion bebas di dalam air oleh adsorben. Contoh zat yang digunakan untuk proses adsorpsi adalah zeolit dan resin yang merupakan polimerisasi dari polihidrik fenol dengan formaldehid. Semakin tinggi konsentrasi larutan maka semakin besar pula adsorben yang diperlukan untuk menjernihkan air.

4. Flokulasi

Adalah usaha untuk menggumpalkan partikel-partikel halus dengan pengadukan cepat yang diikuti pengadukan lambat selama 20 – 30 menit, sehingga partikel-partikel halus tersebut menumpuk menjadi partikel-partikel besar untuk dibuang dengan pengendapan gaya berat.

5. Elektrodialisis

Merupakan proses pemisahan ion-ion yang larut di dalam air limbah dengan memberikan dua kutub listrik yang berlawanan dari arus searah. Proses ini memungkinkan terjadinya pengendapan

2.2.2 Pengolahan Kimia

Proses pengolahan secara kimia adalah menggunakan bahan kimia untuk mengurangi konsentrasi zat pencemar dalam limbah. Proses utama dilakukan dalam metode ini adalah koagulasi dan aerasi.

1. Koagulasi

Merupakan proses penggumpalan melalui reaksi kimia. Reaksi koagulasi dapat berjalan dengan membubuhkan zat pereaksi (koagulan) sesuai dengan zat yang terlarut. Koagulasi akan berhasil dengan baik jika perbandingan antara koagulan dengan air tepat. Manfaat tahap ini adalah sebagai usaha untuk meningkatkan kapasitas dari bak pengendap biasa yang kelebihan beban namun kerugiannya adalah menambah biaya operasional. Bahan koagulan yang sering dipakai adalah *Alum* atau dikenal dengan tawas dan *lime* (kapur) CaO .

2. Aerasi

Merupakan suatu sistem oksigenasi melalui penangkapan O_2 dari udara pada air olahan yang akan diproses. Pemasukan oksigen ini bertujuan agar O_2 di udara bereaksi dengan kation yang ada dalam air olahan. Reaksi kation dan oksigen menghasilkan oksidasi logam yang sukar larut dalam air sehingga dapat mengendap.

2.2.3 Pengolahan Biologis

Untuk mengolah air limbah yang mengandung senyawa organik umumnya menggunakan teknologi pengolahan air limbah secara biologis atau gabungan antara proses biologis dengan proses kimia dan fisika. Tujuannya mengurangi zat organik melalui biokimia oksidasi dengan cara memanfaatkan mikroorganisme. Pengolahan limbah dengan cara ini terdiri dari 3 cara, yaitu :

1. Proses secara *aerob*

Merupakan pengolahan limbah pada kondisi tersedia oksigen bagi bakteri untuk menguraikan limbah. Proses biologis *aerob* biasanya digunakan untuk pengolahan air limbah dengan beban BOD yang tidak terlalu besar. Pengolahan air limbah secara biologis *aerob* secara garis besar dapat dibagi menjadi tiga, yaitu :

a. Proses biologis dengan biakan tersuspensi (*suspended culture*)

Adalah sistem dengan menggunakan aktifitas mikroorganisme untuk menguraikan senyawa polutan yang ada dalam air dan mikroorganisme yang digunakan dibiakkan secara tersuspensi di dalam suatu reaktor. Contoh proses pengolahan dengan sistem ini adalah proses lumpur aktif.

b. Proses biologis dengan biakan melekat (*attached culture*)

Proses biologis dengan biakan melekat (*attached culture*) adalah proses pengolahan limbah dimana mikroorganisme yang digunakan dibiakkan pada suatu media sehingga mikroorganisme tersebut melekat pada permukaan media. Beberapa contoh teknologi pengolahan air limbah dengan cara ini antara lain : *trickling filter* atau biofilter, *rotating biological contractor* (RBC).

c. Proses biologis dengan kolam atau lagoon

Proses pengolahan air limbah dengan kolam atau lagoon adalah dengan menampung air limbah pada suatu kolam yang luas dengan waktu tinggal yang

cukup lama sehingga dengan aktifitas mikroorganisme yang tumbuh secara alami, senyawa polutan yang ada dalam air akan terurai.

2. Proses secara *anaerob*

Pengolahan pada kondisi tanpa adanya oksigen sehingga bakteri *anaerob* menguraikan zat organik menjadi gas metan dan gas CO₂.

3. Proses fakultatif

Pengolahan limbah dimana bakteri yang ada mempunyai kemampuan adaptasi tinggi, dimana bakteri tersebut mampu bertahan pada kondisi *aerob* maupun *anaerob*

2.2.4 Pengolahan Limbah Yang Mengandung Logam Berat

Untuk mengurangi konsentrasi kontaminan pada limbah yang mengandung kontaminan logam berat terlarut ada banyak cara teknik pengolahan. Antara lain yang umum digunakan adalah teknik *presipitasi*, diikuti proses yang lain. Beberapa cara dapat dilakukan untuk mencapai tujuan ini, terutama berkaitan dengan reaksi redoks, misalnya :

- Mengatur nilai pH, misalnya dengan menambah kapur (*lime*) sehingga logam dalam bentuk hidroksidanya akan terpresipitasi. Setelah terjadi presipitat, maka presipitat diendapkan dalam sedimentasi atau *clarifier*, yang dilanjutkan dengan penyaringan (filtrasi). Penggunaan koagulan seperti aluminium sulfat atau poly aluminium sulfat dapat dilakukan untuk mempercepat dan meningkatkan efisiensi pengendapan sehingga mengurangi beban filter.
- Besi terlarut (ferrous, Fe²⁺) dapat dioksidasi untuk membentuk feri hidroksida yang mengendap. Aerasi diikuti dengan koagulasi, sedimentasi, dan filtrasi merupakan proses yang umum dilakukan untuk mengurangi kadar besi.
- Cr⁶⁺ harus direduksi menjadi Cr³⁺, yang dapat diendapkan. Caranya dengan menurunkan nilai pH menjadi 3, kemudian menambahkan pereduksi seperti misalnya SO₂. Cr³⁺ dalam bentuk hidroksidanya dapat dipresipitasi pada nilai pH diatas 7.
- Arsenik dapat dikurangi kadarnya melalui mekanisme ko-presipitasi dengan besi. Besi terlarut ditambahkan pada nilai pH 5 sampai 6,

kemudian pH dinaikkan dengan menambahkan kapur sampai kisaran 8-9, dimana besi akan mengendap bersama arsenik.

Teknik lain yang juga umum digunakan adalah dengan **pertukaran ion** (*ion-exchange*) dan sorpsi. Teknik ini dapat digunakan untuk kontaminan anorganik yang sulit dihilangkan dengan proses presipitasi, misalnya untuk senyawa nitrat dan klorida. Material organik, seperti misalnya biomassa mikroorganisme juga dapat digunakan untuk mensorpsi logam terlarut. Selain itu, teknik **nano filtrasi** (*reverse osmosis*) dan **elektrodialisis** dapat digunakan untuk kontaminan anorganik dengan kadar rendah yang tidak dapat diturunkan kadarnya dengan proses presipitasi.

Dalam skripsi ini dibahas pengurangan konsentrasi kontaminan dengan teknik sorpsi dengan menggunakan arang aktif, teknik ini cocok untuk kontaminan yang mempunyai volatilitas rendah dan kadar rendah. Air yang terkontaminasi dialirkan ke dalam tabung yang berisi arang aktif dalam bentuk butiran (*granular*). Kontaminan tersebut akan tersorpsi pada permukaan arang aktif tersebut, sampai kapasitas sorpsi maksimum (*jenuh*). Arang aktif tersebut harus diganti bila *jenuh* atau diregenerasi dengan pemanasan.

2.3 Logam Berat

Setiap hari sering kita jumpai logam di lingkungan sekitar kita. Saat ini, logam merupakan elemen penting dalam kehidupan manusia. Elemen ini memiliki karakteristik sebagai berikut (Watts, 1998) :

1. Menghantarkan listrik,
2. Mempunyai konduktivitas terhadap panas (*termal*) yang tinggi,
3. Mempunyai densitas yang tinggi, dan
4. Mempunyai karakteristik *malleability* dan kelenturan.

Kehadiran logam, terutama logam berat dalam lingkungan patut mendapat perhatian yang serius paling tidak karena tiga hal berikut :

1. Sifat racun logam dan potensi karsinogeniknya.
2. Mobilitas logam dalam tanah bisa dengan cepat berubah, dari yang tadinya *immobile* atau dalam bentuk logamnya menjadi bentuk terlarut dalam spesies yang dengan mudah bisa berubah.

3. Logam mempunyai sifat konservatif dan cenderung kumulatif dalam tubuh manusia.

Dengan sifat tersebut di atas, maka keberadaan logam, terutama logam berat mempunyai potensi yang sangat tinggi sebagai sumber polutan yang berbahaya.

2.3.1 Definisi

Logam berat, seringkali didefinisikan sebagai logam yang dalam deret berkala unsur-unsur terletak antara Sc (Scandium, nomor atom 21) dengan Po (Polonium, nomor atom 84). Walaupun demikian, aluminium (nomor atom 13) dan metalloid seperti arsen dan selenium juga seringkali dimasukkan dalam kategori logam berat (Schnoor, 1996). Sedangkan Watts (1997) mendefinisikan logam berat sebagai logam yang mempunyai nomor atom lebih besar dari besi (Fe), dan mempunyai densitas lebih dari 5 g/cm^3 . Logam berat menjadi perhatian, karena sifat racun (toksisitas) dan sifat konservatif yang dimilikinya.

Unsur- unsur logam tersebut memiliki tingkat toksisitas yang tergantung dari status (misalnya: valensi dan jenis senyawa) dan konsentrasinya. Dalam jumlah tertentu, elemen tersebut diperlukan oleh makhluk hidup sebagai bagian dari unsur sel, ataupun untuk proses metabolismenya.

2.3.2 Timbal (Pb) Dan Tembaga (Cu)

Timbal (Pb) merupakan salah satu jenis logam berat yang banyak dijumpai pada limbah di lingkungan sekitar. Logam ini memiliki berat atom 207,19. Logam ini mempunyai valensi II dan IV. Seperti halnya logam yang lain, Pb berasal dari pelapukan batuan asal. Umumnya peningkatan kadar Pb di alam disebabkan oleh aktivitas manusia, seperti penggunaan bahan bakar mobil (TEL), peleburan dan pertambangan timah, serta buangan limbah industri (baterai) maupun limbah domestik (sewage). Secara umum, keberadaan Pb di alam dikontrol oleh komposisi tanah, mineralogi tanah, kandungan zat organik, dan pH.

Timbal mempunyai efek racun pada susunan saraf pusat, terutama pada anak-anak (balita). Timbal masuk ke dalam tubuh melalui berbagai cara. Selain melalui pernapasan dalam bentuk partikulat, timbal dapat juga masuk melalui absorpsi oleh kulit dan saluran pencernaan. Pada orang dewasa, efek yang ditimbulkan oleh timbal antara lain menyebabkan tekanan darah tinggi,

menurunnya hemoglobin, pusing, dan pada dosis tinggi dapat menyebabkan encephalopathy (Sullivan dan Krieger, 1992). Pada kanak – kanak, selain gejala atau efek yang terjadi pada orang dewasa, ditambah dengan penurunan intelegensia. Selain itu Pb dalam tubuh dapat menghambat kerja enzim. Konsentrasi maksimal yang diijinkan terdapat dalam air bersih adalah 1 mg/lit (SK Menteri Kesehatan No 416 1990).

Tembaga (Cu) termasuk kategori logam berat yang sering digunakan dalam keseharian aktivitas manusia. Logam ini dapat dijumpai pada cat, kabel listrik, mesin-mesin, *electroplating*, jaringan pipa, insektisida, dan juga digunakan sebagai campuran logam. Logam ini memiliki nomor atom 29 dengan berat atom 63.546. Tembaga merupakan salah satu unsur yang penting dan berguna untuk metabolisme. Konsentrasi batas dari unsur ini dapat menyebabkan rasa pada air. Konsentrasi Tembaga pada air yang sesuai untuk kesehatan adalah 0 – 1 mg/lit. Pada jumlah yang kecil Cu diperlukan dalam proses pembentukan sel darah merah, namun jika konsentrasinya melebihi batas maksimal yang diijinkan dapat menyebabkan gangguan pada hati.

2.4 Karakteristik Arang Teraktivasi (Activated Carbon)

Arang aktif berfungsi untuk meningkatkan *adsorpsi* (penyerapan). Pada tahap ini kotoran, partikel-partikel besar atau molekul-molekul organik akan diserap oleh arang aktif. Makin kecil ukuran matriks makin besar kemampuannya dalam mengikat partikel. Arang aktif sering digunakan untuk menyerap bau, warna dan bahan-bahan organik yang dapat menimbulkan rasa pada air. Namun demikian, daya serap arang aktif ini terbatas, semakin banyak bahan-bahan yang diserap maka semakin berkurang efektivitas arang aktif yang digunakan. Selain itu walaupun arang aktif ini dapat menghilangkan warna, bau dan rasa yang tidak diinginkan dalam air, bahan ini tidak dapat menghilangkan bakteri ataupun mineral-mineral berlebihan yang terdapat dalam air.

Arang aktif dapat terbuat dari bahan yang mengandung arang baik organik maupun anorganik, tetapi yang beredar di pasaran berasal dari tempurung kelapa, kayu dan batu-bara. Pembuatan arang aktif dari tempurung kelapa terdiri dari 2 tahapan yaitu: proses pembuatan arang dari tempurung kelapa dan proses

pembuatan arang aktif dari arang. Proses pembuatan arang aktif dilakukan dengan cara destilasi kering yaitu pembakaran tanpa adanya oksigen pada temperatur tinggi (suhu antara 600 – 2000°C). Untuk kegiatan ini dibutuhkan *prototype* tungku aktivasi (alat destilasi) yang merupakan kisi-kisi tempat arang yang diaktifkan dengan kapasitas 250 kg arang. Proses aktivasi dilakukan hanya dengan mengontrol temperatur selama waktu tertentu.

Arang atau arang aktif ini lebih efektif dalam mengadsorpsi dibandingkan dengan arang biasa, karena pembuatan arang aktif dilakukan pada suhu dan tekanan yang tinggi, sehingga akan terbentuk rekahan-rekahan (rongga) yang sangat halus dengan jumlah yang sangat banyak dan menyebabkan luas permukaan arang menjadi besar. Jika arang aktif diperiksa dibawah Scanning Electron Microscopy, akan terlihat pori-pori dalam jumlah yang sangat besar. Pori-pori ini mempunyai ukuran yang bermacam-macam. Pori-pori yang berukuran lebih dari 50 nm disebut macropores, 2 nm – 50 nm mesopores, dan di bawah 2 nm micropores. Maka 1 gram arang aktif memiliki luas permukaan 500 – 1500 m², sedangkan proses pembuatan arang biasa tidak serumit pembuatan arang aktif yang harus dengan suhu dan tekanan tinggi, oleh karena itu rekahan-rekahan (rongga) yang terbentuk tidak sebanyak pada arang aktif sehingga pori-pori dalam arang tempurung yang bisa mengadsorpsi juga sedikit, selain itu bentuk arang aktif yang granular menyebabkan arang aktif mempunyai luas permukaan atau bidang sentuh yang lebih besar dan menyebabkan proses penyerapan mikroorganisme menjadi lebih cepat.

Dengan gaya Van der Waals yang dimilikinya, pori-pori yang sangat luas ini mampu menangkap berbagai macam bahan, termasuk bahan beracun. Oleh karena itu arang aktif dapat digunakan pada kasus overdosis obat, keracunan makanan, atau tertelan bahan beracun. Namun, kemampuannya menangkap racun ini hanya terjadi di lambung dan usus, ketika zat beracun belum terserap dan masuk ke dalam peredaran darah. Sehingga, semakin cepat diberikan, semakin banyak racun yang dapat diserap.

Tidak semua bahan dapat diserap oleh arang aktif. Beberapa diantaranya yang tidak dapat diserap adalah litium, asam atau basa kuat, logam dan bahan anorganik (misalnya, natrium, besi, timah, arsen, yodium, fluorin, dan asam borat),

alkohol (misalnya etanol, metanol, isoprofil alkohol, glikol, dan aseton), dan hidroarang (seperti minyak tanah, bensin, oli, dan hidroarang tumbuhan seperti minyak pinus). Sehingga, pada kasus keracunan zat-zat ini, arang aktif tidak boleh diberikan.

Arang aktif adalah arang yang diolah lebih lanjut pada suhu tinggi sehingga pori-porinya terbuka dan dapat digunakan sebagai bahan adsorbent. Proses yang digunakan sebageian besar menggunakan cara kimia dimana bahan baku direndam dalam larutan, CaCl_2 , MgCl_2 , ZnCl_2 selanjutnya dipanaskan dengan jalan dibakar pada suhu 500°C . Hasilnya menunjukkan bahwa kualitas arang aktif dalam hal ini besarnya daya serap terhadap yodium memenuhi standar SNI karena daya serapnya lebih dari 20%. Sesuai dengan perkembangan teknologi dan persyaratan standar yang makin ketat serta isu lingkungan, teknologi ini sudah tidak memungkinkan untuk dikembangkan lebih lanjut terutama untuk pemakaian bahan pengaktif ZnCl_2 yang dapat mengeluarkan gas khlor pada saat aktivasi.

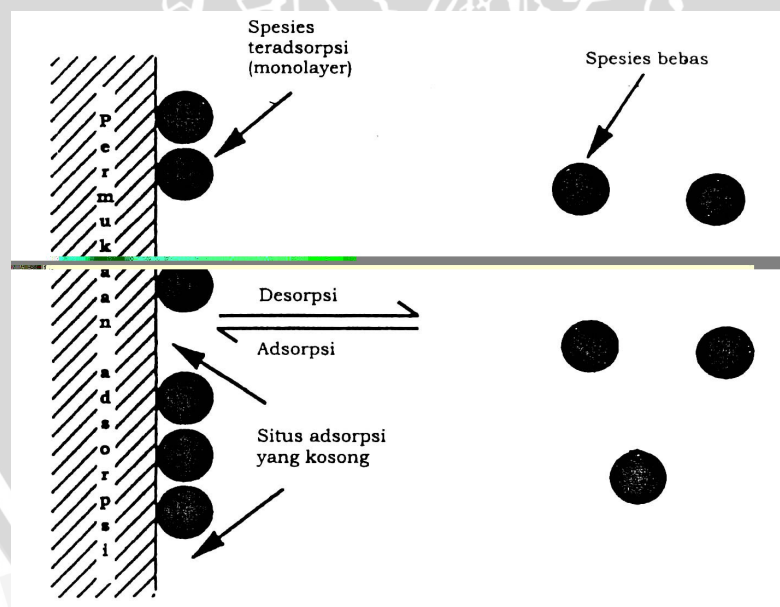
Menyikapi kasus tersebut diatas, telah dilakukan perbaikan teknologi pembuatan arang aktif dengan cara oksidasi gas pada suhu tinggi dan kombinasi antara cara kimia dengan menggunakan H_3PO_4 sebagai bahan pengaktif dan oksidasi gas. Hasil penelitian Pari (1996) menyimpulkan bahwa arang aktif dari serbuk gergajian sengon yang dibuat secara kimia dapat digunakan untuk menarik logam Zn, Fe, Mn, Cl, PO_4 dan SO_4 yang terdapat dalam air sumur yang terkontaminasi dan juga dapat digunakan untuk menjernihkan air limbah industri pulp kertas (Pari, 1996). Arang aktif yang diaktivasi dengan bahan pengaktif NH_4HCO_3 menghasilkan arang aktif yang memenuhi Standar Jepang dengan daya serap yodium lebih dari 1050 mg/g dan rendaman arang aktifnya sebesar 38,5% (Pari, 1996). Harga jual arang aktif bervariasi antara Rp.6.500,00 – Rp.15.000,00/kg tergantung pada kualitas yang diinginkan. Untuk arang aktif buatan Jerman harganya mencapai Rp.65.000,00/0,5 kg.

2.5 Adsorpsi

Menurut Yaron *et al* (1996), **adsorpsi** didefinisikan sebagai terjadinya konsentrasi suatu zat (pencemar, polutan) yang berlebih pada permukaan partikel atau koloid tanah, dibandingkan dengan konsentrasi polutan tersebut dalam fasa

cair atau gasnya. Lokasi tempat konsentrasi berlebih tersebut, tepatnya pada bidang kontak (*interface*) partikel atau koloid tanah dengan medium, yaitu larutan tanah (*soil solution*), atau fasa gas. Sedangkan Watts (1998) menyebutkan bahwa adsorpsi adalah pemisahan suatu senyawa dari larutannya yang kemudian terdeposisi pada permukaan padatan, pada bidang kontak antara padatan dengan larutan, sedangkan desorpsi merupakan kebalikan dari adsorpsi, yaitu pelepasan senyawa dari padatan dimana senyawa terdeposisi atau menempel ke dalam larutannya. Stumm dan Morgan (1996) mendefinisikan adsorpsi sebagai akumulasi zat pada permukaan padatan, yaitu pada bidang kontak antara padatan-air. Proses **desorpsi**, merupakan kebalikan dari proses sorpsi. Proses sorpsi dan desorpsi terjadi secara bersamaan. Bila laju sorpsi sama dengan desorpsi, maka kondisi tersebut dianggap sebagai kondisi tercapainya **keseimbangan** (*equilibrium*). Gambar berikut memperlihatkan secara skematis proses adsorpsi-desorpsi yang dikembangkan sebagai dasar untuk menurunkan persamaan isoterm oleh Langmuir (Weber dan DiGiano, 1996).

