



UNIVERSITAS INDONESIA

**OPTIMASI PENGGUNAAN KOAGULAN PADA
PENGOLAHAN AIR LIMBAH BATUBARA**

SKRIPSI

**WAHYU ARDIE NUGROHO
0405060687**

**FAKULTAS TEKNIK UNIVERSITAS INDONESIA
DEPARTEMEN TEKNIK KIMIA
DEPOK
JULI 2009**



UNIVERSITAS INDONESIA

**OPTIMASI PENGGUNAAN KOAGULAN PADA
PENGOLAHAN AIR LIMBAH BATUBARA**

SKRIPSI

Diajukan sebagai salah satu syarat untuk memperoleh gelar sarjana

**WAHYU ARDIE NUGROHO
0405060687**

**FAKULTAS TEKNIK UNIVERSITAS INDONESIA
DEPARTEMEN TEKNIK KIMIA
DEPOK
JULI 2009**

HALAMAN PERNYATAAN ORISINALITAS

Skripsi ini adalah hasil karya saya sendiri, dan semua sumber baik yang dikutip maupun dirujuk telah saya nyatakan dengan benar.

Nama : Wahyu Ardie Nugroho

NPM : 0405060687

Tanda Tangan : 

Tanggal : 12 Juli 2009

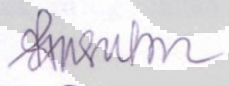

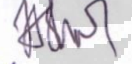

HALAMAN PENGESAHAN

Skripsi ini diajukan oleh :

Nama : Wahyu Ardie Nugroho
NPM : 0405060687
Program Studi : Teknik Kimia
Judul Skripsi : Optimasi Penggunaan Koagulan Pada Pengolahan Air Limbah Batubara

Telah berhasil dipertahankan di hadapan Dewan Penguji dan diterima sebagai bagian persyaratan yang diperlukan untuk memperoleh gelar Sarjana Teknik pada Program Studi Teknik Kimia, Fakultas Teknik, Universitas Indonesia

DEWAN PENGUJI

Pembimbing : Ir. Praswasti PDK Wulan, M.T. ()
Pembimbing : Dr.-Ing. Misri Gozan, M.Tech ()
Penguji : Dr. Ir. Heri Hermansyah, M. Eng ()
Penguji : Ir. Dianursanti, M.T. ()

Ditetapkan di : Depok
Tanggal : 12 Juli 2009

UCAPAN TERIMA KASIH

Puji syukur saya panjatkan kepada Tuhan Yang Maha Esa atas berkat dan rahmat-Nya, saya dapat menyelesaikan skripsi ini. Penulisan skripsi ini dilakukan dalam rangka memenuhi salah satu syarat untuk meraih gelar sarjana Teknik di Departemen Teknik Kimia Fakultas Teknik Universitas Indonesia. Dalam kesempatan ini penulis ingin mengucapkan terimakasih kepada :

- (1) Ir Praswasti PDK Wulan, M.T., selaku dosen pembimbing pertama yang telah menyediakan waktu, tenaga, dan pikiran untuk mengarahkan saya dalam penyusunan skripsi.
- (2) Dr-Ing. Misri Gozan, M.Tech selaku dosen pembimbing kedua yang telah menyediakan waktu, tenaga, dan pikiran untuk mengarahkan saya dalam penyusunan skripsi.
- (3) Prof, Dr. Ir. Widodo W. Purwanto, DEA selaku Ketua Departemen Teknik Kimia FTUI beserta seluruh dosen yang telah memberikan ilmu dan membagikan wawasannya.
- (4) Mbak Fita selaku penanggung jawab laboratorium bioproses atas segala bantuan yang diberikan
- (5) Bapak, Ibu, dan Mas Angga yang selalu memberi semangat, doa, serta dukungannya yang memotivasi saya untuk dapat menyelesaikan skripsi ini
- (6) Semua teman-teman yang tidak dapat disebutkan satu demi satu, yang selalu memberikan bantuan dan semangat

Akhir kata, saya berharap Tuhan Yang Maha Esa berkenan membalas segala kebaikan semua pihak yang telah membantu. Semoga skripsi ini membawa manfaat bagi pengembangan ilmu pengetahuan.

Depok, 12 Juli 2009

Wahyu Ardie Nugroho

**HALAMAN PERNYATAAN PERSETUJUAN PUBLIKASI
TUGAS AKHIR UNTUK KEPENTINGAN AKADEMIS**

Sebagai sivitas akademik Universitas Indonesia, saya yang bertanda tangan di bawah ini :

Nama : Wahyu Ardie Nugroho

NPM : 0405060687

Program Studi : Teknik Kimia

Departemen : Teknik Kimia

Fakultas : Teknik

Jenis Karya : Skripsi

demikian demi pengembangan ilmu pengetahuan, menyetujui untuk memberikan kepada Universitas Indonesia **Hak Bebas Royalti Noneksklusif (*Non-exclusive Royalty Free Right*)** atas karya ilmiah saya yang berjudul :

Optimasi Penggunaan Koagulan Pada Pengolahan Air Limbah Batubara

beserta perangkat yang ada (jika diperlukan). Dengan Hak Bebas Royalti Noneksklusif ini Universitas Indonesia berhak menyimpan, mengalihmedia/memformatkan, mengelola dalam bentuk pangkalan data (*database*), merawat, dan memublikasikan tugas akhir saya selama tetap mencantumkan nama saya sebagai penulis/pencipta dari pemilik hak cipta.

Demikian pernyataan ini saya buat dengan sebenarnya

Dibuat di : Depok

Pada tanggal : 12 Juli 2009

Yang Menyatakan


Wahyu Ardie nugroho

ABSTRAK

Nama : Wahyu Ardie Nugroho
Program Studi : Teknik Kimia
Judul : Optimasi Penggunaan koagulan Pada Pengolahan Air Limbah Batubara

Uji koagulasi air limbah batubara dilakukan dengan metode *jar test*. Percobaan dilakukan dengan membandingkan kinerja koagulan pada variasi pH dan dosis. Koagulan yang dipakai adalah FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, PAC, dan *Nalco 8100*. Penentuan kondisi optimal dilakukan dengan variasi derajat keasaman pada pH 5, 6, 7, dan 8 dengan memvariasikan dosis pada tiap pH. Parameter yang diuji adalah turbiditas, pH, TSS dan kandungan logam. Hasil uji laboratorium menunjukkan bahwa koagulan yang paling efektif dalam menurunkan kandungan kontaminan adalah *Nalco 8100*. Kondisi optimal dicapai pada pH 8 dan dosis 1 ppm.

Kata kunci: Koagulan, *Jar test*, Batubara, Limbah

ABSTRACT

Name : Wahyu Ardie Nugroho
Study Program: Chemical Engineering
Title : Optimization of Coagulant Utilization For Coal Wastewater Treatment

Coagulation Test for coal wastewater was conducted with jar test method. This research was performed by comparing coagulant activity with pH and dosage variation. Coagulant used in this research are FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, PAC, dan *Nalco 8100*. Optimum condition was identified by varying acidity on pH of 5, 6, 7, and 8 with dosage variation on each pH. The parameter tested are turbidity, pH, TSS, and dissolved metal. Laboratory test result showed that the most effective coagulant to reduce contaminant substances is *Nalco 8100*. Optimum condition was reached at pH of 8 and 1 ppm.