Gambar 2.1. Skematis adsorpsi-desorpsi. Sumber : Weber dan DiGiano (1996)



Proses adsorpsi dianggap sebagai proses fisikokimia, dimana molekul atau ion-ion *sorbat* “diikat” oleh permukaan partikel yang reaktif seperti gugus hidroksil ataupun hydrogen dari *sorbent* (*sorbent motivated adsorption*). Ion atau molekul zat pencemar akan “diikat” pada permukaan partikel tanah, oleh gugus hidroksil atau gugus radikal lainnya, baik pada permukaan kristal mineral atau

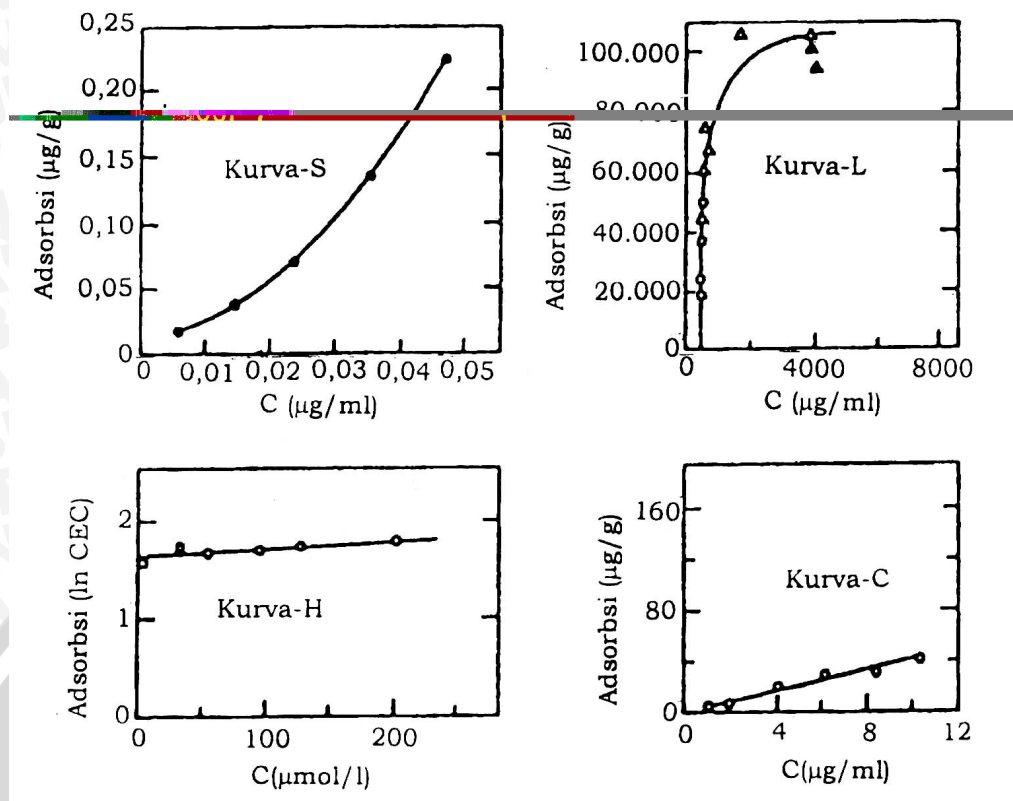
oleh zat organik, ataupun melalui *substitusi isomorfik* ke dalam struktur kristal ataupun ruang antarlapis kristal. Molekul atau ion juga dapat menempel atau terikat pada permukaan padatan seperti partikel lempung akibat gaya fisik, seperti gaya tarik Van der Waals, ataupun gaya elektrostatis. Fraksi *organik* juga berperan dalam sorpsi senyawa hidrofobik dalam larutan non-polar. Selain itu ada kemungkinan ion, terutama kation akan membentuk senyawa kompleks dengan *zat organik tanah*, *oksida logam*, dan *hidroksida logam* seperti misalnya oksida besi dan aluminium.

Proses **sorpsi** pada dasarnya merupakan suatu fenomena yang kompleks, di mana beberapa kemungkinan reaksi seperti tersebut di atas dapat terjadi. Karena sulit untuk membedakan fenomena yang terjadi antara proses adsorpsi, absorpsi, dan presipitasi yang mungkin terjadi dalam kontak antara tanah dengan kontaminan atau *solute*, maka proses-proses tersebut digabung dan disebut sebagai proses sorpsi.

Fenomena sorpsi dideteksi melalui berapa jumlah zat yang terserap oleh suatu massa tanah dengan menganalisa penurunan konsentrasi fasa larutan setelah periode kontak tertentu, dalam skala laboratorium. Data tersebut umumnya dilakukan dalam kondisi lingkungan yang terkontrol, seperti misalnya temperatur yang sama. Bila data sorpsi pada sorbat diplot terhadap konsentrasi keseimbangan pada kondisi lingkungan yang sama, maka plot itu disebut isoterm. Bentuk yang paling sederhana dari isoterm sorpsi adalah bentuk linier. Selain itu, beberapa tipikal bentuk isoterm telah diusulkan oleh Giles (1960). Menurut Giles, selain bentuk linier, isoterm diklasifikasikan sebagai berikut :

1. Bentuk kurva S,
2. Bentuk kurva L,
3. Bentuk kurva H, dan
4. Bentuk kurva C

Gambar dibawah menunjukkan bentuk kurva dari masing-masing kelas atau bentuk kurva seperti yang disarankan oleh Giles (Yaron *et al*,1996). Bentuk kurva mengindikasikan afinitas dari zat atau substansi terhadap sorbent. Semakin curam kemiringan isoterm, afinitas senyawa tersebut semakin tinggi.



Gambar 2.2. Ragam bentuk kurva isotherm sorpsi. Sumber : Giles (1960)

Sebetulnya keseimbangan yang dimaksud, yaitu laju sorpsi sama dengan laju desorpsi pada beberapa larutan hampir tidak pernah tercapai, karena proses yang terjadi adalah proses kinetik. Proses sorpsi ini pada awalnya berjalan dengan cepat, kemudian perlahan-lahan akan menurun, yang disebut sebagai kondisi keseimbangan. Bila proses keseimbangan itu dianggap terjadi dalam tempo relatif singkat, maka proses sorpsi tersebut dianggap seketika (*instantaneous*). Pada beberapa zat, bila waktu kontak atau waktu ekuilibrisasi telah 18 atau 24 jam, maka kondisi keseimbangan telah tercapai atau dianggap tercapai.

2.5.1 Gaya Yang Bekerja Dalam Fenomena Adsorpsi

Proses adsorpsi dapat dikategorikan menjadi dua, yaitu (Weber dan DiGiano, 1996):

- Proses adsorpsi yang disebabkan oleh larutan di mana molekul teradsorpsi berada (*solvent motivated adsorption*)
- Proses adsorpsi yang disebabkan oleh sorbent (*sorbent motivated adsorption*).

Dalam proses adsorpsi kontaminan oleh partikel atau butir tanah, kedua proses tersebut umumnya terjadi secara bersamaan. Walaupun demikian, dalam

proses adsorpsi kontaminan ionik oleh tanah dapat dikategorikan sebagai proses adsorpsi yang didominasi oleh "*sorbent motivated adsorption*". Sedangkan untuk larutan non-ionik dan surfaktan, proses adsorpsi lebih didominasi oleh "*solvent motivated adsorption*", di mana molekul dalam larutan "dipaksa" untuk keluar dan melekat (*adsorbed*) pada per-mukaan padatan, karena status energinya (*entropy*) lebih memungkinkan atau menyukai kondisi tersebut. Dalam proses adsorpsi kategori ini, hidrofobisitas *solute* atau senyawa dalam larutan mempunyai peran yang sangat penting. Pada proses "*sorbent motivated sorption*", adsorpsi disebabkan oleh beberapa gaya tarik yang menyebabkan senyawa dalam larutan menempel pada permukaan padatan.

Gaya-gaya (*driving force*) yang "mengikat" ion atau molekul kontaminan dalam proses adsorpsi antara lain:

1. Gaya Fisik

Gaya fisik merupakan gaya yang didominasi oleh gaya tarik *London-van der Waals* dan ikatan hidrogen. Gaya ini terutama berperan pada jarak yang pendek dan dalam penggabungan molekul-molekul pada permukaan partikel tanah yang tidak bermuatan. Gaya Van Der Waals merupakan ikatan lemah, namun penting dalam adsorpsi senyawa organik dan bersifat aditif, sehingga menjadi kuat bila bekerja bersamaan dalam se-kelompok ion atau molekul. Gaya ini merupakan interaksi multipolar antara dua molekul polar berdekatan, dan semakin efektif bila ukuran molekul semakin besar (Huang, 1980 dan Watts, 1997). Akibat gaya tarik tersebut, molekul-molekul tadi akan menempel pada permukaan lempung. Gaya-gaya yang termasuk dalam gaya van der Waals yang terlibat dalam proses adsorpsi adalah:

- a. gaya Debye yang disebabkan oleh induksi
- b. gaya Keesom yang disebabkan oleh adanya orientasi dipole
- c. gaya dispersi London (Weber dan DiGiano, 1996).

Selain itu ada gaya yang terlibat dalam adsorpsi fisik, yaitu gaya hidrofobik. Gaya hidrofobik menyebabkan senyawa atau larutan hidrofobik yang "tertolak" oleh air, untuk menempel pada bidang kontak [*interface*] antara padatan dengan larutan, yang menyebabkan terjadinya adsorpsi. Energi sorpsi yang dilepaskan atau diperlukan dalam proses ini tidak begitu tinggi, berkisar

antara 5 sampai dengan 20 kJ/mol.

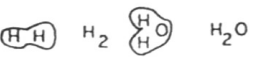
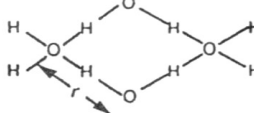
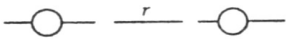
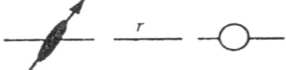
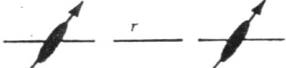
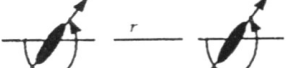
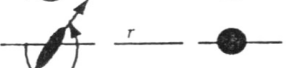
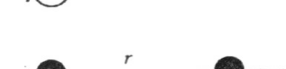
2. Gaya Dan Proses Kimia

Gaya dan proses kimia, yaitu adsorpsi yang membentuk ikatan kimia sebagai akibat proses kimia antara *sorbent-solute*. Proses sorpsi yang dipicu oleh reaksi kimia ini disebut sebagai adsorpsi **kimia** (*chemisorption*). Proses *chemisorption* ini akan menghasilkan perbedaan energi yang cukup besar, yang dapat mencapai 100-400 kJ/mol. Beberapa contoh ikatan kimia yang menyebabkan sorpsi kimia adalah ikatan kovalen dan ikatan hidrogen. *Ikatan kovalen* merupakan ikatan senyawa kompleks di mana suatu senyawa *ligand* menyumbangkan pasangan elektron pada suatu ion logam, termasuk dalam kategori ini. Senyawa yang terbentuk disebut senyawa kompleks. Pembentukan senyawa kompleks permukaan merupakan proses penting bagi adsorpsi oleh hidroksida logam dan oksida mineral, selain *pertukaran ion*. Selain itu, *komponen organik* dalam tanah mempunyai kontribusi yang besar dalam pembentukan senyawa kompleks logam. Proses ini juga dikategorikan sebagai *chemisorption*. Adsorpsi yang disebabkan oleh gaya kimia mempunyai ikatan yang lebih kuat dan permanen bila dibandingkan dengan ikatan atau sorpsi akibat gaya fisik, dan relatif tidak *reversible*. Energi yang dilepas dalam proses sorpsi kimia cukup tinggi, yaitu antara 100 sampai dengan 400 kJ/mol.

3. Gaya Elektrostatis

Gaya elektrostatis, yang dihasilkan oleh muatan elektrostatis pada permukaan partikel atau molekul. Pada dasarnya gaya ini dapat dikategorikan sebagai gaya fisik. Gaya tarik tersebut akan membentuk ikatan elektrostatis, misalnya antara lempung dengan kation. Proses *pertukaran ion* antara lain terjadi akibat ikatan elektrostatis ini (Weber dan DiGiano, 1996). Perbedaan energi yang terjadi akibat proses ini cukup besar, dapat mencapai 200 kJ/mol. Contoh dari adsorpsi yang didominasi oleh gaya elektrostatis adalah adsorpsi logam berat pada permukaan oksida besi yang terhidrasi (*hydrrous iron oxides*) dalam tanah. Besarnya gaya ini ditentukan oleh muatan dari zat tersebut. Fe^{3+} , misalnya akan mempunyai potensi menarik anion lebih besar bila dibandingkan dengan Na^+ . Gaya elektrostatis ini dapat dikategorikan sebagai gaya fisik.

Gaya-gaya tersebut diatas tidak selalu bekerja secara sendiri-sendiri, sering kali ketiga gaya penyebab adsorpsi tersebut diatas bekerja secara bersama-sama (simultan) atau berurutan. Gambar 2.3. memperlihatkan ringkasan gaya-gaya yang bekerja dalam proses adsorpsi.

Kategori ikatan	Interaksi yang mewakili	Kisaran interaksi
KIMIAWI		
Kovalen		Jarak pendek
Hidrogen (kovalen koordinat)		Jarak pendek
ELEKTROSTATIK		
Ion-ion		r^{-1}
Ion-Dipole		r^{-2}
FISIKA		
Dipole-dipole (Coulombic)		r^{-3}
Dipole-dipole (Energi keesom)		r^{-6}
Dipole-dipole terinduksi		r^{-6}
Dipole terinduksi seketika (Energi dispersi London)		r^{-6}

Gambar 2.3. Ringkasan gaya-gaya yang bekerja dalam proses adsorpsi.

Sumber: Weber dan DiGiano (1996)

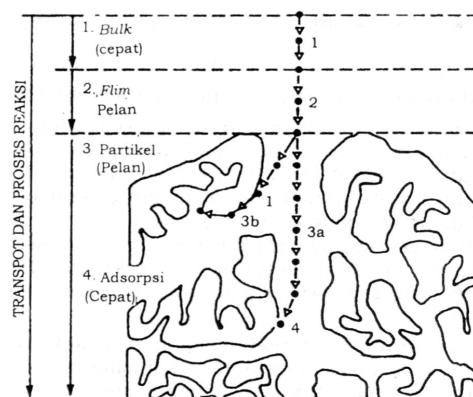
Salah satu ikatan yang penting dalam proses adsorpsi adalah ikatan-ikatan kovalen, seperti misalnya **ikatan hidrogen** (*hydrogen bonding*). Gaya ini juga merupakan interaksi elektrostatik antara suatu atom hidrogen yang terikat secara kovalen dengan satu atom elektronegatif, seperti misalnya oksigen, dan pada atom elektronegatif lainnya, atau grup atom dalam suatu molekul (Yaron, *et al*, 1996). Atom hidrogen tersebut akan bertindak sebagai "jembatan" (*bridging*) antaratom elektronegatif tersebut. Fenomena "*bridging*" dalam adsorpsi juga terjadi pada proses adsorpsi senyawa logam melalui senyawa kompleksnya.

Aktivitas mikroorganisme diduga dapat menyebabkan proses adsorpsi logam melalui pembentukan senyawa kompleks metalligand (Chen *et al*, 1995).

Bakteri tersebut (misal: *Pseudomonas* sp, dan *Arthrobacter*) akan menghasilkan ekstraselular polimer (mucigel). Polimer tersebut kemudian akan diserap oleh permukaan partikel padat (lempung). Polimer yang terserap tersebut yang mungkin terjadi karena adanya gugus hidroksil, kemudian akan membentuk senyawa kompleks dengan logam.

Seringkali proses sorpsi kontaminan oleh adsorbent digambarkan atau dimodelkan dengan anggapan bahwa permukaan partikel adsorbent mempunyai semacam "*adsorption site*", yaitu permukaan reaktif yang dapat mengikat kation atau senyawa yang terlarut dalam air. Hal ini akan mengakibatkan terjadi perbedaan reaktivitas dalam menyerap molekul atau ion untuk setiap *reaction site* tersebut. Perbedaan reaktivitas ini merupakan salah satu hal yang menimbulkan adanya efek kinetik dari proses sorpsi (Mansell dan Selim, 1976).

Proses sorpsi pada dasarnya merupakan suatu proses yang bertahap. Sebagai proses yang melibatkan transpor dan transfer massa, gradien konsentrasi merupakan daya penggerak (*driving force*) dari proses sorpsi. Tahapan proses yang menentukan laju reaksi atau prosesnya secara diagramatis yang terjadi pada tanah yang heterogen dapat dilihat pada diagram yang dibuat oleh Weber (Weber, 1984), yang disajikan dalam gambar berikut (Gambar 2.4.). Proses sorpsi terjadi bila zat berupa ion atau senyawa dari sorbat dalam larutan nonionik terbawa hingga ke lokasi aktif atau reaktif dari partikel atau koloid tanah. Lapisan tipis air yang me-nempel dan mengelilingi partikel tanah dan ruang antarlapis atau bagian yang terhidrasi dalam partikel merupakan lokasi-lokasi di mana konsentrasi sorbat atau ion relatif rendah, karena tersorpsi terus menerus. Penurunan konsentrasi karena sorpsi pada lokasi-lokasi tersebut, kemudi-an disuplai oleh ion atau zat dari larutan melalui mekanisme difusi.



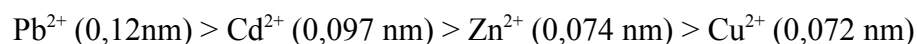
Gambar 2.4. Tahapan proses sorpsi yang dikontrol oleh difusi.

Sumber: Weber (1984)

2.5.2 Afinitas logam berat

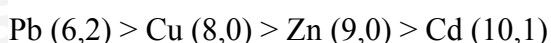
Tergantung dari jenis adsorbant dan logamnya, suatu jenis ion logam akan lebih tersorpsi oleh suatu jenis adsorbant dibanding ion logam lainnya pada adsorbant yang sama. Elliot et al (1986) dalam studinya untuk mengetahui faktor apa yang mengontrol selektivitas adsorpsi logam mengemukakan bahwa ukuran ion (kation) merupakan faktor dominan yang mengontrol selektivitas sorpsi tersebut. Kondisi tersebut terutama terjadi pada kation divalen.

Pada kasus di mana kation dengan valensi sama di"ikat" pada permukaan partikel tanah, maka kekuatan ikatan atau afinitas kation tersebut akan berbanding terbalik dengan jari-jari hidrasinya (ion logam dalam air atau larutan akan mengikat molekul air, atau disebut terhidrasi). Sebaliknya, afinitasnya akan berbanding lurus dengan jari - jari ion yang tidak terhidrasi (Bohn, 1979). Berdasarkan hal yang terakhir, yaitu afinitas kation pada tanah proporsional dengan jari-jari ion tak terhidrasi, maka urutan afinitas berikut dapat diharapkan terjadi pada tanah secara umum (Yong *et al.* 1992):



Karena sorpsi kation tidak hanya ditentukan oleh faktor fisis (adsorpsi fisik) saja, maka urutan atau selektifitas sorpsi mungkin akan berbeda untuk jenis adsorbent yang berbeda, atau bahkan untuk kondisi lingkungan seperti pH yang berbeda. Tabel 2.4. menyajikan kumpulan studi mengenai urutan atau selektivitas sorpsi oleh berbagai jenis tanah sebagai adsorbent.

Cara lain untuk memperkirakan selektivitas sorpsi kation adalah dengan menggunakan konstanta ekuilibrium (pK) dari produk hidrolisis logam tersebut. Cara ini menganggap bahwa reaksi sorpsi berlangsung sebagai reaksi yang telah mencapai keseimbangan (ekuilibrium). Forbes et al. (1974) menggunakan metode tersebut dengan asumsi $n = 1$. Dengan menggunakan metode berdasarkan nilai pK , diperoleh urutan selektivitas sebagai berikut:



Urutan tersebut terbukti pada beberapa hasil penelitian laboratorium (Baes dan Messmer, 1976; Elliot et al., 1986). Perlu diingat bahwa metoda ini hanya berlaku

untuk nilai pH yang tinggi.

Tabel 2.4. Selektivitas sorpsi logam berat divalen pada beberapa jenis tanah

Jenis tanah/material	Urutan selektivitas	Referensi
Kaolinite, pH 3,5 – 6	Pb>Cd>Cu>Mg>Zn>Cd	Farrar dan Pickering (1977)
Kaolinite, pH 5,5 - 7,5	Cd>Zn>Ni	Puls dan Bohn (1988)
Illite, pH 3,5-6	Pb>Cu>Zn>Ca>Cd>Mg	Farrar dan Pickering (1977)
Montmorillonite, pH 3,5 – 6	Ca>Pb>Cu>Mg>Cd>Zn	Farrar dan Pickering (1977)
Montmorillonite, pH 5,5 - 7,5	Cd = Zn>Ni	Puls dan Bohn (1988)
Al oksida (amorf)	Cu>Pb>Zn>Cd	Kinniburgh et al. (1976)
Mn oksida	Cu>Zn	Murray (1975)
Fe oksida (amorf)	Pb>Cu>Zn>Cd	Benjamin dan Leckie (1981)
Goethite	Cu>Pb>Zn>Cd	Forbes et al. (1974)
Asam fulfat, pH 5	Cu>Pb>Zn	Schnitzer dan Skinner (1967)
Asam humat, pH 4-6	Cu>Pb>Cd>Zn	Stevenson (1977)
Tanah vulkanis Jepang	Pb>Cu>Zn>Cd>Ni	Biddappa et al. (1981)
Tanah mineral tanpa organik, pH = 5	Pb>Cu>Zn>Cd	Elliot et al. (1986)
Tanah mineral mengandung 20 – 40 g/kg organik	Pb>Cu>Cd>Zn	Elliot et al. (1986)
Ferri hidrit	Pb>Cu>Zn>Ni>Cd>Co> Sr > Mg	Watts (1998)
Hematit	Pb > Cu > Zn > Co > Ni	Watts (1998)
Goethit	Cu > Pb > Zn > Co > Cd	Watts (1998)
Tanah gambut (peat)	Pb > Cu > Cd = Zn > Ca	Watts (1998)

Sumber : Yong *et al.* (1992) dan Watts (1998)

Seperti terlihat pada Tabel 2.4. diatas, beberapa jenis tanah memperlihatkan urutan selektivitas yang berbeda terhadap sorpsi logam berat. Dari tabel diatas terlihat kecenderungan bahwa timbal dan tembaga akan disorpsi secara lebih kuat bila dibandingkan dengan logam yang lain. Akibat adanya perbedaan muatan dan karakteristik sorbent, maka sorbent juga mempunyai

kecenderungan untuk "memilih" atau menyukai suatu jenis sorbat (selectivity), dibanding jenis sorbat yang lain. Selain karena karakteristik sorbent, sorbet dari jenis kation misalnya, akan tersorpsi sesuai dengan prinsip asam dan basa lewis (HSAB). Dalam prinsip HSAB, misalnya, suatu basa lewis kuat cenderung untuk memilih basa Lewis kuat sebagai pasangannya. Karena sifat atau karakter sorbent dan sorbet sangat bervariasi, maka kecenderungan untuk memilih akan bersifat spesifik.

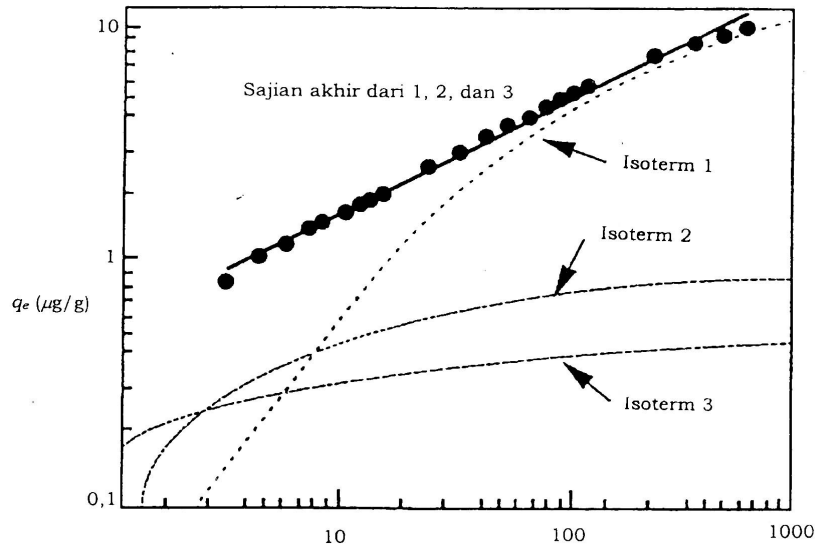
2.5.3 Teori Adsorpsi Isotermis

Fenomena sorpsi digambarkan melalui suatu hubungan antara jumlah zat terlarut yang diserap (sorbent) per satuan berat atau massa tanah (sorbent) dengan konsentrasi keseimbangan, yaitu konsentrasi larutan setelah waktu ekuilibrasi selama 18 atau 24 jam. Dengan menjaga agar tidak terjadi perubahan temperatur pada waktu proses, hubungan tersebut diatas disebut sebagai isoterm sorpsi. Telah banyak isoterm sorpsi yang dikembangkan untuk menggambarkan atau mendeskripsikan interaksi antara tanah dengan zat terlarut.

Pada awalnya, isoterm dikembangkan untuk proses adsorptif permukaan, tetapi dalam praktiknya, rumusan dalam adsorpsi tersebut dapat digunakan untuk mendeskripsikan data pada fenomena sorpsi. Pada data dengan rentang waktu pengamatan yang pendek, hal ini diperkirakan tidak begitu berbeda. Beberapa isoterm yang sering digunakan diantaranya adalah yang diusulkan oleh Freundlich dan Langmuir.

2.5.3.1 Teori Adsorpsi Isotermis Freundlich

Freundlich (1906) mengajukan suatu isoterm yang dikembangkan secara empiris, walaupun kemudian penjelasan ilmiah dari formula empiris matematikanya dapat disajikan oleh Henry (Weber dan DiGiano, 1996). Ada dua pendekatan untuk menjelaskan mekanisme isoterm Freundlich, yaitu yang didekati berdasarkan persamaan Gibbs untuk kondisi larutan encer, atau dengan menganggap isoterm Freundlich tersusun dari beberapa isoterm Langmuir untuk permukaan yang heterogen (Gambar 2.5.). Karena bentuknya yang sederhana, formula Freundlich banyak digunakan untuk menganalisa fenomena transport zat pencemar dalam tanah.



Gambar 2.5. Isoterm Freundlich yang tersusun oleh beberapa isoterm Langmuir. Persamaan matematis dari isoterm Freundlich adalah sebagai berikut :

$$S = K_f C_e^n \quad (2-1)$$

di mana :

S = jumlah zat yang tersorpsi per satuan massa atau berat tanah (mg / g atau mol / g)

K_f = suatu konstanta, yang bila $n = 1$ sering disebut sebagai koefisien distribusi, dan ekuivalen dengan K_d

C_e = konsentrasi keseimbangan sorbat dalam larutan (mg/L, atau mol/L)

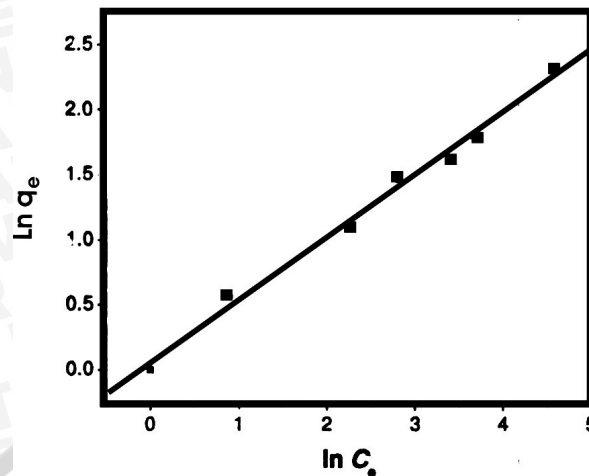
n = satuan konstanta yang umumnya mempunyai harga lebih kecil dari 1.

Satuan dari K_f adalah $(L/g)^{1/n}$ atau $(L/mol)^{1/n}$.

Bentuk linier dari persamaan Freundlich yang memudahkan untuk mencari nilai parameter-parameter dalam persamaan tersebut adalah sebagai berikut :

$$\log S = \log K_f + n \log C \quad (2-2)$$

Dalam masalah pencemaran tanah dan air tanah sering dijumpai kisaran konsentrasi zat pencemar yang bervariasi dari konsentrasi sangat rendah, sampai dengan konsentrasi yang cukup tinggi. Walaupun demikian penggunaan isoterm Freundlich untuk mendeskripsikan data cukup efektif, terutama untuk permukaan yang heterogen, seperti permukaan butiran tanah alami. Banyak hasil penelitian yang cocok dengan isoterm Freundlich . Kecocokan tersebut bukan berarti model isoterm Freundlich merupakan model yang paling benar, karena sejauh ini belum ada model isoterm yang berlaku umum.



Gambar 2.6. Contoh grafik isoterm Freundlich.

2.5.3.2 Teori Adsorpsi Isotermis Langmuir

Langmuir (1916) mengusulkan suatu isoterm yang dikembangkan berdasarkan adsorpsi yang terjadi pada gas yang teradsorpsi oleh permukaan padat. Pada gambar menunjukkan konseptual dari mekanisme adsorpsi yang dijadikan sebagai dasar dalam pengembangan isoterm Langmuir. Model isoterm tersebut dikembangkan berdasarkan serapan atau adsorpsi oleh “lapisan pertama” (monolayer) gas oleh fasa padat, kemudian diperluas untuk digunakan pada adsorpsi zat terlarut oleh sorbent padat.

Adapun persamaan matematik dari isoterm Langmuir merupakan transformasi dengan mengubah fraksi permukaan *site* yang bereaksi, yang pada dasarnya merupakan konsentrasi pada permukaan padatan, menjadi massa atau berat sorbat yang teradsorpsi per satuan massa atau berat padatan ($S = \Gamma$). Selain itu, parameter yang menunjukkan konsentrasi permukaan maksimum juga ditulis sebagai $q_m = \Gamma_{maks}$. Persamaan Langmuir untuk adsorpsi sorbat dalam bentuk larutan adalah sebagai berikut :

$$S = q_m K_{ads} C_e / (1 + K_{ads} C_e) \quad (2-3)$$

atau dalam bentuk liniernya sebagai berikut :

$$1 / S = 1/q_m + 1/(K_{ads} q_m) (1/C_e) = 1/q_m [1 + (1/K_{ads}) (1/C_e)] \quad (2-4)$$

$$C_e/S = [1/q_m K_{ads}] + C_e/q_m \quad (2-5)$$

$$S = q_m - S / (K_{ads} C_e) \quad (2-6)$$

Dimana:

S = jumlah (massa) zat teradsorpsi per satuan berat (massa) sorbent, (mol/g, atau mg/g sorbent),

K_{ads} = tetapan atau konstanta yang berhubungan dengan energi ikatan (*binding energy*), mol⁻¹L, atau mg⁻¹L,

q_m = tetapan yang menunjukkan kapasitas adsorpsi maksimum atau jenuh di mana semua *sorption sites* telah “penuh” (mol/g sorbent, atau mg/g sorbent),

C_e = konsentrasi larutan setelah ekuilibrium (mol/L, atau mg/L).

Untuk konsentrasi ekuilibrium yang sangat tinggi, angka 1 dalam persamaan diatas dapat diabaikan, sehingga persamaan diatas dapat disederhanakan menjadi :

$$S = q_m \quad (2-7)$$

Persamaan diatas menjadikan harga S mempunyai batas maksimum (jenuh) sebesar q_m . Ini berarti secara teoritis ada kapasitas maksimum dari sorpsi. Adanya batas maksimum ini sejalan dengan konsep permukaan sorpsi monolayer yang terbatas kemampuannya, yaitu setelah semua permukaan sorpsi jenuh. K_{ads} merupakan konstanta yang mempunyai hubungan dengan energi atau entalpi adsorpsi. Hubungan antara K_{ads} dengan energi entalpi adsorpsi adalah sebagai berikut :

$$K_{ads} = \beta_{ah} \exp(-dH_a / RT) \text{ atau dalam bentuk liniernya} \quad (2-8)$$

$$\ln(K_{ads}) = \ln\beta_{ah} - dH_a / (RT) \quad (2-9)$$

dalam persamaan diatas, β_{ah} merupakan parameter entalpi adsorpsi yang nilainya spesifik untuk setiap proses adsorpsi. Nilai K_{ads} dapat dicari dengan melakukan eksperimen adsorpsi. Nilai K_{ads} diperoleh pada posisi dimana 50% dari kapasitas adsorpsi (*adsorption site*) telah dipenuhi. Dengan menggunakan persamaan, maka diperoleh :

$$K_{ads} = 1/C_e \text{ pada } S = 0,5q_m. \quad (2-10)$$

Mengingat isoterm Langmuir dikembangkan berdasarkan asumsi adsorpsi monolayer dan permukaan yang homogen, isotherm tersebut kemudian dikembangkan untuk mengakomodasi permukaan partikel (tanah) yang umumnya

relatif heterogen. Isoterm Langmuir kemudian dikembangkan untuk menyertakan kemungkinan adanya dua tipe permukaan reaktif (*reaction site*) dari partikel tanah. Isotherm itu disebut sebagai “*double-surface sorption Langmuir isotherm*”, yang dituliskan sebagai berikut (Munns dan Fox, 1976) :

$$\frac{S}{C_e} = \frac{k_{1,A} q_{m,A}}{1 + k_{1,A} C_e} + \frac{k_{1,B} q_{m,B}}{1 + k_{1,B} C_e} \quad (2-11)$$

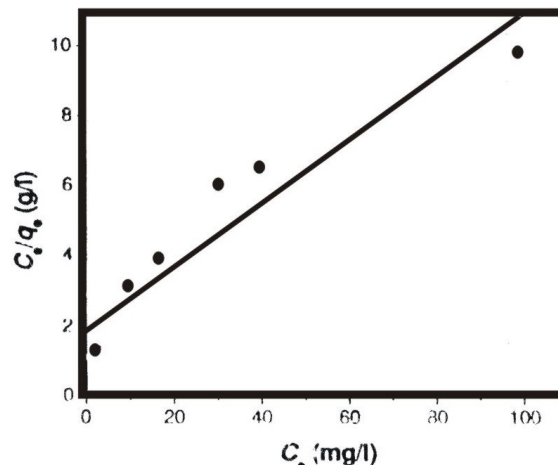
Dimana $k_{1,A}$ dan $k_{1,B}$ berturut-turut merupakan konstanta yang berhubungan dengan energi pengikatan *site* A dan B (K_{ads}). Notasi lain sama dengan yang digunakan dalam persamaan Weber dan DiGiano (1996) mengembangkan suatu persamaan Langmuir yang berlaku untuk permukaan heterogen dengan menambahkan faktor heterogenitas dalam bentuk sebagai berikut :

$$S_H = q_{mg} \left(\frac{(K_{ads,g} C_e)^m}{1 + (K_{ads,g} C_e)^m} \right)^{n/m} \quad (2-12)$$

Dimana m dan n disebut sebagai parameter heterogenitas. Sebagaimana dalam persamaan Langmuir biasa, q_{mg} menunjukkan kapasitas sorpsi maksimum yang terjadi, dan $K_{ads,g}$ menunjukkan konstanta yang berhubungan dengan entalpi adsorpsi, yang dalam kasus ini dapat dihubungkan dengan energi karakteristik lokasi adsorpsi E_o , sebagai berikut :

$$K_{ads,g} \approx \exp (E_o / RT) \quad (2-13)$$

Dimana E_o dinyatakan dalam kJ / mol. Parameter heterogenitas m dan n menunjukkan bentuk distribusi energi pada *site*, dengan kisaran nilai umumnya 0 sampai 1.



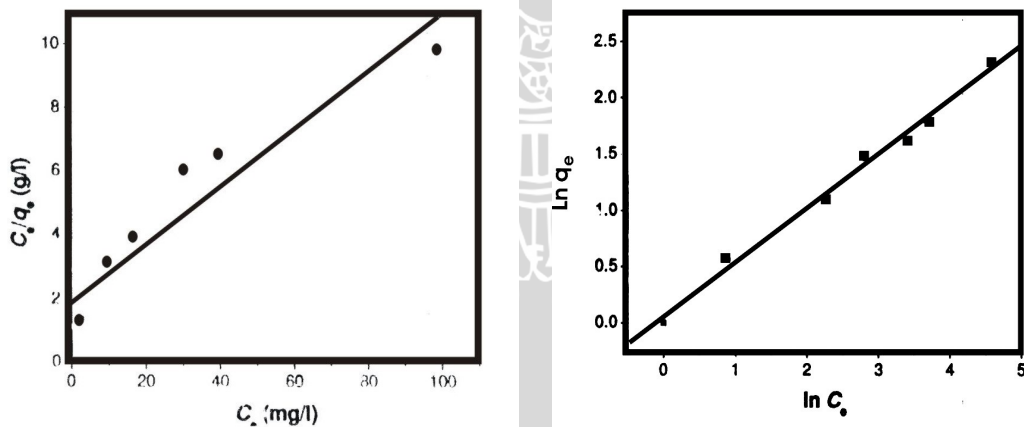
Gambar 2.7. Contoh grafik isoterm Langmuir.

2.6 Batch Adsorption Test

Batch Adsorption Test adalah suatu metode penelitian yang digunakan pada percobaan untuk menentukan tingkat efektifitas adsorpsi dari suatu adsorben dengan menggunakan teori adsorpsi isothermis yang telah ditentukan.

Metode yang dikembangkan oleh Ho pada 1995 yang digunakan pada batch adsorption test digunakan untuk logam berat yang berbeda. Prosedur yang digunakan untuk tes ini adalah sebagai berikut:

- 1 gram adsorbent digunakan pada 250 ml larutan logam berat. Konsentrasi dari adsorbent ini adalah 4gram/liter.
- Labu ukur ditutup rapat dan diguncangkan dengan alat dengan kecepatan 200 rpm selama 4 jam
- Temperatur dari sampel ditetapkan sebesar 20°C dan pH dikontrol pada jangkauan 7,2 – 7,5.
- Sedikitnya terdapat lima macam konsentrasi dari logam berat yang diujikan.
- Sampel kemudian disaring melalui kertas penyaring Whatman 540 mm dan hasil saringan diukur konsentrasinya.
- Q_e kemudian ditentukan serta grafik C_e vs C_e/Q_e dan $\ln C_e$ vs $\ln Q_e$ digambar.



Gambar 2.8. Grafik C_e vs C_e/Q_e dan grafik $\ln C_e$ vs $\ln Q_e$.

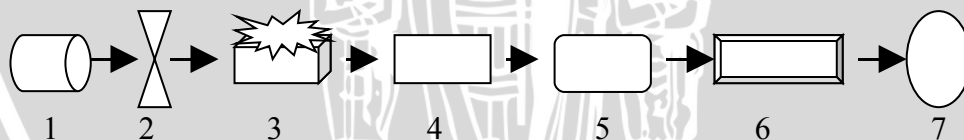
Untuk memastikan isotherm adsorpsi dan menghitung kapasitas adsorpsi dari adsorben, logam berat yang berbeda diuji tiga kali untuk tiap jenisnya. Kemudian hasil yang diambil adalah rata-rata dari hasil tiga kali tes tersebut.

2.7. Spektrofotometri Serapan Atom (SSA)

Untuk menentukan unsur-unsur didalam suatu bahan dengan kepekaan, ketelitian dan selektifitas yang tinggi biasanya digunakan suatu metode analisis spektrofotometri serapan atom yang didasarkan pada jumlah radiasi yang diserap oleh atom-atom bila sejumlah radiasi dilewatkan melalui sistem yang mengandung atom-atom itu. Jumlah radiasi yang terserap sangat tergantung pada jumlah atom-atom bebas yang terlibat dan pada kemampuan atom-atom itu untuk menyerap radiasi. (Narsito, 1992).

Prinsip dasar dari metode ini adalah interaksi energi radiasi elektromagnetik dengan atom-atom yang berada pada tingkat tenaga dasar (ground state) dan bila energinya sesuai, maka energi tersebut akan diserap dan atom tersebut akan berinteraksi ke tingkat tenaga tertentu (eksitasi state). Penyerapan ini juga menyebabkan terjadinya pengurangan intensitas radiasi yang diberikan. Pengurangan intensitas yang diberikan sebanding dengan jumlah atom pada tingkat tenaga dasar yang menyerap energi radiasi tersebut. Dengan mengukur intensitas radiasi yang diteruskan (transmisi) atau mengukur intensitas radiasi yang diserap (absorbansi), maka konsentrasi unsur dalam sampel dapat ditentukan.