Keyword: Coagulant, Jar test, Coal, Waste

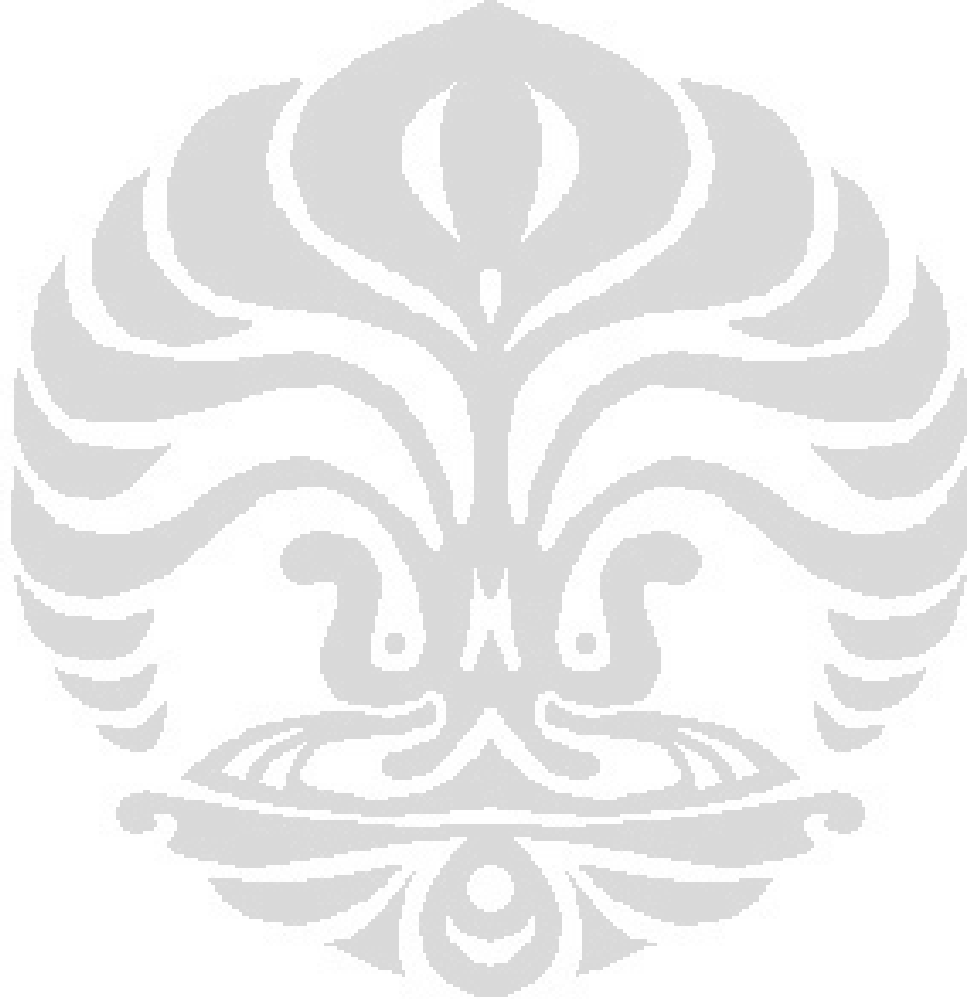
DAFTAR ISI

HALAMAN JUDUL	i
HALAMAN PERNYATAAN ORISINALITAS	ii
HALAMAN PENGESAHAN	iii
UCAPAN TERIMA KASIH.....	iv
LEMBAR PERSETUJUAN PUBLIKASI KARYA ILMIAH.....	v
ABSTRAK.....	vi
DAFTAR ISI.....	vii
DAFTAR TABEL.....	ix
DAFTAR GAMBAR	x
DAFTAR LAMPIRAN.....	xi
BAB 1 PENDAHULUAN	1
1.1 Latar Belakang Masalah	1
1.2 Rumusan Masalah.....	3
1.3 Tujuan Penelitian	3
1.4 Batasan Masalah	3
1.5 Sistematika Penulisan	4
BAB 2 TINJAUAN PUSTAKA.....	5
2.1 Batubara	5
2.1.1 Pembentukan Batubara	5
2.1.2 Pengolahan Batubara	7
2.2 Sifat Ketidakmurnian Air.....	7
2.3 Padatan Tersuspensi Total	9
2.4 Padatan Terlarut Total.....	13
2.5 Kelarutan.....	14
2.6 Pengolahan Air Limbah Batubara.....	16
2.7 Koagulasi	17
2.7.1 Mekanisme Destabilisasi	17
2.7.2 Koagulan.....	20
2.7.3 Pengadukan.....	22
2.8 Flokulasi.....	24
BAB 3 METODE PENELITIAN.....	26
3.1 Diagram Alir Penelitian	26
3.2 Alat dan Bahan.....	27
3.2.1 Peralatan.....	27
3.2.2 Bahan	28
3.3 Prosedur Penelitian	28
3.3.1 Persiapan.....	28
3.3.1.1 Pembuatan Model Air Limbah.....	28
3.3.1.2 Pembuatan Larutan Koagulan.....	29
3.3.2 <i>Jar Test</i>	29
3.3.3 Pengukuran TSS.....	30