Alat spektrofotometri serapan atom terdiri dari rangkaian dalam diagram skematik berikut :



Gambar 2.9. Seperangkat Alat Spektrofotometri Serapan Atom. (Skoog, 1985)

Keterangan :

1. Sumber sinar
2. Pemilah (chooper)
3. Nyala
4. Monokromator
5. Detektor
6. Amplifire
7. Meter atau Recorder

Komponen-komponen spektrofotometri serapan atom :

1. Sumber cahaya.

Sumber cahaya yang digunakan adalah Hollow Cathode Lamp (HCL) atau Lampu katoda cekung, karena mempunyai kelebihan menganalisis unsur yang berbeda.

2. Sumber atomisasi.

Umumnya dibagi menjadi dua yaitu; sistem nyala dan sistem tanpa nyala. Untuk kebanyakan instrumen sumber atomisasi ini adalah sistem nyala dan sampel diintroduksi dalam bentuk larutan. Sampel masuk ke nyala dalam bentuk aerosol. Aerosol biasanya dihasilkan oleh pengkabut (*nebulizer*) yang dihubungkan ke nyala oleh ruang penyemprot (*chamber spray*). Adapun beberapa jenis nyala antara lain; nyala udara asetilen dan nitros ksion asetilen.

3. Monokromator.

Monokromator merupakan alat yang berfungsi untuk memisahkan radiasi yang tidak diperlukan dari spektrum radiasi lain yang dihasilkan oleh lampu katoda cekung.

4. Detektor.

Detektor merupakan suatu alat yang mengubah energi cahaya menjadi energi listrik, yang memberikan suatu isyarat listrik berhubungan dengan daya radiasi yang diserap oleh permukaan yang peka.

5. Sistem Pengolahan.

Sistem pengolahan berfungsi untuk mengolah kuat arus dari detektor menjadi besaran daya serap atom transmisi yang selanjutnya diubah menjadi data dalam sistem pembacaan.

6. Sistem Pembacaan.

Sistem pembacaan merupakan bagian yang menampilkan suatu angka atau gambar yang dapat dibaca oleh mata.

2.8 Instalasi Pengolahan Air Dengan Menggunakan Adsorben

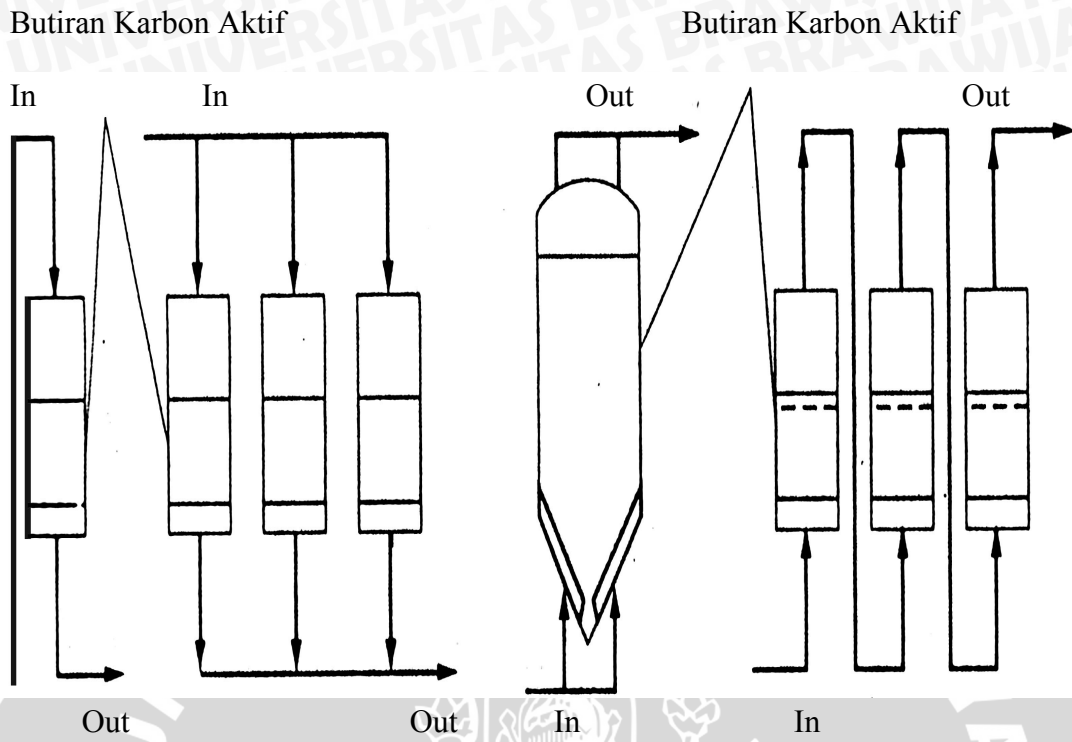
Instalasi pengolahan air ini pada proses dasarnya adalah melewati cairan yaitu limbah/polutan yang ingin diturunkan kadar logam beratnya melewati suatu adsorben yang sudah ditentukan dalam suatu alat pengontak (*contactor*).

Adsorben yang sering digunakan adalah karbon aktif berjenis butiran (*Granular Activated Carbon*), bukan yang berupa bubuk (*Powder Activated Carbon*). Beberapa jenis dari kontaktor digunakan dalam pengolahan limbah yang lebih rumit, tipe yang biasa digunakan diantaranya adalah tipe gravitasi atau tekanan, dan juga terdapat tipe yang mempunyai dua atau tiga kolom pengolahan yang disusun secara paralel maupun seri untuk tempat lewatnya limbah yang akan diturunkan kadarnya.

2.8.1. Kontaktor Dengan Dasar Tetap

Kolom dengan dasar tetap digunakan pada umumnya untuk melakukan kontak air limbah dengan karbon aktif tipe butiran. Kolom dengan dasar tetap dapat dioperasikan secara tersendiri, secara seri atau secara paralel. Sebuah kontaktor karbon aktif tipe butiran ditunjukkan pada Gambar 2.9. Filter dengan butiran sedang sering digunakan pada hulu dari kontaktor karbon aktif untuk memisahkan bahan-bahan organik yang tercampur dengan endapan padat yang terdapat pada aliran keluar sekunder. Air yang akan diolah diletakkan pada bagian atas dari kolom dan keluar dari dasar kolom. Karbon aktif ditahan di dalam kolom pada dasar kolom dengan suatu sistem buangan bawah. Batasan untuk penggelontoran dan pencucian permukaan sering dilakukan pada instalasi pengolahan limbah cair untuk mengurangi kehilangan tekan yang terjadi karena perpindahan dari endapan padat yang terdapat pada kolom karbon aktif tersebut.

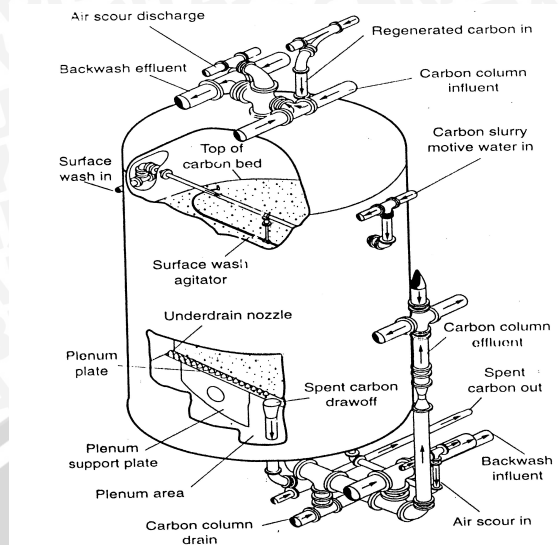
Keuntungan dari desain kontaktor yang bertipe gravitasi adalah adsorpsi dari bahan organik dan filtrasi dari endapan padat dilakukan dalam satu tahap saja. Meskipun kontaktor dasar tetap dengan tipe aliran naik telah digunakan, kontaktor tipe gravitasi (aliran ke bawah) secara umum lebih banyak digunakan untuk mengurangi kemungkinan dari akumulasi partikel material pada bagian bawah kontaktor, yang bila itu terjadi maka susah untuk dibersihkan dengan cara penggelontoran. Bila penurunan dari kadar cairan organik tidak dipertahankan pada tingkat tinggi, maka regenerasi dari karbon aktif yang lebih sering mungkin akan diperlukan. Kurangnya konsistensi dari pH, temperatur, dan kecepatan aliran juga dapat mempengaruhi efektivitas dari kontaktor karbon aktif.



Gambar 2.10 Kontaktor karbon yang disusun secara tunggal, seri, dan paralel

2.8.2. Kontaktor Dengan Dasar Mengembang

Kontaktor dengan dasar mengembang, dasar bergerak dan dasar bergelombang juga telah dikembangkan untuk mengatasi masalah dari kehilangan tinggi tekan. Pada sistem dasar luas, aliran masuk dilewatkan pada dasar dari kolom dan karbon aktif diperbolehkan untuk mengembang, sebesar perkembangan dari filter dasar selama penggelontoran. Ketika kapasitas adsorpsi dari karbon aktif pada dasar dari kolom telah habis, karbon pada bagian dasar dipindahkan dari kontaktor, dan karbon aktif baru yang sama jumlahnya diletakkan pada bagian atas dari kolom. Pada sistem seperti ini kehilangan tinggi tekan tidak terjadi ketika titik puncak operasi telah dicapai. Pada umumnya kontaktor aliran naik dengan dasar mengembang dapat mempunyai serbuk karbon pada aliran akhirnya daripada kontaktor gravitasi karena pengembangan dari dasar kolom menimbulkan serbuk dari karbon ketika partikel dari karbon saling berbenturan, dan memperbolehkan dari serbuk itu untuk lolos melewati jalan yang dibuat oleh pengembangan dasar tersebut.



Gambar 2.11. Kontaktor karbon aktif

2.8.3. Analisis Dan Desain Kontaktor Karbon Aktif Tipe Butiran (GAC)

Dimensi dari kontaktor karbon aktif ditentukan oleh empat factor yaitu waktu kontak, hidrolika aliran, ketebalan karbon aktif, dan jumlah dari kontaktor. Dua kontaktor karbon aktif yang disusun secara paralel adalah persyaratan minimum yang direkomendasikan untuk desain instalasi pengolahan air limbah.

Tabel 2.5. Nilai desain kontaktor

Parameter	Simbol	Satuan	Nilai
Volume kecepatan aliran	V	m ³ /h	50 – 400
Volume dasar	V _b	m ³	10 – 50
Luas penampang melintang dasar	A _b	m ²	5 – 30
Panjang	D	m	1.8 – 4
Angka pori	α	m ³ /m ³	0.38 – 0.42
Massa jenis karbon aktif	ρ	kg/m ³	350 – 550
Kecepatan kontak	V _f	m/h	5 – 15
Waktu kontak efektif	t	min	2 – 10
Waktu kontak dasar kosong (EBCT)	EBCT	min	5 – 30
Waktu operasi	t	d	100 – 600
Volume keluaran	V _L	m ³	10 – 100
Besar keluaran spesifik	V _{sp}	m ³ /kg	50 – 200
Volume dasar	BV	m ³ /m ³	2000 - 20000

Sumber : Sontheimer et al. (1998)

Akumulasi = inflow – outflow – jumlah yang terserap

$$0 = QC_o t - QC_e t - m_{GAC} q_e \quad (2-14)$$

Dimana :

Q = volume kecepatan aliran, L/jam

C_o = konsentrasi awal dari polutan, mg/L

t = waktu, jam

C_e = konsentrasi akhir dari polutan, mg/L

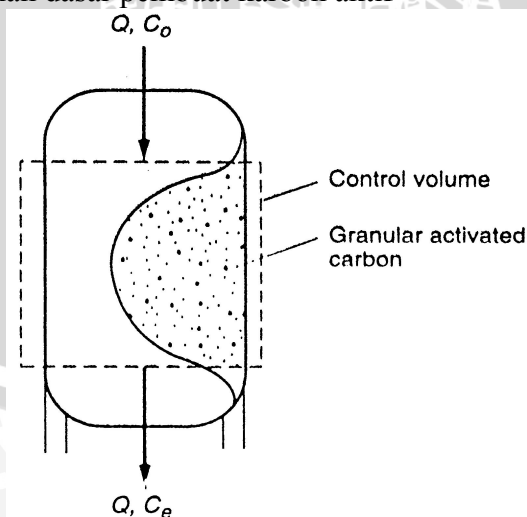
m_{GAC} = massa dari adsorben, g

q_e = konsentrasi adsorben setelah kondisi ekulibrium, mg/g

Tabel 2.6. Spesifikasi umum dari karbon aktif tipe butiran

Parameter	Satuan	Nilai
Luas permukaan total	m ² /g	700 - 1300 ^a
Massa jenis awal	kg/m ³	400 - 440 ^a
Massa jenis partikel, dalam larutan	kg/L	1.3 - 1.5 ^a
Ukuran efektif	mm	0.8 - 0.9 ^a
Koefisien bentuk	UC	≤ 1.9
Diameter partikel rata-rata	mm	1.5 - 1.7
Jumlah iodin		850 min
Jumlah abrasi		70 min
Debu	%	8 max
Kelembaban	%	1 - 6 max

^aTergantung dari bahan dasar pembuat karbon aktif



Gambar 2.12 Sketsa analisis adsorpsi karbon aktif

Kadar penggunaan karbon aktif secara umum dapat dirumuskan sebagai:

$$\frac{m_{GAC}}{Q_t} = \frac{C_o - C_e}{q_e} \quad (2-15)$$

Dapat diasumsikan bahwa massa dari polutan yang teradsorpsi yang terdapat dalam pori-pori karbon sangat kecil bila dibandingkan dengan jumlah yang teradsorpsi, maka rumus diatas dapat disederhanakan dan dapat dirumuskan sebagai:

$$\frac{m_{GAC}}{Q_t} \approx \frac{C_o}{q_e} \quad (2-16)$$

Untuk menghitung besarnya kemampuan dari kontaktor karbon aktif tipe butiran, beberapa rumus ini telah dikembangkan dan digunakan secara umum, yaitu:

1. Waktu kontak dengan dasar kosong (*Empty-bed contact time* (EBCT))

$$EBCT = \frac{V_b}{Q} = \frac{A_b D}{v_f A_b} = \frac{D}{v_f} \quad (2-17)$$

Dimana :

EBCT = waktu kontak dengan dasar kosong, jam

V_b = volume dari karbon aktif dalam kontaktor, m^3

Q = Volume kecepatan aliran, m^3/h

A_b = luas penampang dari dasar dengan karbon aktif, m^2

D = panjang dari karbon aktif dalam kontaktor, m

v_f = kecepatan aliran linear, m/jam

2. Massa jenis karbon aktif

$$\rho_{GAC} = \frac{m_{GAC}}{V_b} \quad (2-18)$$

Dimana :

ρ_{GAC} = massa jenis dari karbon aktif tipe butiran, g/L

m_{GAC} = massa dari karbon aktif tipe butiran, g

V_b = volume dari karbon aktif di dasar kontaktor, L

3. Aliran keluar spesifik, yaitu m^3 air yang diolah setiap gram dari karbonnya :

$$\text{Aliran keluar spesifik, } m^3 / g = \frac{Q_t}{m_{GAC}} = \frac{V_{bt}}{EBCT \times m_{GAC}} \quad (2-19)$$

atau dapat juga dituliskan sebagai :

$$\text{Aliran keluar spesifik} = \frac{V_b t}{EBCT(\rho_{GAC} \times V_b)} = \frac{t}{EBCT \rho_{GAC}} \quad (2-20)$$

4. Kadar penggunaan karbon (*Carbon Usage Rate*), yaitu gram karbon per m³ air:

$$CUR, g/m^3 = \frac{m_{GAC}}{Qt} = \frac{1}{sp} \quad (2-21)$$

5. Volume dari air yang dapat diolah untuk EBCT yang telah ditentukan :

$$L = \frac{\text{Massa dari GAC untuk EBCT tertentu}}{\text{Kadar penggunaan GAC}} \quad (2-22)$$

6. Umur dari karbon aktif, dalam hari, d:

Umur dari karbon aktif,

$$d = \frac{\text{Volume dari air yang diolah untuk EBCT tertentu}}{Q} \quad (2-23)$$



BAB III METODOLOGI PENELITIAN

3.1 Persiapan Sampel dan Peralatan Pengujian

Penelitian dilakukan di Laboratorium Kimia Fisika Jurusan Kimia Fakultas MIPA Universitas Brawijaya. Bahan - bahan yang dipergunakan dalam percobaan ini adalah:

1. Bahan adsorben menggunakan arang aktif yang dibeli di toko kimia.

Bahan adsorben arang aktif yang dipakai adalah :

- Arang aktif dari tempurung kelapa yang dicuci dan dibersihkan.
- Arang aktif kemudian dikeringkan dengan cara dioven selama 24 jam.
- Arang aktif kemudian diayak dengan ayakan no.20.
- Arang aktif kemudian ditimbang per 10 gr dan 30 gr masing-masing 8 bungkus.

2. Bahan polutan menggunakan logam berat $Pb(NO_3)_2$ dan $CuSO_4$

Konsentrasi ion logam berat diperoleh dari larutan logam berat yang tersedia di Laboratorium Kimia Fisik dengan konsentrasi 500 ppm. Untuk memperoleh konsentrasi yang dibutuhkan pada percobaan ini, diperlukan pengenceran larutan yaitu dengan menambahkan aquades pada larutan 500 ppm yang dibutuhkan untuk tiap sampel hingga larutan berjumlah 200 ml. Adapun perhitungan jumlah larutan 500 ppm yang dibutuhkan untuk tiap sampel adalah :

- Beker Glass 1 (5 ppm)

$$5 \text{ ppm} \cdot 200 \text{ ml} = 500 \cdot X$$
$$X = 2 \text{ ml}$$

- Beker Glass 2 (10 ppm)

$$10 \text{ ppm} \cdot 200 \text{ ml} = 500 \cdot X$$
$$X = 4 \text{ ml}$$

- Beker Glass 3 (50 ppm)

$$50 \text{ ppm} \cdot 200 \text{ ml} = 500 \cdot X$$
$$X = 20 \text{ ml}$$

- Beker Glass 4 (100 ppm)

$$100 \text{ ppm} \cdot 200 \text{ ml} = 500 \cdot X$$
$$X = 40 \text{ ml}$$

3. Pelarut menggunakan aquades.

Aquades merupakan H₂O murni yang tidak mengandung unsur lain didalamnya. Sehingga dengan menggunakan aquades kita dapat mengetahui secara pasti berapa unsur lain yang tersrap oleh arang aktif dengan kemampuan adsorpsinya.

Peralatan yang digunakan dalam penelitian di Laboratorium Kimia Fisika Jurusan Kimia Fakultas MIPA Universitas Brawijaya, adalah:

1. Untuk persiapan sampel

- Botol penampung air yang akan diteliti
- Gelas ukur
- Mesin pengaduk (shaker)

2. Untuk pengukuran parameter kimia

- pH meter CG 842 untuk mengukur kadar atau derajat keasaman pH dari sampel air
- AAS SHIMADZU tipe AA-6200 untuk menentukan konsentrasi larutan logam berat.

3. Alat penunjang lain di laboratorium:

- Pipet tetes dan pipet ukur
- Labu ukur
- Tabung reaksi
- Beker gelas
- Kertas saring
- Oven
- Ember yang digunakan untuk menampung bahan penyaring yang akan digunakan untuk penelitian
- Meja penyangga tandon air dan meja penyangga kolom tempat bahan penyaringan

3.2. Parameter-parameter yang Diukur

Parameter yang diukur dalam pengujian sampel air ini adalah kadar logam berat Pb²⁺ dan Cu²⁺ dalam limbah buatan, serta pH sebelum dan sesudah perlakuan. Limbah buatan dalam percobaan ini diperoleh dengan cara mencampurkan polutan logam berat Pb²⁺ atau Cu²⁺ pada aquades dengan konsentrasi tertentu. Dan limbah

buatan yang mengandung kadar logam berat Pb^{2+} atau Cu^{2+} tersebut diuji pada adsorben arang aktif.

3.3. Tahapan Penelitian

Prinsip dari penelitian ini adalah pengolahan air limbah dalam hal ini menggunakan limbah buatan yang bertujuan untuk menurunkan kadar logam berat Pb^{2+} dan Cu^{2+} dalam air limbah tersebut. Bahan adsorben menggunakan arang aktif dari arang tempurung kelapa. Adapun tahapan dalam penelitian ini adalah :

1. Studi Literatur

Studi literatur ini adalah mempelajari dan mengkaji teori kemampuan kapasitas adsorpsi arang aktif atau arang aktif.

2. Persiapan alat dan bahan.

➤ Semua alat yang diperlukan dalam penelitian ini sudah tersedia di Laboratorium Air dan Tanah Jurusan Pengairan Fakultas Teknik Universitas Brawijaya dan di Laboratorium Kimia-Fisik Jurusan Kimia Fakultas MIPA Universitas Brawijaya.

➤ Persiapan bahan adsorben

➤ Persiapan bahan polutan

3. Melakukan uji variasi polutan (Pb^{2+} dan Cu^{2+}).

➤ Polutan A yaitu Pb^{2+} dalam $Pb(NO_3)_2$.

➤ Polutan B yaitu Cu^{2+} dalam $Cu(SO_4)$.

Tiap variasi polutan di atas dicampurkan pada variasi konsentrasi adsorben (10 dan 30 gram) dengan ukuran gradasi mesh 20 dalam larutan aquades.

4. Melakukan Batch Adsorption Test.

➤ Persiapan Sampel dan Penambahan Bahan Adsorben



Gambar 3.1. Sampel penelitian

Keterangan :

Volume larutan = 200 ml

M_1 (adsorben) = 10 gr

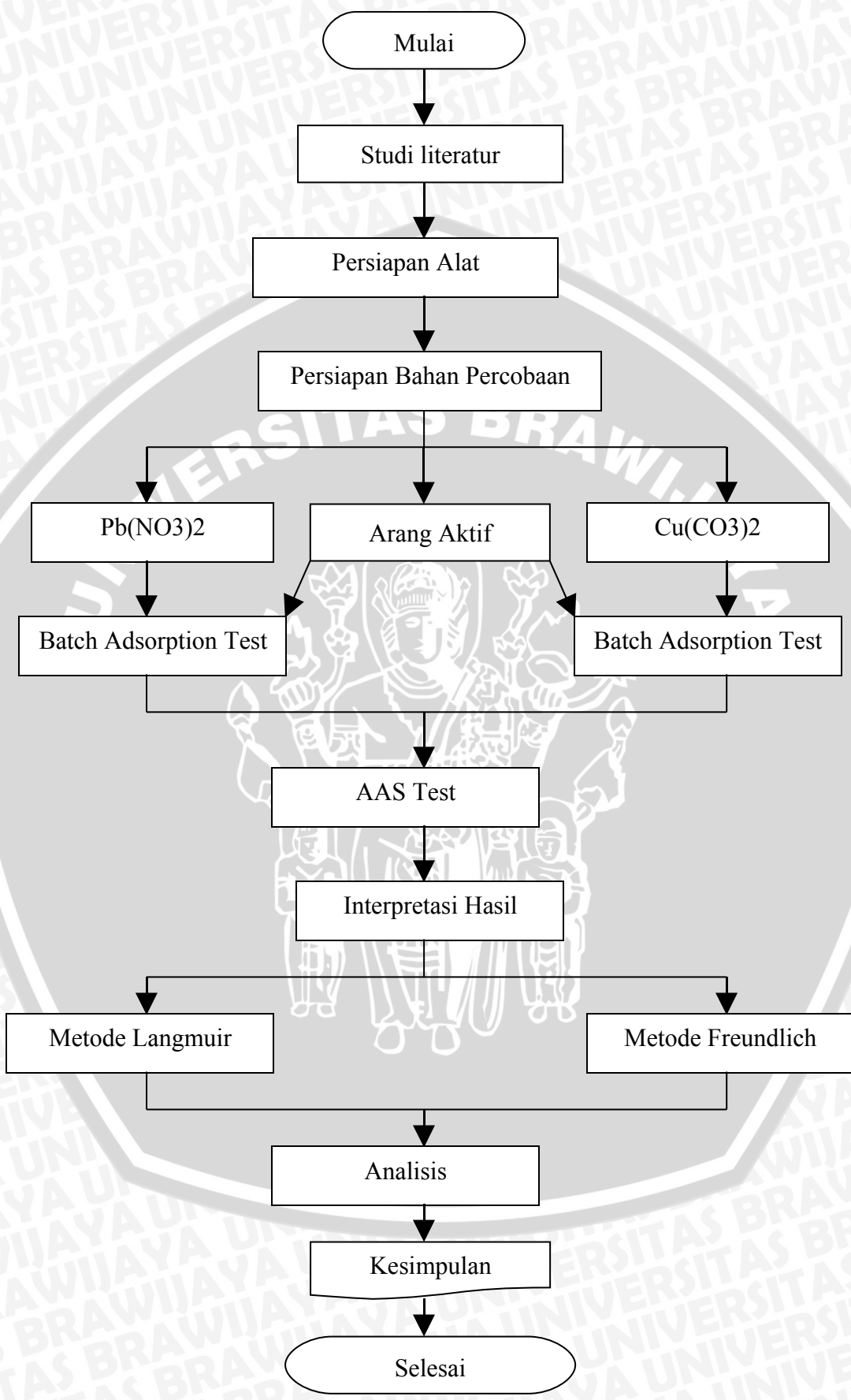
M_2 (adsorben) = 30 gr

Adsorben yang dipakai adalah arang aktif mesh 20.

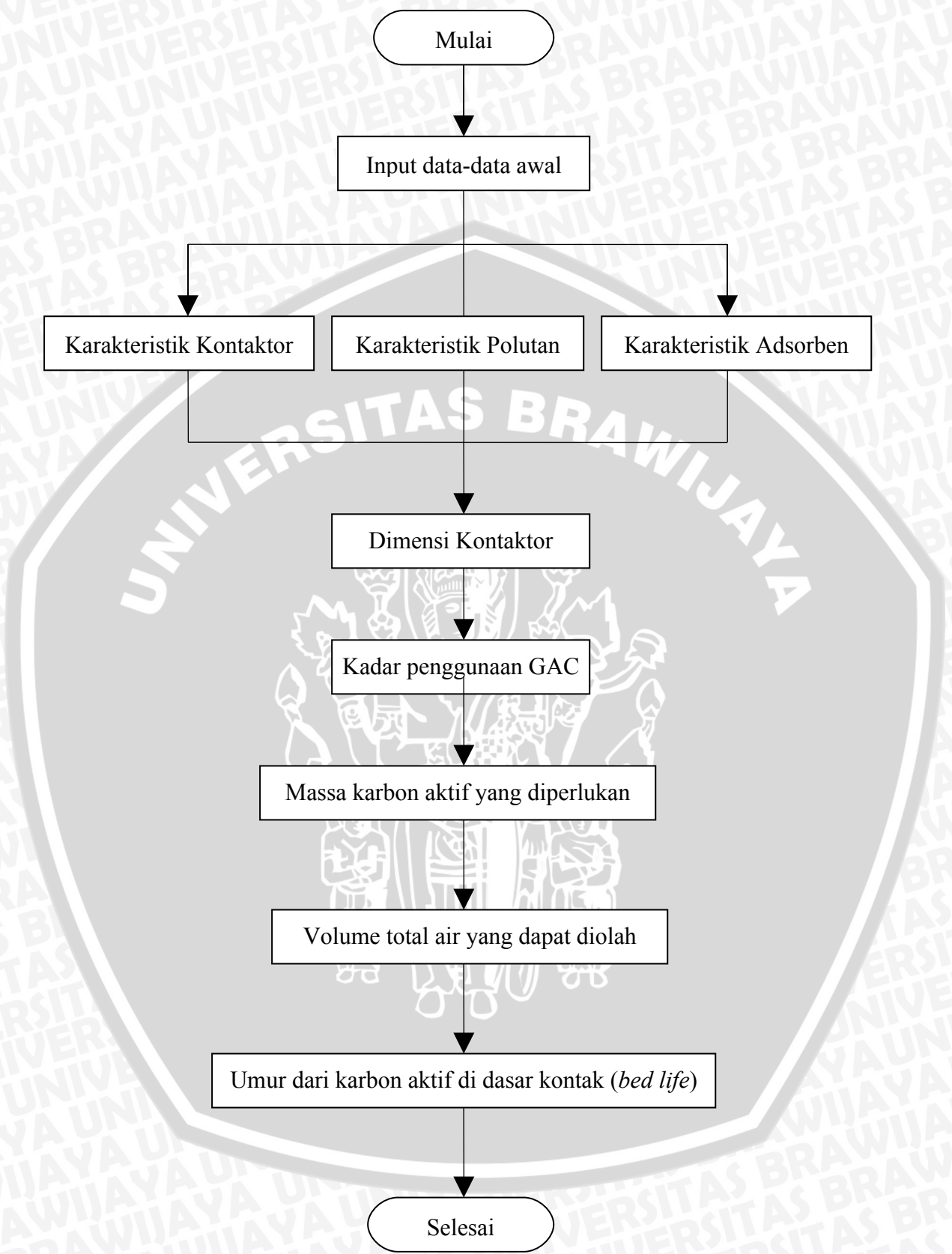
Konsentrasi Polutan pada :

- Beker Glass 1 : 5 mg/l
- Beker Glass 2 : 10 mg/l
- Beker Glass 3 : 50 mg/l
- Beker Glass 4 : 100 mg/l

- Keempat sampel pada beker glass diaduk dengan alat shaker dengan kecepatan 200 rpm selama 4 jam.
 - Sampel kemudian didiamkan selama 20 jam.
 - Sampel disaring dengan kertas saring Whatman 110 mm. untuk memisahkan larutan dengan adsorben.
 - Sampel diputar pada alat sentrifuge agar sampel benar-benar bersih dari sisa adsorben.
 - Mengukur pH larutan.
5. Melakukan tes dengan metode AAS (Atomic Adsorption Spectrophotometry) dengan memakai alat AAS SHIMADZU tipe AA-6200.
 6. Melakukan perhitungan konsentrasi polutan pada larutan dari hasil adsorbansi AAS.
 7. Melakukan interpretasi hasil dengan teori Langmuir dan teori Freundlich.
 8. Melakukan analisa interpretasi hasil.
 9. Menyimpulkan hasil penelitian.



Gambar 3.2. Diagram Alir Penelitian



Gambar 3.3 Desain awal (*preliminary design*) Instalasi Pengolahan Limbah Sederhana

BAB IV ANALISA DATA DAN PEMBAHASAN

4.1. Adsorbansi

Dari hasil penelitian yang telah dilakukan, diperoleh data - data sesuai dengan tabel di bawah ini :

Tabel 4.1. Data Adsorbansi

Konsentrasi Awal (mg/l)	Adsorbansi Pb ²⁺		Adsorbansi Cu ²⁺	
	10 gr Adsorben	30 gr Adsorben	10 gr Adsorben	30 gr Adsorben
5	0,0010	0,0020	0,0050	0,0060
10	0,0020	0,0020	0,0110	0,0100
50	0,0220	0,0060	0,0450	0,0530
100	0,0200	0,0270	0,0410	0,0260

Sumber : Data hasil penelitian

Data adsorbansi yang diperoleh dari pengukuran spectofotometri , dan bukan merupakan data yang langsung dapat dipakai. Data ini masih harus diolah terlebih dahulu dengan melakukan penghitungan agar diperoleh kadar atau konsentrasi dari polutan yang tertinggal dari sampel yang diuji. Penghitungan nilai adsorbansi ini menggunakan rumus yang diperoleh dari regresi linier pada grafik standard adsorbansi.

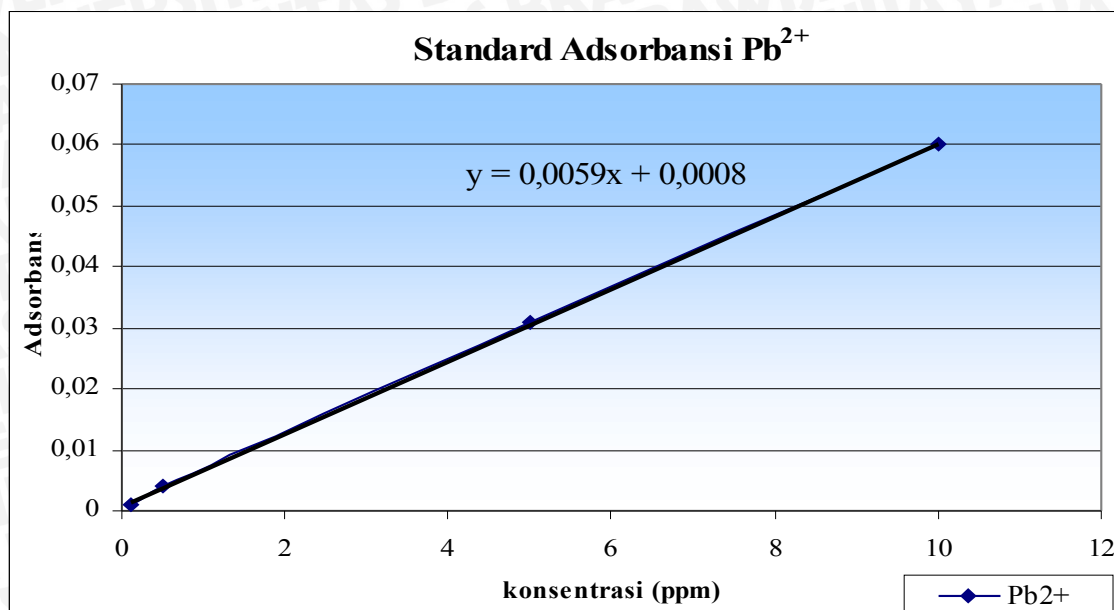
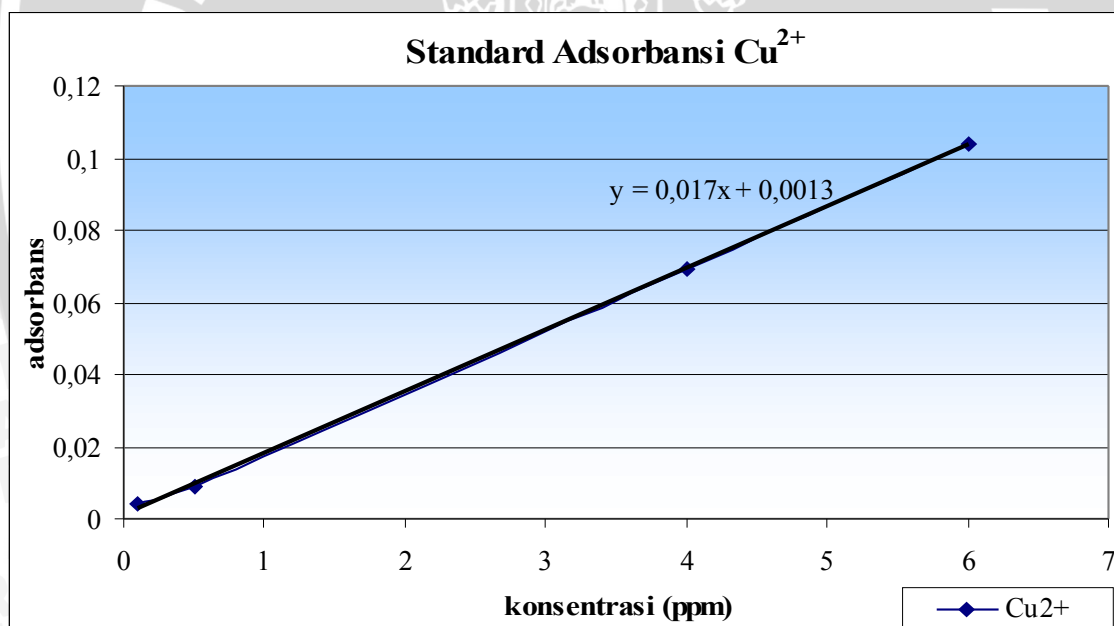
Berikut ini adalah tabel dari standard adsorbansi Pb²⁺ dan Cu²⁺, beserta grafik dan regresi liniernya.

Tabel 4.2. Standard Adsorbansi Untuk Pb²⁺ dan Cu²⁺

Pb ²⁺		Cu ²⁺	
Konsentrasi (ppm)	Adsorbansi (A)	Konsentrasi (ppm)	Adsorbansi (A)
0,1	0,001	0,1	0,004
0,5	0,004	0,5	0,009
5	0,031	4	0,069
10	0,06	6	0,104

Sumber : Standard adsorbansi



Gambar 4.1. Grafik Standard Adsorbansi Pb²⁺Gambar 4.2. Grafik Standard Adsorbansi Cu²⁺

Penghitungan konsentrasi polutan pada sampel yang diuji, menggunakan rumus dari regresi linier pada grafik standard adsorbansi yang sesuai dengan polutan yang di uji. Untuk menghitung konsentrasi Pb²⁺ maka harus digunakan regresi linier dari grafik standard Pb²⁺ sebagai rumus penghitungannya, begitu juga bila kita menghitung konsentrasi Cu²⁺, maka harus digunakan regresi linier dari grafik standard adsorbansi

Cu^{2+} . Konsentrasi polutan yang diperoleh dalam satuan ppm. Kemudian konsentrasi dalam satuan ppm dikonversikan lagi dalam bentuk mg/l.

Dari grafik standard adsorbansi Pb^{2+} dan Cu^{2+} diatas diperoleh dua persamaan, yaitu:

$$Y = 0.0059X + 0.0008 \quad \text{untuk hubungan adsorbansi dan konsentrasi } \text{Pb}^{2+}$$

$$Y = 0.017X + 0.0013 \quad \text{untuk hubungan adsorbansi dan konsentrasi } \text{Cu}^{2+}$$

Dari persamaan tersebut dapat dihitung nilai konsentrasi (X), dengan membalik rumus sehingga diperoleh persamaan:

$$X = (Y - 0.0008) / 0.0059 \quad \text{untuk hubungan konsentrasi dan adsorbansi } \text{Pb}^{2+}$$

$$X = (Y - 0.0013) / 0.017 \quad \text{untuk hubungan konsentrasi dan adsorbansi } \text{Cu}^{2+}$$

Dimana :

X = konsentrasi polutan yang diukur (ppm)

Y = Nilai adsorbansi

Setelah diperoleh nilai konsentrasi dalam bentuk ppm, untuk memudahkan perhitungan konsentrasi ini dikonversi dalam bentuk mg/l. Rumus yang digunakan untuk mengkonversi satuan ini adalah :

$$C = M \times \rho$$

Dimana : C = Konsentrasi polutan dalam larutan (mg/l)

M = Konsentrasi polutan dalam larutan (ppm)

ρ = Masa jenis pelarut (mg/l)

Dari rumus tersebut diperoleh nilai konsentrasi larutan ion Pb^{2+} dan Cu^{2+} dalam satuan mg/l sesuai dengan tabel 4.3.berikut ini.

Tabel 4.3. Tabel Konsentrasi Polutan Setelah Perlakuan.

Konsentrasi Awal (mg/l)	Konsentrasi Pb^{2+} (mg/l)		Konsentrasi Cu^{2+} (mg/l)	
	10 gr Adsorben	30 gr Adsorben	10 gr Adsorben	30 gr Adsorben
5	0,0339	0,2034	0,2176	0,2765
10	0,2034	0,4000	0,4529	0,5118
50	3,5932	4,2373	2,5706	3,0412
100	3,2542	4,4407	2,3353	2,6941

Sumber :Perhitungan data penelitian

4.2. Pengaruh Penambahan Adsorben Pada pH

Nilai pH merupakan parameter untuk menentukan intensitas keadaan asam atau basa suatu larutan. Besarnya nilai pH menyatakan perbandingan kadar atau jumlah ion H^+ dengan OH^- dalam suatu larutan. Semakin tinggi nilai pH maka semakin sedikit ion H^+ dan semakin banyak ion OH^- yang terkandung pada larutan tersebut. Dengan kata lain semakin tinggi nilai pH maka semakin basa sifat larutan tersebut, dan sebaliknya juga semakin kecil nilai pH maka larutan makin bersifat asam.