3.3.4	Pengukuran Kandungan Logam.....	30
3.4	Variabel Penelitian.....	31
3.5	Data Pengamatan	31
3.6	Pengolahan Data	32
BAB 4	HASIL DAN PEMBAHASAN.....	33
4.1	Analisis Prosedur Percobaan.....	33
4.2	Analisis Hasil <i>jar Test</i>	34
4.2.1	Koagulan FeCl ₃	34
4.2.1.1	Pengaruh Dosis	34
4.2.1.2	Pengaruh pH.....	36
4.2.1.3	Analisis TSS Dan Kandungan Logam	37
4.2.2	Koagulan Al ₂ (SO ₄) ₃	39
4.2.2.1	Pengaruh Dosis	39
4.2.2.2	Pengaruh pH.....	40
4.2.2.3	Analisis TSS Dan Kandungan Logam	41
4.2.3	Koagulan PAC	43
4.2.3.1	Pengaruh Dosis	43
4.2.3.2	Pengaruh pH.....	44
4.2.3.3	Analisis TSS Dan Kandungan Logam	45
4.2.4	Koagulan Nalco 8100	46
4.2.4.1	Pengaruh Dosis	46
4.2.4.2	Pengaruh pH.....	47
4.2.4.3	Analisis TSS Dan Kandungan Logam	48
4.3	Evaluasi Biaya Koagulan.....	50
BAB 5	KESIMPULAN DAN SARAN.....	51
5.1	Kesimpulan	51
5.2	Saran	52
	DAFTAR REFERENSI.....	53
	LAMPIRAN.....	55

DAFTAR TABEL

Tabel 2.1 Ukuran Partikel Yang Biasa Ditemukan Dalam Pengolahan Air (Qasim, 2000).....	10
Tabel 4.1 Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan Koagulan FeCl	38
Tabel 4.2 Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan koagulan Alum	42
Tabel 4.3 Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan koagulan PAC	46
Tabel 4.4 Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan koagulan Nalco 8100.....	49
Tabel 4.5 Daftar Harga Koagulan.....	50
Tabel 4.6 Biaya Koagulan.....	50

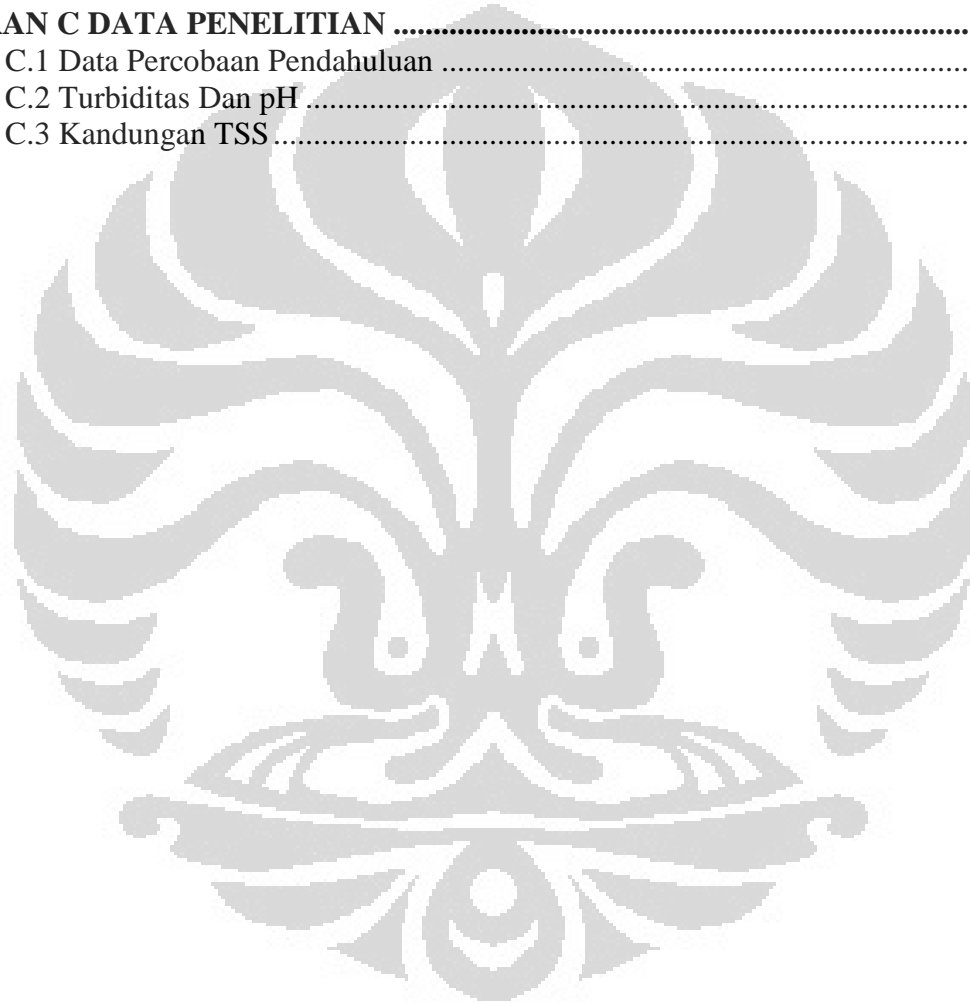


DAFTAR GAMBAR

Gambar 2.1. Skema Proses Pembatubaraan (Krevelen, 1993)	6
Gambar 2.2 Model Partikel koloid (Qasim, 2000)	11
Gambar 2.3 Gaya yang Berlaku Pada Koloid (Qasim, 2000).....	12
Gambar 2.4 Kesetimbangan Larutan Dari Hidroksida Besi Di Air (Sundstrom 1979).....	15
Gambar 2.5 Kesetimbangan Larutan Dari Hidroksida Alumunium Di Air (Sundstrom 1979)...	16
Gambar 2.6 Gaya pada partikel koloid setelah kompresi lapisan ganda (Qasim, 2000)	18
Gambar 2.7 Mekanisme <i>bridging</i> (Nalco, 2006).....	19
Gambar 2.8 Tipe Desain Kolam Pengadukan.....	24
Gambar 3.1 Diagram Alir Penelitian	26
Gambar 4.1 Pengaruh Variasi Dosis $FeCl_3$ terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda.....	35
Gambar 4.2 Nilai Penurunan pH Pada Dosis Koagulan $FeCl_3$ Yang Berbeda	37
Gambar 4.3 Pengaruh Variasi Dosis Koagulan $FeCl_3$ terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda....	38
Gambar 4.4 Pengaruh Variasi Dosis alum terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda.....	39
Gambar 4.5 Nilai Penurunan pH Pada Dosis Koagulan Alum Yang Berbeda	41
Gambar 4.6 Pengaruh Variasi Dosis Koagulan alum terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda....	42
Gambar 4.7 Pengaruh Variasi Dosis PAC terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda	43
Gambar 4.8 Nilai Penurunan pH Pada Dosis Koagulan PAC Yang Berbeda.....	44
Gambar 4.9 Pengaruh Variasi Dosis Koagulan PAC terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda....	45
Gambar 4.10 Pengaruh Variasi Dosis Nalco 8100 terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda	47
Gambar 4.11 Nilai Kenaikan pH Pada Dosis Koagulan Nalco 8100 Yang Berbeda.....	48
Gambar 4.12 Pengaruh Variasi Dosis Koagulan Nalco 8100 terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda	49

DAFTAR LAMPIRAN

LAMPIRAN A DATA PENDUKUNG.....	55
Baku Mutu Air Limbah Pengolahan Batubara.....	55
LAMPIRAN B PERHITUNGAN.....	55
Lampiran B.1 Perhitungan Biaya Koagulan	55
Lampiran B.2 Perhitungan TSS	56
LAMPIRAN C DATA PENELITIAN	57
Lampiran C.1 Data Percobaan Pendahuluan	57
Lampiran C.2 Turbiditas Dan pH	58
Lampiran C.3 Kandungan TSS.....	68



BAB 1

PENDAHULUAN

1.1 Latar Belakang

Saat ini, kegiatan pertambangan batubara di Indonesia terus meningkat. Produksi batubara Indonesia telah mencapai angka 178.8 juta metrik ton per tahun, dengan konsumsi dalam negeri sebesar 38.8 juta metrik ton dan ekspor sebesar 140 juta ton (Departemen ESDM, 2007). Dengan nilai ekspor yang ada, Indonesia telah menjadi pengeksport batubara termal terbesar di dunia. Hal ini tentu mendatangkan keuntungan bagi negara dalam bentuk devisa. Cadangan batubara yang ada diperkirakan sebesar 38.8 miliar metrik ton, dimana dengan laju produksi yang ada, pertambangan batubara akan dapat bertahan sampai lebih dari seratus tahun ke depan.