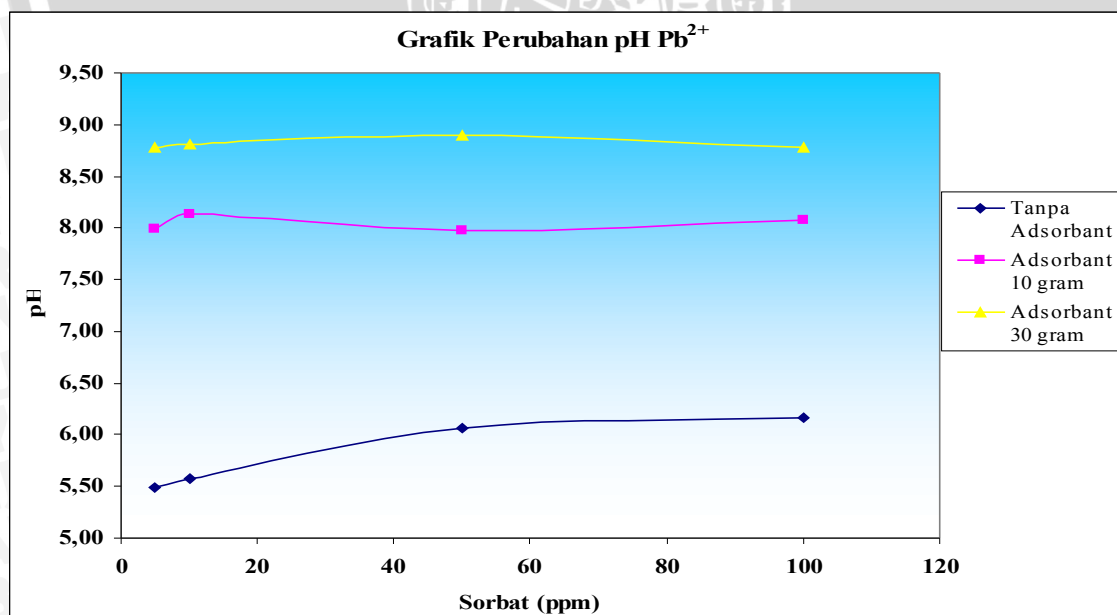
Dalam penelitian ini besarnya nilai pH diukur untuk melihat adanya korelasi antara nilai pH dan kemampuan adsorpsi dari adsorben. Besarnya nilai pH pada sampel penelitian ini diukur saat sampel limbah masih belum dilakukan perlakuan, dan setelah dilakukan perlakuan. Nilai pH yang diperoleh dari pengukuran sampel pada penelitian ini dapat dilihat pada Tabel 4.4.

Tabel 4.4. Nilai pH Sampel Adsorben Arang Aktif Pada Larutan Pb^{2+}

Tabung	1	2	3	4
Konsentrasi awal Co (ppm)	5	10	50	100
pH sampel	5.49	5.57	6.07	6.16
pH sampel + arang aktif 10 gram	7.99	8.14	7.98	8.07
pH sampel + arang aktif 30 gram	8.78	8.81	8.89	8.78

Sumber : Hasil Pengamatan

Dengan menggunakan grafik akan lebih mudah dibaca perubahan yang terjadi. Pola perubahan nilai pH dapat dilihat dari grafik pada Gambar 4.3.



Gambar 4.3 Grafik. Perubahan pH Sampel Dengan Polutan Pb^{2+}

Grafik pH untuk sampel polutan Pb^{2+} pada gambar 4.3. menunjukkan terjadinya perubahan pH. Aquades dengan nilai pH 4 – 5, mengalami peningkatan nilai pH setelah penambahan polutan, dan makin bertambah setelah dilakukan penambahan arang aktif pada sampel. Semakin banyak jumlah polutan yang dimasukkan semakin besar nilai pH yang terukur. Hal inipun juga terjadi pada penambahan jumlah adsorben, semakin banyak jumlah arang aktif yang dimasukkan maka semakin besar juga peningkatan nilai pH.

Peningkatan nilai pH pada setiap penambahan konsentrasi polutan Pb^{2+} menunjukkan bahwa nilai pH dari polutan lebih tinggi dari nilai pH aquades sebagai pelarut. Nilai pH pada penambahan polutan menunjukkan tren dengan titik maksimal kurang dari nilai pH 7, dengan kata lain berapapun besarnya konsentrasi polutan dalam sampel nilai pH larutan akan tetap berada pada nilai pH kurang dari 7. Dilihat dari tren peningkatan nilai pH pada setiap penambahan polutan Pb^{2+} tersebut, sifat logam Pb^{2+} adalah asam.

Kecenderungan meningkatnya pH sampel sebagai akibat dari penambahan adsorben menunjukkan adanya perubahan nilai pH yang cukup besar. Nilai pH setelah penambahan adsorben mencapai nilai pH 7.99 untuk jumlah adsorben 10 gram pada konsentrasi polutan 5 mg/l, dan meningkat menjadi 8.78 pada konsentrasi polutan yang sama. Hal ini menunjukkan bahwa sifat adsorben tersebut bersifat basa.

Ion OH^- dalam larutan semakin banyak diakibatkan oleh terlepasnya ion OH^- dari arang aktif, yang kemudian digantikan oleh polutan. Polutan menempel pada adsorben, sehingga polutan dalam larutan dapat berkurang dari konsentrasinya semula. Proses ini sering disebut dengan *chemisorption*. Dan dapat diketahui bahwa terjadi peningkatan pH seiring meningkatnya konsentrasi polutan. Perubahan pH ini mengindikasikan adanya pengaruh antara pH dan konsentrasi polutan. Semakin tinggi konsentrasi polutan maka semakin tinggi pula pH larutan tersebut.

Pada Gambar 4.3. juga menunjukkan bahwa pada percobaan adsorpsi arang aktif terhadap larutan Pb^{2+} terjadi perubahan tren pH yang sebelumnya cenderung naik menjadi turun. Pada jumlah adsorben 10 gram tren peningkatan ion pada penambahan konsentrasi polutan terjadi perubahan tren nilai pH. Nilai pH yang sebelumnya cenderung naik mengikuti tren larutan tanpa adsorben, pada konsentrasi polutan 10mg/l mulai menunjukkan adanya penurunan. Hal ini juga terjadi pada jumlah adsorben 30 gram. Nilai pH cenderung turun pada saat konsentrasi larutan $>50mg/l$. Hal ini menunjukkan adanya penurunan ion OH^- bebas pada larutan.

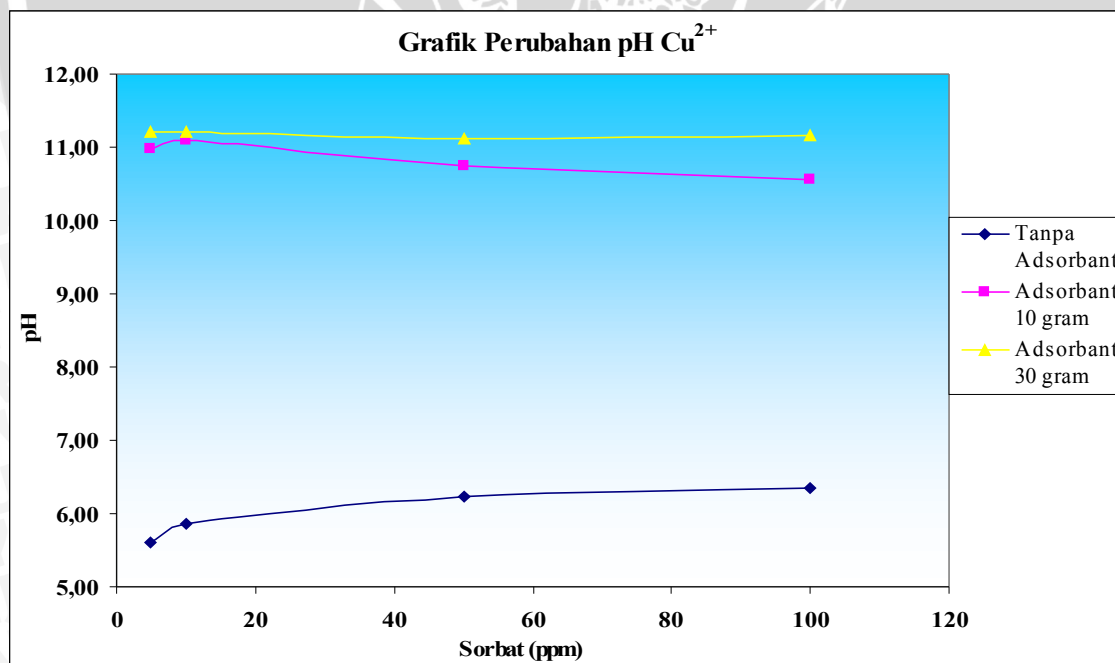
Penurunan yang terjadi disebabkan adanya reaksi ion pada larutan tersebut. Ion OH^- pada arang aktif bereaksi dengan ion Pb^{2+} dan membentuk ikatan kompleks pada permukaan arang aktif. Ikatan ini berupa ikatan kovalen oksida dengan oksigen sebagai penghubung antara arang aktif dan logam Pb beserta ligannya. Reaksi ini menghasilkan ion H^+ yang terlepas dari gugus hidroksil arang aktif. Reaksi ini terjadi sebagai akibat terlalu tingginya pH larutan dan kondisi yang mendukung adanya reaksi pelepasan H^+ . Dengan dihasilkannya ion H^+ dari reaksi *chemisorption* maka jumlah H^+ meningkat dan pH menurun.

Tabel 4.5. Nilai pH Sampel Adsorben Arang Aktif Pada Larutan Cu^{2+}

Tabung	1	2	3	4
Konsentrasi awal Co (ppm)	5	10	50	100
pH sampel	5,60	5,87	6,24	6,34
pH sampel + arang aktif 10 gram	10,97	11,10	10,75	10,56
pH sampel + arang aktif 30 gram	11,21	11,20	11,12	11,17

Sumber : Hasil Pengamatan

Untuk mempermudah pengamatan terhadap pengaruh dan pola nilai pH, perlu dilakukan pengamatan dengan grafik. Pola perubahan nilai pH dapat dilihat dari grafik pada Gambar 4.4.



Gambar 4.4. Grafik Perubahan pH Sampel Untuk Polutan Cu^{2+}

Dari Gambar 4.4. dapat diamati bahwa tren nilai pH pada larutan dengan polutan Pb^{2+} juga terjadi terhadap polutan Cu^{2+} . Nilai pH pada setiap penambahan

konsentrasi larutan bertambah seiring meningkatnya konsentrasi polutan pada larutan tanpa adsorban. Pada kondisi setelah perlakuan dan penambahan adsorben, tren peningkatan nilai pH yang sebelumnya mengikuti peningkatan konsentrasi polutan, terjadi perubahan tren nilai pH pada larutan Cu^{2+} . Penurunan pada jumlah adsorben yang sama terjadi ketika konsentrasi larutan mencapai 10 mg/l untuk jumlah adsorben 10 gram, dan cenderung menurun pada konsentrasi 100 mg/l untuk jumlah adsorben 30 gram. Dari sini dapat disimpulkan bahwa saat terjadi penurunan nilai pH, kadar OH^- dalam larutan menurun. Hal tersebut dapat dijadikan indikasi adanya proses reaksi ion antara OH^- dan Cu^{2+} , sehingga ion OH^- terikat dan nilai pH menurun. Ion OH^- bereaksi dengan ion Cu^{2+} yang terlepas dari ikatan molekulnya. Reaksi ini terjadi sebagai akibat terlalu tingginya pH larutan dan afinitas OH^- yang lebih besar dari afinitas SO_4^- . Sehingga Cu^{2+} terlepas dan membentuk ikatan kovalen dengan oksigen yang berupa ikatan hidroksida, dimana oksigen merupakan penghubung antara adsorben dengan polutan pada larutan tersebut.

Reaksi ion mulai terjadi saat arang aktif mulai jenuh dengan polutan yang menempel pada pori arang aktif. Hal itu dapat diamati dari perbedaan titik penurunan pH yang terjadi yaitu : >10 mg/l pada adsorben 10gram dan >100 mg/l. Pada jumlah arang aktif yang lebih tinggi, jumlah polutan yang tertarik pada permukaan pori arang aktif lebih besar. Sehingga konsentrasi titik jenuh larutan polutan untuk adsorpsi juga meningkat.

Dari sini dapat disimpulkan bahwa pada penelitian ini tidak hanya proses adsorpsi fisik saja yang terjadi, akan tetapi juga adsorpsi kimia juga terjadi yaitu dengan proses reaksi ion atau proses pertukaran ion, yang memanfaatkan ikatan kovalen hidrogen dan gaya elektrostatis yang dihasilkan dari *chemisorption*. Proses ini akan terjadi ketika :

1. Proses adsorpsi sudah berjalan dan kondisi pori sudah mencapai titik jenuh dengan sorbat yang teradsorpsi secara gaya fisik
2. Larutan polutan atau limbah memiliki pH yang tinggi
3. Anion dari polutan memiliki afinitas yang lebih rendah dari afinitas OH^-

4.3. Pengaruh Jumlah Adsorben Terhadap Prosentase Penurunan

Penambahan jumlah adsorben (arang aktif) tentu berpengaruh terhadap kemampuan adsorben dalam menyerap logam berat. Semakin banyak adsorben yang

diberikan tentu makin banyak juga logam berat yang diserap. Untuk itu diperlukan pembuktian bahwa hipotesa awal ini benar.

Pola penurunan kadar ion logam berat Pb^{2+} dan Cu^{2+} dapat dilihat dari tabel dan grafik prosentase penurunan konsentrasi logam berat oleh arang aktif pada Tabel 4.6. dan Tabel 4.7. serta Gambar 4.4. dibawah ini :

Tabel 4.6. Prosentase Penurunan Pb^{2+} Oleh Arang Aktif Pada Variasi Adsorben.

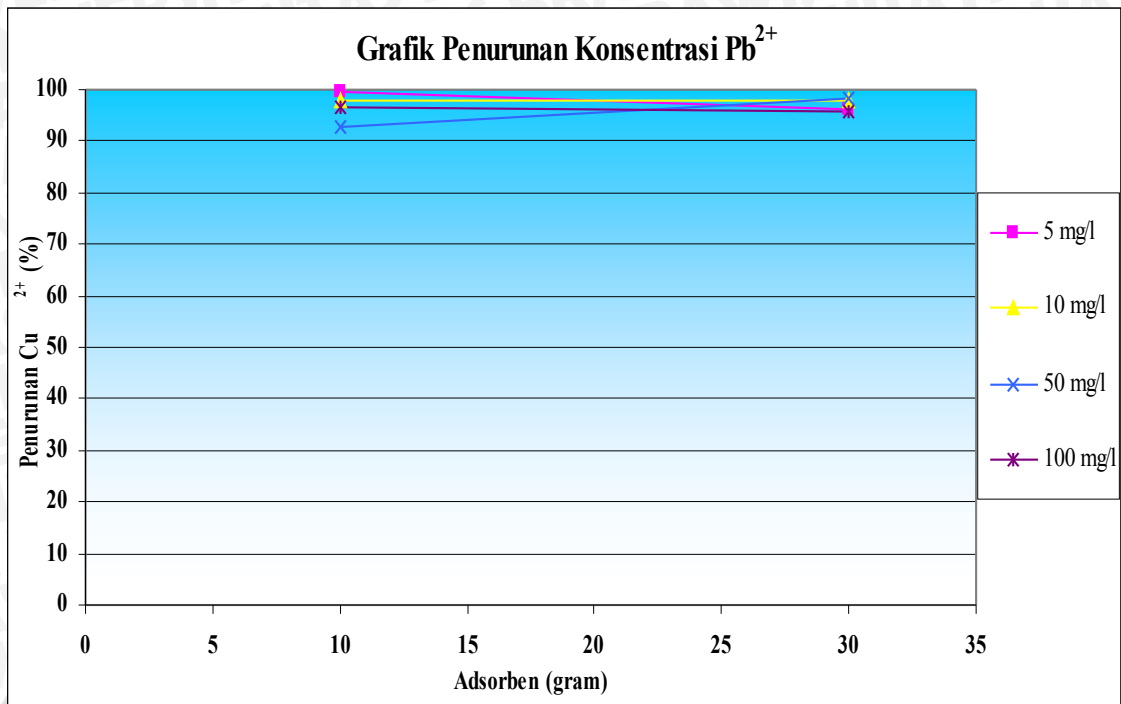
Co	Adsorben 10 gram		Adsorben 30 gram	
	Ce (ppm)	%removal	Ce (ppm)	%removal
5	0,0292	99,42	0,1975	99,42
10	0,1975	98,03	0,1975	98,03
50	3,5633	92,87	0,8706	92,87
100	3,2267	96,77	4,4047	96,77

Sumber : Hasil Perhitungan

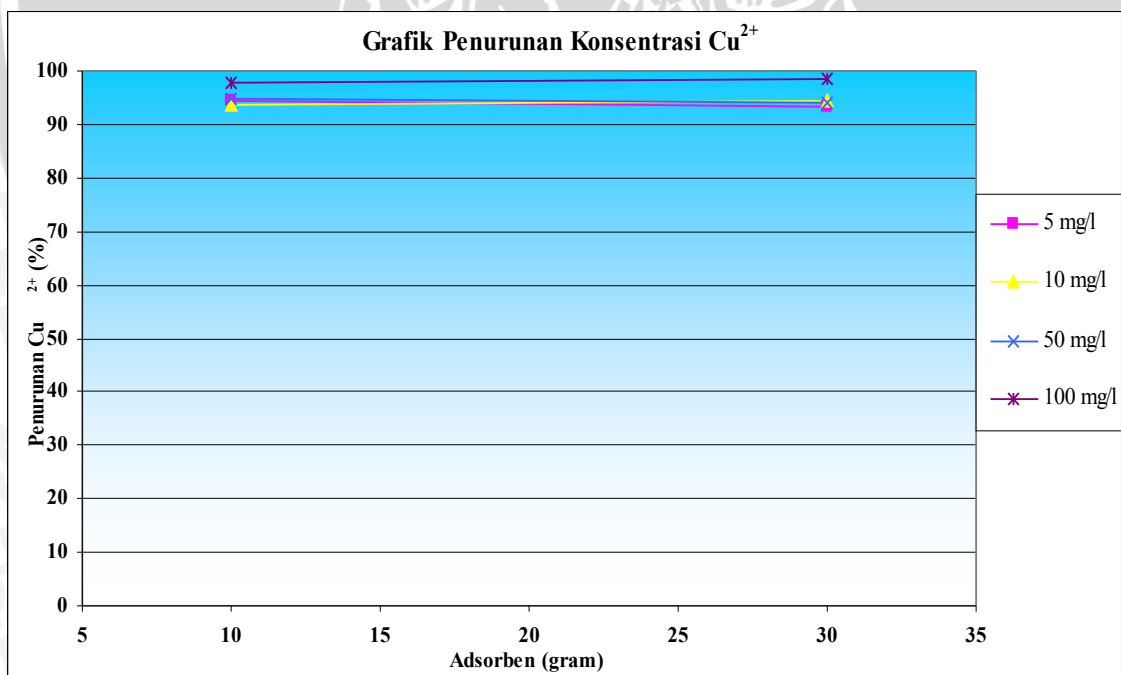
Tabel 4.7. Prosentase Penurunan Cu^{2+} Oleh Arang Aktif Pada Variasi Adsorben.

Co	Adsorben 10 gram		Adsorben 30 gram	
	Ce (ppm)	%removal	Ce (ppm)	%removal
5	0,2176	95,65	0,2765	94,47
10	0,5706	94,29	0,5118	94,88
50	2,5706	94,86	3,0412	93,92
100	2,3353	97,66	1,4529	98,55

Sumber : Hasil Perhitungan



Gambar 4.5. Grafik Prosentase Penurunan Pb^{2+} Oleh Arang Aktif Pada Variasi Konsentrasi Polutan.



Gambar 4.6 Grafik Prosentase Penurunan Cu^{2+} Oleh Arang Aktif Dengan Variasi Konsentrasi Polutan.

Pada Gambar 4.5. dan Gambar 4.6. dapat diketahui tren penurunan konsentrasi logam berat Pb^{2+} dan Cu^{2+} yang menunjukkan adanya kemampuan yang besar dalam penurunan konsentrasi logam berat Pb^{2+} dan Cu^{2+} pada arang aktif. Tingkat penurunan yang ditunjukkan pada Gambar 4.5. dan Gambar 4.6. tersebut cukup tinggi, yaitu lebih dari 94 persen.

Dari perbandingan jumlah adsorben terhadap tingkat penurunan konsentrasinya, variasi jumlah arang aktif tidak memiliki pengaruh yang berarti dalam penurunan konsentrasinya. Tren yang ditampilkan cenderung datar, hal ini dapat dijadikan acuan bahwa jumlah adsorben tidak terlalu berpengaruh pada persentase penurunan konsentrasi logam berat.

Meskipun variasi jumlah arang aktif pada penurunan konsentrasi logam berat tidak terlalu berpengaruh, arang aktif memiliki kapasitas yang terbatas dalam penyerapan logam berat, terutama dalam proses adsorpsinya. Besarnya kapasitas ini sangat tergantung dari jenis arang aktif yang digunakan.

Untuk melihat seberapa besar kapasitas maksimal dari penyerapan arang aktif secara adsorpsi, dapat dilakukan percobaan dengan variasi polutan yang lebih tinggi hingga diperoleh penurunan penyerapan polutan oleh arang aktif. Besar nilai variasi konsentrasi polutan tertinggi sebelum terjadinya penurunan konsentrasi logam berat merupakan kapasitas maksimal dari kapasitas adsorpsi arang aktif.

4.4. Perhitungan Dengan Menggunakan Metode Freundlich

Penghitungan daya adsorpsi arang aktif pada penelitian ini menggunakan permodelan yang menggunakan metode Freundlich dan Langmuir sebagai dasar perhitungannya. Berikut ini merupakan tabel dan grafik perhitungan tingkat adsorpsi arang aktif dengan menggunakan metode Freundlich.

Dua permodelan ini adalah permodelan empiris yang paling sering digunakan dalam menentukan kapasitas dan karakteristik adsorpsi dari suatu adsorben pada suatu sorbat (polutan yang diserap oleh adsorben). Permodelan ini memiliki kemudahan dalam pemahamannya dari pada permodelan – permodelan yang lain. Permodelan yang merupakan dasar dari adanya teori adsorpsi isoteremis ini adalah permodelan dasar dari permodelan –permodelan adsorpsi isoteremis yang lain.

Tabel 4.8. Perhitungan Nilai Adsorpsi Arang Aktif 10 gram Terhadap Pb^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Freundlich.

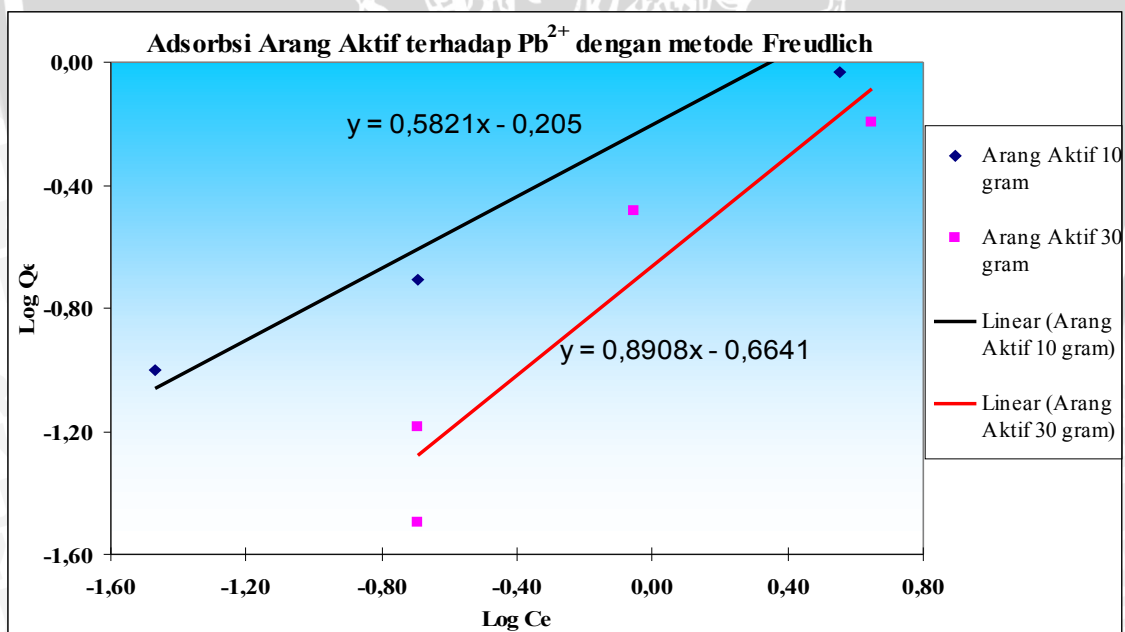
Tabung	2	3	4	5
Co (mg/l)	5	10	50	100
Ce (mg/l)	0,034	0,203	3,593	3,254
Qe (mg/g)	0,099	0,196	0,928	1,935
Log Ce	-1,470	-0,692	0,555	0,512
Log Qe	-1,003	-0,708	-0,032	0,287

Sumber : Hasil Perhitungan

Tabel 4.9. Perhitungan Nilai Adsorpsi Arang Aktif 30 gram Terhadap Pb^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Freundlich.

Tabung	1	2	3	4
Co (mg/l)	5	10	50	100
Ce (mg/l)	0,197	0,197	0,871	4,405
Qe (mg/g)	0,032	0,065	0,328	0,637
Log Ce	-0,704	-0,704	-0,060	0,644
Log Qe	-1,495	-1,185	-0,485	-0,196

Sumber : Hasil Perhitungan



Gambar 4.7. Grafik Hubungan Log Ce (Konsentrasi Akhir) Dengan Log Qe (Kapasitas Adsorpsi) Dalam Perhitungan Adsorpsi Arang Aktif Terhadap Pb^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Freundlich

Tabel 4.10. Perhitungan Nilai Adsorpsi Arang Aktif 10 gram Terhadap Cu^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Freundlich.

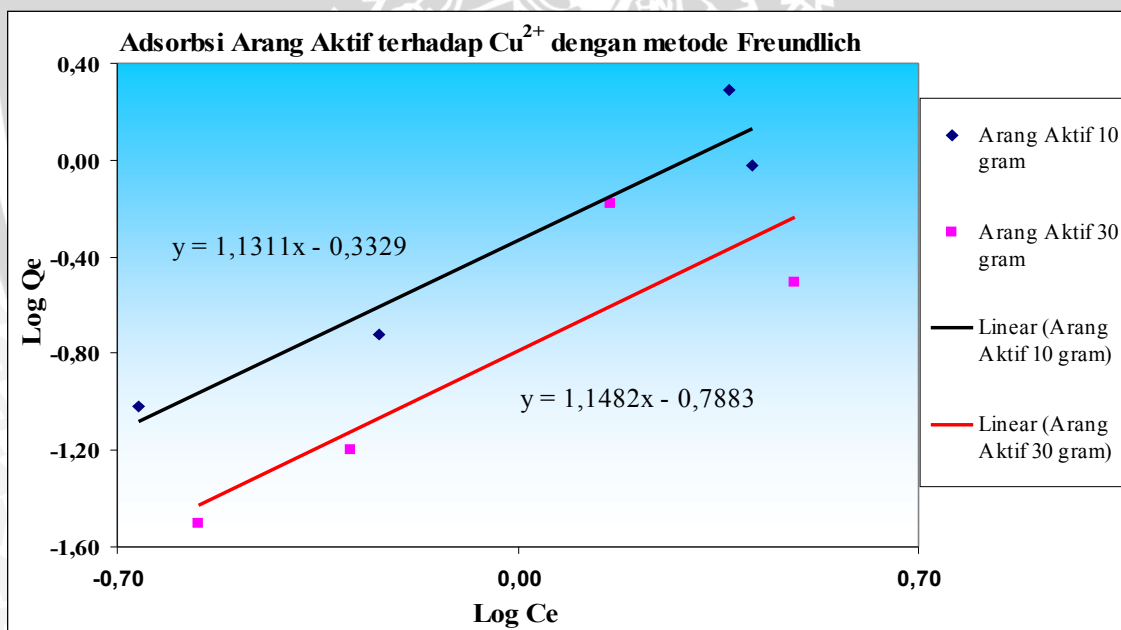
Tabung	1	2	3	4
Co (mg/l)	5	10	50	100
Ce (mg/l)	0,218	0,571	2,571	2,335
Qe (mg/g)	0,096	0,189	0,949	1,953
Log Ce	-0,662	-0,244	0,410	0,368
Log Qe	-1,019	-0,724	-0,023	0,291

Sumber :Perhitungan data penelitian

Tabel 4.11. Perhitungan Nilai Adsorpsi Arang Aktif 30 gram Terhadap Cu^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Freundlich.

Tabung	1	2	3	4
Co (mg/l)	5	10	50	100
Ce (mg/l)	0,276	0,512	3,041	1,453
Qe (mg/g)	0,031	0,063	0,313	0,657
Log Ce	-0,558	-0,291	0,483	0,162
Log Qe	-1,502	-1,199	-0,504	-0,182

Sumber :Perhitungan data penelitian



Gambar 4.8. Grafik Hubungan Log Ce (Konsentrasi Akhir) Dengan Log Qe (Kapasitas Adsorpsi) Dalam Perhitungan Adsorpsi Arang Aktif Terhadap Cu^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Freundlich

Persamaan adsorpsi isotermis Freundlich dari kapasitas adsorpsi arang aktif terhadap Pb^{2+} dengan jumlah adsorben 10 gram (Gambar 4.7) adalah

$$\text{Log Qe} = \text{Log}(-0,205) + 0,5821\text{Log Ce} \quad \text{dengan: nilai } 1/n = 0,5821$$

$$\text{nilai } K_f = 0.624$$

Persamaan adsorpsi isothermis Freunlich dari kapasitas adsorpsi arang aktif terhadap Pb^{2+} dengan jumlah adsorben 30 gram (Gambar 4.7) adalah

$$\text{Log } Q_e = \text{Log}(-0.6641) + 0.8908 \text{Log } C_e \quad \text{dengan: nilai } 1/n = 0.8908$$

$$\text{nilai } K_f = 0.217$$

Dari hasil Gambar 4.7 diatas dapat diketahui bahwa K_f dari sampel dengan jumlah adsorben 10 gram memiliki nilai K_f yang lebih besar. Hal ini menunjukkan bahwa tingkat penyerapan oleh arang aktif pada jumlah adsorben 10 gram lebih efektif dari jumlah adsorben 30 gram.

Penambahan jumlah adsorben menjadi 30 gram tidak menambah efektifitas penyerapan, karena jumlah adsorben yang dibutuhkan sudah lebih dari cukup untuk menyerap logam berat Pb^{2+} pada larutan. Sehingga jumlah 10 gram arang aktif sudah cukup memenuhi kebutuhan adsorben untuk menyerap Pb^{2+} pada larutan tersebut.

Persamaan adsorpsi isothermis Freunlich dari kapasitas adsorpsi arang aktif terhadap Cu^{2+} dengan jumlah adsorben 10 gram (Gambar 4.8) adalah

$$\text{Log } Q_e = \text{Log}(-0.3329) + 1.1311 \text{Log } C_e \quad \text{dengan: nilai } 1/n = 1.1311$$

$$\text{nilai } K_f = 0.464$$

Persamaan adsorpsi isothermis Freunlich dari kapasitas adsorpsi arang aktif terhadap Cu^{2+} dengan jumlah adsorben 30 gram (Gambar 4.8) adalah

$$\text{Log } Q_e = \text{Log}(-0.7883) + 1.1482 \text{Log } C_e \quad \text{dengan: nilai } 1/n = 1.1482$$

$$\text{nilai } K_f = 0.163$$

Dari hasil Gambar 4.8 diatas dapat diketahui bahwa K_f dari sampel dengan jumlah adsorben 10 gram memiliki nilai K_f yang lebih besar. Hal ini menunjukkan bahwa tingkat penyerapan oleh arang aktif pada jumlah adsorben 10 gram lebih efektif dari jumlah adsorben 30 gram.

Penambahan jumlah adsorben menjadi 30 gram tidak menambah efektifitas penyerapan, karena jumlah adsorben yang dibutuhkan sudah lebih dari cukup untuk menyerap logam berat Cu^{2+} pada larutan. Sehingga jumlah 10 gram arang aktif sudah cukup memenuhi kebutuhan adsorben untuk menyerap Cu^{2+} pada larutan tersebut.

Dari dua percobaan yang menggunakan polutan yang berbeda dengan perlakuan dan konsentrasi yang sama, diperoleh nilai K_f yang menunjukkan bahwa jumlah 10 gram adsorben sudah cukup untuk menyerap logam berat yang terkandung dalam larutan tersebut. Selain itu, dari nilai K_f dapat diketahui juga bahwa nilai K_f dari Pb^{2+} lebih besar dari nilai K_f Cu^{2+} . Lebih tingginya nilai K_f pada Pb^{2+} disebabkan adanya

penyerapan yang lebih besar pada larutan Pb^{2+} sebagai akibat dari tingkat afinitas Pb^{2+} yang lebih tinggi dari Cu^{2+} . Sehingga dapat disimpulkan bahwa, arang aktif lebih efektif dalam menyerap Pb^{2+} dari pada Cu^{2+} .

4.5. Perhitungan Dengan Menggunakan Metode Langmuir

Metode Langmuir merupakan metode yang paling sering digunakan dalam membandingkan hasil perhitungan adsorpsi isoteremis dengan metode freundlich. Metode ini memiliki kelebihan kemudahan perhitungan dan pengamatan grafik. Berikut ini adalah perhitungan kapasitas adsorpsi karbon aktif dengan metode Langmuir.

Tabel 4.12. Perhitungan Nilai Adsorpsi Arang Aktif 10 gram Terhadap Pb^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isoteremis Langmuir.

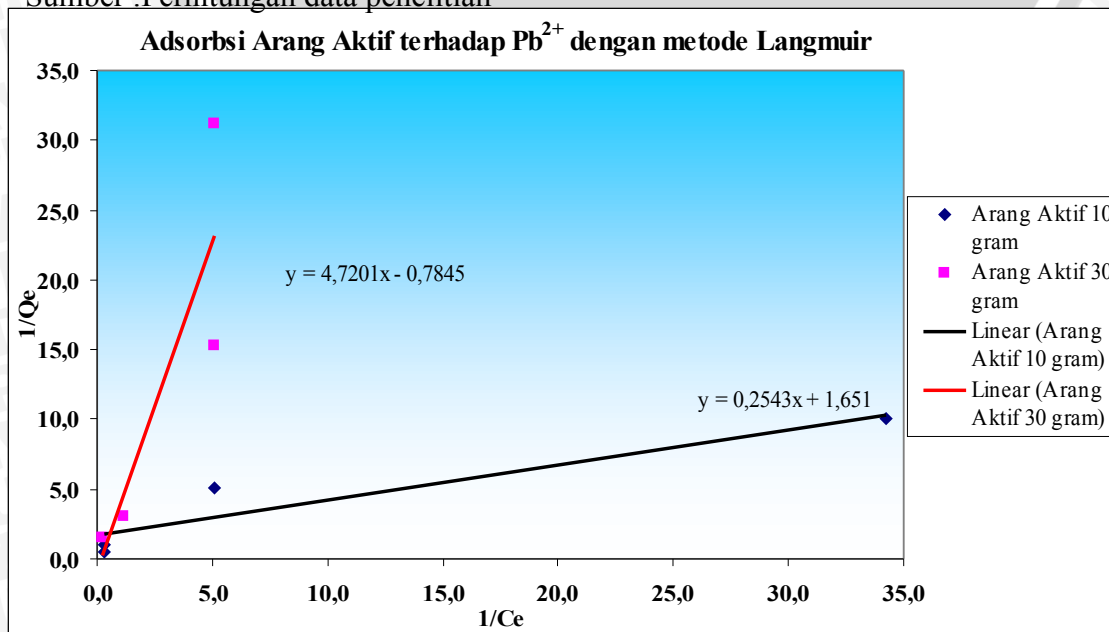
Tabung	1	2	3	4
Co (mg/l)	5	10	50	100
Ce (mg/l)	0,029	0,197	3,563	3,227
Qe (mg/g)	0,099	0,196	0,929	1,935
1/Ce	34,258	5,064	0,281	0,310
1/Qe	10,059	5,101	1,077	0,517

Sumber :Perhitungan data penelitian

Tabel 4.13. Perhitungan Nilai Adsorpsi Arang Aktif 30 gram Terhadap Pb^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isoteremis Langmuir.

Tabung	1	2	3	4
Co (mg/l)	5	10	50	100
Ce (mg/l)	0,197	0,197	0,871	4,405
Qe (mg/g)	0,032	0,065	0,328	0,637
1/Ce	5,064	5,064	1,149	0,227
1/Qe	31,234	15,302	3,053	1,569

Sumber :Perhitungan data penelitian



Gambar 4.9. Grafik Hubungan $1/C_e$ (Konsentrasi Akhir) Dengan $1/Q_e$ (Kapasitas Adsorpsi) Dalam Perhitungan Adsorpsi Arang Aktif Terhadap Pb^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Langmuir

Persamaan adsorpsi isotermis Langmuir dari kapasitas adsorpsi arang aktif untuk jenis polutan Pb^{2+} dengan jumlah adsorben 10 gram (Gambar 4.9) adalah

$$1 / Q_e = 1.651 + 0.2543 (1 / C_e) \quad \text{dengan: nilai } q_m = 0.606$$

$$\text{nilai } K_{ads} = 6.492$$

Persamaan adsorpsi isotermis Langmuir dari dari kapasitas adsorpsi arang aktif untuk jenis polutan Pb^{2+} dengan jumlah adsorben 30 gram (Gambar 4.9) adalah

$$1 / Q_e = -0.7845 + 4.7201 (1 / C_e) \quad \text{dengan: nilai } q_m = -1.273$$

$$\text{nilai } K_{ads} = -0.1662$$

Dari hasil Gambar 4.9 diatas dapat diketahui bahwa K_{ads} dari sampel dengan jumlah adsorben 10 gram memiliki nilai K_{ads} yang lebih besar. Hal ini menunjukkan bahwa tingkat penyerapan oleh arang aktif pada jumlah adsorben 10 gram lebih efektif dari jumlah adsorben 30 gram.

Penambahan jumlah adsorben menjadi 30 gram tidak menambah efektifitas penyerapan, karena jumlah adsorben yang dibutuhkan sudah lebih dari cukup untuk menyerap logam berat Pb^{2+} pada larutan. Sehingga jumlah 10 gram arang aktif sudah cukup memenuhi kebutuhan adsorben untuk menyerap Pb^{2+} pada larutan tersebut.

Dari Tabel 4.12 dan Tabel 4.13 diperoleh Q_e tertinggi adsorben pada jumlah adsorben 10 gram sebesar 1.935 dan nilai Q_e adsorben pada jumlah adsorben 30 gram mencapai titik tertinggi, pada nilai 0.637. dapat disimpulkan bahwa kemampuan adsorpsi dari arang aktif cukup besar. Besarnya jumlah polutan yang terserap hampir 2 kali berat dari adsorben itu sendiri. Kemampuan adsorpsi dari arang aktif yang cukup besar ini dapat bertambah lagi, karena nilai ini bukan kapasitas maksimum dari kemampuan adsorpsi dari arang aktif itu sendiri. Saat arang aktif mencapai titik jenuh (kemampuan adsorpsi maksimal tercapai). Maka kemampuan (Q_e) arang aktif dalam mengadsorpsi polutan akan mencapai nilai yang tetap atau stabil.

Jumlah adsorben yang diberikan harus disesuaikan dengan jumlah logam berat yang akan diserap. Jumlah adsorben yang berlebihan akan menurunkan tingkat efektifitas adsorpsi dari adsorben itu sendiri. Terlalu banyak adsorben yang digunakan mengakibatkan borosnya adsorben yang digunakan, sehingga biaya yang diperlukan untuk proses penurunan kadar logam berat ini lebih tinggi dari seharusnya. Dan begitu juga sebaliknya jika adsorben kurang dari kebutuhan yang seharusnya, tingkat penurunan yang diinginkan tidak dapat terpenuhi, dan diperlukan pengolahan air kembali untuk memperoleh hasil yang diinginkan.

Tabel 4.14. Perhitungan Nilai Adsorpsi Arang Aktif 10 gram Terhadap Cu^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Langmuir.

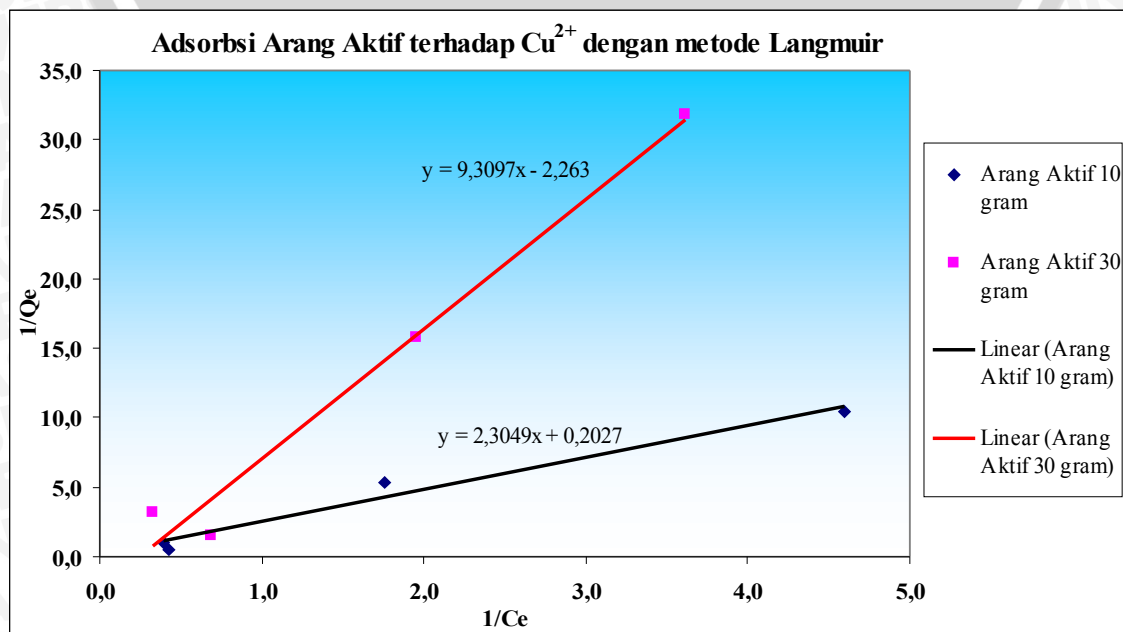
Tabung	1	2	3	4
Co (mg/l)	5	10	50	100
Ce (mg/l)	0,218	0,571	2,571	2,335
Qe (mg/g)	0,096	0,189	0,949	1,953
1/Ce	4,595	1,753	0,389	0,428
1/Qe	10,455	5,303	1,054	0,512

Sumber :Perhitungan data penelitian

Tabel 4.15. Perhitungan Nilai Adsorpsi Arang Aktif 30 gram Terhadap Cu^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Langmuir.

Tabung	1	2	3	4
Co (mg/l)	5	10	50	100
Ce (mg/l)	0,276	0,512	3,041	1,453
Qe (mg/g)	0,031	0,063	0,313	0,657
1/Ce	3,617	1,954	0,329	0,688
1/Qe	31,756	15,809	3,194	1,522

Sumber :Perhitungan data penelitian



Gambar 4.10. Grafik Hubungan $1/Q_e$ (Konsentrasi Akhir) Dengan $1/Q_e$ (Kapasitas Adsorpsi) Dalam Perhitungan Adsorpsi Arang Aktif Terhadap Cu^{2+} Dengan Metode Adsorpsi Isotermis Langmuir

Persamaan adsorpsi isotermis Langmuir dari kapasitas adsorpsi arang aktif untuk jenis polutan Cu^{2+} dengan jumlah adsorben 10 gram (Gambar 4.10) adalah

$$1 / Q_e = 0.2027 + 2.3049(1 / C_e) \quad \text{dengan: nilai } q_m = 4.933$$

$$\text{nilai } K_{ads} = 0.088$$

Persamaan adsorpsi isotermis Langmuir dari kapasitas adsorpsi arang aktif untuk jenis polutan Cu^{2+} dengan jumlah adsorben 30 gram (Gambar 4.10) adalah

$$1 / Q_e = -2.263 + 9.3097(1 / C_e) \quad \text{dengan: nilai } q_m = -0.442$$

$$\text{nilai } K_{ads} = -0.243$$

Dari hasil Gambar 4.10 diatas dapat diketahui bahwa K_{ads} dari sampel dengan jumlah adsorben 10 gram memiliki nilai K_{ads} yang lebih besar. Hal ini menunjukkan bahwa tingkat penyerapan oleh arang aktif pada jumlah adsorben 10 gram lebih efektif dari jumlah adsorben 30 gram.

Penambahan jumlah adsorben menjadi 30 gram tidak menambah efektifitas penyerapan, karena jumlah adsorben yang dibutuhkan sudah lebih dari cukup untuk menyerap logam berat Cu^{2+} pada larutan. Sehingga jumlah 10 gram arang aktif sudah cukup memenuhi kebutuhan adsorben untuk menyerap Cu^{2+} pada larutan tersebut.

Dari dua metode yang digunakan diperoleh dua kesimpulan yang sama yaitu tingkat adsorpsi yang lebih baik dari arang aktif dalam menyerap Pb^{2+} dari pada Cu^{2+} . Dari dua persamaan ini dapat disimpulkan bahwa arang aktif memiliki kemampuan adsorpsi yang besar dan besarnya tingkat adsorpsi dipengaruhi oleh tingkat afinitas ion logam berat dalam larutan. Selain itu, pH yang tinggi merupakan faktor pendukung selektivitas adsorpsi arang aktif terhadap logam berat.

Arang aktif juga mempunyai kecenderungan untuk "memilih" atau menyukai suatu jenis sorbat (selectivity), dibanding jenis sorbat yang lain. Selain karena karakteristik arang aktif, sorbet dari jenis kation misalnya, akan tersorpsi sesuai dengan prinsip asam dan basa lewis (HSAB). Dalam prinsip HSAB, misalnya, suatu basa lewis kuat cenderung untuk memilih anion basa Lewis kuat sebagai pasangannya. Karena sifat arang aktif dan logam berat yang memenuhi prinsip (HSAB), maka kecenderungan

adsorpsi arang aktif adalah memilih logam berat yang merupakan kation dari basa sedang. Hal ini dijelaskan pada teori selektivitas.

4.6. Perencanaan Instalasi Pengolah Limbah Sederhana

Dengan menggunakan dua metode perhitungan adsorpsi yaitu Freundlich dan Langmuir, dapat direncanakan suatu alat *contactor* sebagai alat pengolah limbah sederhana yang dapat menurunkan kadar limbah logam berat Pb^{2+} atau Cu^{2+} dengan cara adsorpsi menggunakan adsorben yang telah ditentukan.

Arang aktif dengan spesifikasi gradasi butiran lolos ayakan no.20 terbukti daya serap lebih baik dalam menyerap limbah logam berat Pb^{2+} dari pada kemampuannya dalam menyerap Cu^{2+} pada proses adsorpsi, maka dalam perencanaan ini data dan jenis adsorben yang digunakan dalam perancangan adalah berasal dari adsorben karbon aktif dalam menyerap logam berat Pb^{2+} .

Berikut ini merupakan langkah-langkah perancangan instalasi pengolah limbah sederhana dengan menggunakan adsorben arang aktif pada sebuah contoh kasus hipotetik untuk menggambarkan metode yang digunakan dalam perancangan dengan data-data yang telah didapat dari perhitungan sebelumnya.

Instalasi pengelolaan limbah Pb

Dari perhitungan dengan metode Freundlich dan Langmuir diperoleh data-data yang sebagai berikut:

1. Diketahui sebuah *contactor* dengan dasar tetap (*fixed-bed*) mempunyai debit *inflow* (Q) sebesar 250 L/menit.
2. Limbah dengan kandungan polutan logam berat Pb^{2+} yang akan dialirkan mempunyai konsentrasi awal (C_0) 1 mg/L. Limbah tersebut diharapkan mempunyai konsentrasi akhir (C_e) setelah pengolahan sebesar 0,005 mg/L.
3. Massa jenis karbon aktif tipe butiran (*Granular Activated Carbon*) yang digunakan dalam *contactor* sebesar 450 g/L.
4. Arang aktif yang digunakan mempunyai faktor kapasitas Freundlich (K_f) 0,624 $(mg/g)(L/mg)^{1/n}$, dan parameter intensitas Freundlich arang aktif tersebut ($1/n$) sebesar 0,582.
5. Dari desain *contactor* didapat *Empty Bed Contact Time* (EBCT) sebesar 20 menit.

Dari data-data diatas, dapat ditentukan:

1. Jumlah karbon aktif yang diperlukan dalam *contactor*
2. Umur karbon aktif pada dasar *contactor* (*bed life*)

Penyelesaian :

1. Menentukan laju/kadar penggunaan GAC untuk polutan tersebut.

Laju/kadar penggunaan GAC ditentukan dengan :

$$\begin{aligned} \frac{m_{GAC}}{Q_t} &= \frac{C_o - C_e}{q_e} = \frac{C_o - C_e}{(K_f C_o)^{1/n}} \\ &= \frac{(1,0 \text{ mg/L})}{0,624 (\text{mg/g})(\text{L/mg})^{0,582} (1,0 \text{ mg/L})^{0,582}} \\ &= 1,316 \text{ grGAC/L} \end{aligned}$$

2. Menghitung massa karbon aktif yang digunakan untuk EBCT selama 10 menit.

$$\text{Massa GAC pada dasar} = V_b \rho_{GAC} = \text{EBCT} \times Q \times \rho_{GAC}$$

$$\begin{aligned} \text{Karbon aktif yang diperlukan} &= 20 \text{ menit} \cdot (250 \text{ L/menit}) \cdot (450 \text{ g/L}) \\ &= 2,25 \times 10^6 \text{ gr} \end{aligned}$$

3. Menentukan volume air yang dapat diolah dengan EBCT selama 10 menit.

Volume air yang dapat diolah

$$\begin{aligned} &= \frac{\text{massa karbon aktif yang diperlukan untuk EBCT tertentu}}{\text{laju penggunaan GAC}} \\ &= \frac{2,25 \times 10^6 \text{ g}}{(1,316 \text{ grGAC/L})} \\ &= 1,7 \times 10^6 \text{ L} \end{aligned}$$

4. Menghitung umur dari karbon aktif (*bed life*)

$$\begin{aligned} \text{Bed life} &= \frac{\text{volume dari air yang dapat diolah untuk EBCT tertentu}}{Q} \\ &= \frac{1,7 \times 10^6 \text{ L}}{(250 \text{ L/menit})(1440 \text{ menit/hari})} \\ &= 4,75 \text{ hari} \end{aligned}$$

Instalasi pengelolaan limbah Cu

Dari perhitungan dengan metode Freundlich dan Langmuir diperoleh data-data yang sebagai berikut:

1. Diketahui sebuah *contactor* dengan dasar tetap (*fixed-bed*) mempunyai debit *inflow* (Q) sebesar 250 L/menit.
2. Limbah dengan kandungan polutan logam berat Cu^{2+} yang akan dialirkan mempunyai konsentrasi awal (C_0) 1 mg/L. Limbah tersebut diharapkan mempunyai konsentrasi akhir (C_e) setelah pengolahan sebesar 0,005 mg/L.
3. Massa jenis karbon aktif tipe butiran (*Granular Activated Carbon*) yang digunakan dalam *contactor* sebesar 450 g/L.
4. Arang aktif yang digunakan mempunyai faktor kapasitas Freundlich (K_f) 0,464 $(\text{mg/g})(\text{L/mg})^{1/n}$, dan parameter intensitas Freundlich arang aktif tersebut ($1/n$) sebesar 1,131.
5. Dari desain *contactor* didapat *Empty Bed Contact Time* (EBCT) sebesar 20 menit.

Dari data-data diatas, dapat ditentukan:

1. Jumlah karbon aktif yang diperlukan dalam *contactor*
2. Umur karbon aktif pada dasar *contactor* (*bed life*)

Penyelesaian :

1. Menentukan laju/kadar penggunaan GAC untuk polutan tersebut.

Laju/kadar penggunaan GAC ditentukan dengan :

$$\begin{aligned} \frac{m_{GAC}}{Q_t} &= \frac{C_0 - C_e}{q_e} = \frac{C_0 - C_e}{(K_f C_0)^{1/n}} \\ &= \frac{0,995(\text{mg} / \text{l})}{0,464(\text{mg} / \text{g})(\text{L} / \text{mg})^{1,131} \times 1,0(\text{mg} / \text{L})^{1,131}} \\ &= 2,372 \text{ grGAC} / \text{L} \end{aligned}$$

2. Menghitung massa karbon aktif yang digunakan untuk EBCT selama 10 menit.

$$\text{Massa GAC pada dasar} = V_b \rho_{GAC} = \text{EBCT} \times Q \times \rho_{GAC}$$

$$\begin{aligned} \text{Karbon aktif yang diperlukan} &= 20 \text{ menit} \cdot (250 \text{ L/menit}) \cdot (450 \text{ g/L}) \\ &= 2,25 \times 10^6 \text{ gr} \end{aligned}$$

3. Menentukan volume air yang dapat diolah dengan EBCT selama 10 menit.

Volume air yang dapat diolah

$$\text{EBCT} = \frac{\text{massa karbon aktif yang diperlukan untuk EBCT tertentu}}{\text{laju penggunaan GAC}}$$

$$= \frac{2,25 \times 10^6 \text{ g}}{(2,372 \text{ grGAC/L})}$$

$$= 9,5 \times 10^5 \text{ L}$$

4. Menghitung umur dari karbon aktif (*bed life*)

$$\text{Bed life} = \frac{\text{volume dari air yang dapat diolah untuk EBCT tertentu}}{Q}$$

$$= \frac{9,5 \times 10^5 \text{ L}}{(250 \text{ L/menit})(1440 \text{ menit/hari})}$$

$$= 2,64 \text{ hari}$$



BAB V PENUTUP

5.1. Kesimpulan

Berdasarkan uraian tentang hasil penelitian pada bab sebelumnya, maka dapat diambil beberapa kesimpulan sebagai berikut:

1. Pada umumnya, kemampuan adsorpsi arang aktif lebih efektif pada jumlah adsorben 10 gram. Hal ini dapat diketahui dari nilai K_f yang lebih tinggi untuk jumlah 10 gram adsorben pada persamaan adsorpsi isothermis Freundlich dan K_{ads} yang lebih tinggi untuk jumlah 10 gram adsorben pada persamaan adsorpsi isothermis Langmuir.
 - Pada perhitungan adsorpsi arang aktif terhadap Pb^{2+} diperoleh Persamaan adsorpsi isotherm sebagai berikut.
 - a. Untuk jumlah adsorben 10 gram, diperoleh persamaan adsorpsi isothermis Freundlich $\text{Log } Q_e = \text{Log}(-0.2050) + 0.5821 \text{Log}C_e$ dengan $K_f = 0.624$, dan persamaan adsorpsi isothermis Langmuir arang aktif yang diperoleh adalah $1/Q_e = 1.651 + 0.2543(1/C_e)$ dengan $K_{ads} = 6.492$
 - b. Untuk jumlah adsorben 30 gram, diperoleh persamaan adsorpsi isothermis Freundlich $\text{Log } Q_e = \text{Log}(-0.6641) + 0.8908 \text{Log}C_e$ dengan $K_f = 0.217$, dan persamaan adsorpsi isothermis Langmuir arang aktif yang diperoleh adalah $1/Q_e = -0.7845 + 4.7201(1/C_e)$ dengan $K_{ads} = -0.1662$
 - Pada perhitungan adsorpsi arang aktif terhadap Cu^{2+} diperoleh Persamaan adsorpsi isotherm sebagai berikut.
 - a. Untuk jumlah adsorben 10 gram, diperoleh persamaan adsorpsi isothermis Freundlich $\text{Log } Q_e = \text{Log}(-0.3329) + 1.1311 \text{Log}C_e$ dengan $K_f = 0.464$, dan persamaan adsorpsi isothermis Langmuir arang aktif yang diperoleh adalah $1/Q_e = 0.2027 + 2.3049(1/C_e)$ dengan $K_{ads} = 0.088$
 - b. Untuk jumlah adsorben 30 gram, diperoleh persamaan adsorpsi isothermis Freundlich $\text{Log } Q_e = \text{Log}(-0.7883) + 1.1482 \text{Log}C_e$ dengan $K_f = 0.163$, dan persamaan adsorpsi isothermis Langmuir arang aktif

yang diperoleh adalah $1/Q_e = -2.2630 + 9.3097(1/C_e)$ dengan $K_{ads} = -0.243$

- Kemampuan adsorpsi arang aktif terhadap Pb^{2+} lebih tinggi dari pada adsorpsi terhadap Cu^{2+} ditunjukkan oleh besaran nilai K_f dan K_{ads} yang lebih tinggi pada persamaan adsorpsi isothermis Freundlich dan Langmuir untuk 10 gram arang aktif terhadap Pb^{2+} .
2. Efektifitas adsorpsi pada arang aktif sebagai adsorben dalam menyerap logam berat Pb^{2+} dan Cu^{2+} cukup tinggi, yaitu lebih dari 95%.
- Dari hasil perhitungan Freundlich dan Langmuir dapat diketahui tingkat penyerapan logam berat oleh arang aktif. Dan hasil yang diperoleh cukup memuaskan. Pada jumlah adsorben 10 gram diperoleh kemampuan penyerapan logam berat oleh arang aktif sebesar 1.935 mg/g.
 - Dari hasil yang diperoleh, jumlah adsorben 10 gram adalah jumlah yang cukup efektif dalam menurunkan kadar logam berat Pb^{2+} dan Cu^{2+} , dibandingkan jumlah adsorben 30 gram. Hal ini disebabkan oleh jumlah 10 gram adsorben mendekati titik efisien kebutuhan adsorben dalam menyerap logam berat .
 - Kemampuan adsorpsi arang aktif terhadap logam berat Pb^{2+} lebih efektif dari pada kemampuan adsorpsi arang aktif terhadap logam berat Cu^{2+} , hal ini disebabkan oleh afinitas arang aktif terhadap Pb^{2+} lebih besar daripada Cu^{2+} .
3. Dari bab IV diperoleh jumlah karbon aktif dan usia pemakaiannya pada desain awal (*preliminary design*) instalasi pengolahan limbah cair sederhana untuk logam berat Pb dengan berdasarkan parameter adsorpsi isothermis dan data-data pelengkap sebagai berikut:
- a. Debit, $Q = 250$ L/min
 - b. Konsentrasi awal, $C_o = 1$ mg/L
 - c. Konsentrasi akhir, $C_e = 0,005$ mg/L
 - d. Massa jenis GAC = 450 g/L
 - e. *Empty Bed Contact Time* (EBCT) = 20 menit
 - f. Usia pemakaian arang aktif = 4,75 hari
- Dan untuk logam berat Cu diperoleh data dan hasil perhitungan sebagai berikut:
- a. Debit, $Q = 250$ L/min
 - b. Konsentrasi awal, $C_o = 1$ mg/L
 - c. Konsentrasi akhir, $C_e = 0,005$ mg/L

- d. Massa jenis GAC = 450 g/L
- e. *Empty Bed Contact Time* (EBCT) = 20 menit
- f. Usia pemakaian arang aktif = 2,64 hari

5.2. Saran

Berdasarkan pelaksanaan penelitian yang telah dilakukan, ada hal-hal yang perlu diperhatikan antara lain:

1. Mengingat pentingnya penyediaan air bersih yang semakin meningkat kebutuhannya, diharapkan perlu diadakannya pengembangan teknologi dalam penyediaan air bersih yang sederhana, murah dan mudah dalam pembuatannya.
2. Penelitian ini adalah penelitian pendahuluan pada desain awal (*preliminary design*) instalasi pengolahan limbah cair sederhana sehingga perlu dikaji lebih lanjut dalam perencanaan instalasi pengolahan limbah.
3. Agar diperoleh hasil yang maksimal dalam pengolahan limbah cair dengan cara adsorpsi, perlu dilakukan penelitian lanjutan terhadap karakteristik adsorpsi arang aktif.
4. Dalam penelitian di laboratorium, sangat diperlukan ketelitian dan akurasi dalam penggunaan alat. Dengan demikian kalibrasi peralatan sangat diperlukan untuk memperkecil kesalahan pengukuran.
5. Untuk penelitian berikutnya diharapkan.
 - Dilakukan uji polutan dengan interval yang sama agar diperoleh perubahan yang lebih stabil dan akurat.
 - Meningkatkan keseragaman gradasi adsorben yang digunakan.
 - Nilai pH sangat berpengaruh terhadap reaksi adsorpsi, sehingga perlu dilakukan perlakuan terhadap arang aktif yang akan dipakai, agar diperoleh hasil penelitian yang akurat tentang adsorpsi arang aktif. Perlakuan terhadap arang aktif ini adalah dengan mencuci arang aktif pada aquades hingga nilai pH dapat terkontrol pada nilai pH kisaran 7.

PERHITUNGAN DIMENSI CONTACTOR

Contactor yang digunakan didesain untuk adsorben arang aktif dengan kapasitas 5 m^3 , dan diameter contactor $0,6 \text{ m}$. Dari data dapat dihitung dimensi contactor. Berikut ini adalah perhitungan dimensi contactor :

1. Menentukan luas penampang dasar dengan diameter $0,6 \text{ m}$

$$\begin{aligned} A_b &= \frac{1}{4} \pi d^2 \\ &= \frac{1}{4} \cdot 3,14 \cdot 0,6^2 \\ &= 1,88 \text{ m}^2 \end{aligned}$$

2. Menentukan panjang dari karbon aktif dalam contactor

$$\begin{aligned} D &= \frac{1}{4} \pi d^2 \\ &= \frac{1}{4} \cdot 3,14 \cdot 0,6^2 \\ &= 1,88 \text{ m}^2 \end{aligned}$$

3. Menentukan panjang dari karbon aktif dalam contactor

$$\begin{aligned} D &= \frac{V_b}{A_b} \\ &= \frac{9 \text{ m}^3}{3,14 \text{ m}^2} \\ &= 2,65 \text{ m} \end{aligned}$$

4. Filter yang digunakan menggunakan ketebalan 5 cm . Filter terbuat dari bahan kuat dan sanggup menaahan beban arang aktif.
5. Pipa untuk mengalirkan air limbah digunakan diameter 10 cm .
6. Ruang kosong diatas dan dibawah arang aktif digunakan
 $h = 0,5 \times \text{diameter contactor} = 0,3 \text{ m}$.
7. Tinggi contactor = $4 \times \text{tebal filter} + 2 \times \text{ruang penstabil aliran} + \text{tebal arang aktif}$
 $= 4 \times 0,05 + 2 \times 0,3 + 2,65 = 3,45$
8. Dari desain contactor diperoleh Empty Bed Contact Time (EBCT) sebesar :

$$\begin{aligned} \text{EBCT} &= \frac{V_b}{Q} \\ &= \frac{5}{0,25} \\ &= 20 \text{ menit.} \end{aligned}$$