Selain mendatangkan keuntungan, ternyata kegiatan pertambangan juga memberikan dampak negatif, terutama bagi lingkungan yang ada di sekitar areal tambang. Polusi yang dihasilkan dapat merusak ekosistem yang ada dan juga dapat menjadi fatal bagi manusia terutama jika terdapat pemukiman di sekitar areal tambang. Kerusakan lingkungan seperti pembukaan lahan, polusi dari debu yang dihasilkan, sedimentasi dan erosi, dan terganggunya hidrologi yang disebabkan oleh air asam tambang yang dihasilkan akan menjadi hal yang serius jika tidak mendapatkan perhatian yang cukup dalam pengolahan limbah dan reklamasi kembali lahan bila tambang sudah ditinggalkan (Miller, 2005).

Air asam tambang merupakan limbah utama yang dihasilkan dari kegiatan penambangan batubara baik pada tahap ekstraksi dan juga pada tahap pemrosesan. Limbah ini merupakan limbah cair yang terbentuk dari terpaparnya mineral sulfida (pada umumnya *pyrite*) terhadap air dan udara yang mengakibatkan teroksidasinya sulfur dan menghasilkan keasaman yang tinggi dan meningkatnya konsentrasi sulfur, besi dan logam lainnya (EIA, 2002). Pada tahap ekstraksi, terganggunya aliran air pada aliran permukaan dan aliran di bawah

tanah yang terdapat pada areal tambang dapat menghasilkan air asam tambang, baik pada pertambangan bawah tanah ataupun pertambangan terbuka dengan perbandingan satu ton air asam tambang untuk setiap seribu ton batubara yang dihasilkan (Miller, 2005). Sedangkan pada tahap pemrosesan yang meliputi pencucian, penghancuran, dan penghilangan air, air asam tambang juga dihasilkan dalam jumlah besar.

Sesuai dengan Keputusan Menteri Lingkungan Hidup nomor 113 tahun 2003 tentang baku mutu air limbah bagi usaha dan atau kegiatan pertambangan batubara, setiap pertambangan batubara diharuskan mengolah terlebih dahulu air limbah mereka sebelum dikembalikan ke lingkungan. Parameter baku mutu yang dikontrol antara lain adalah pH, *Total suspended Solid* (TSS), kandungan besi (Fe), dan Kandungan mangan (Mn). Proses pengolahan air asam tambang yang umum digunakan untuk memenuhi baku mutu tersebut adalah pengendapan padatan tersuspensi dengan penambahan koagulan untuk menurunkan nilai TSS beserta kandungan logam dan pengaturan pH yang dilakukan setelahnya. Tetapi, sampai saat ini, kebanyakan dari sistem pengolahan yang ada masih belum memperhitungkan kondisi pada proses pengendapan seperti pH dan dosis optimum koagulan yang digunakan sehingga proses tersebut menjadi tidak efisien. Pada beberapa areal pertambangan batubara di Kalimantan yang tidak memperhatikan kondisi unit pengolahan limbahnya, dosis koagulan masih sering tidak diperhitungkan dan sering terjadi banjir jika hujan deras (Putra, 2007).

Pada penelitian ini, akan dilakukan metode *Jar test* untuk menentukan kondisi optimal proses pengendapan dengan membandingkan kinerja empat macam koagulan yaitu koagulan kationik FeCl_3 , koagulan kationik $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, koagulan polimer anorganik *Poly Alumunium Chloride* (PAC), dan koagulan polimer organik *Nalco 8100* dengan memvariasikan pH, dan dosis koagulan. Koagulan *Nalco 8100* dipilih sebagai koagulan polimer organik yang digunakan karena PT Nalco merupakan penyuplai tetap koagulan bagi banyak perusahaan di Indonesia sehingga mudah didapatkan.

1.2 Rumusan Masalah

Berdasarkan latar belakang masalah tersebut, maka dapat dirumuskan masalah sebagai berikut:

- Bagaimanakah kinerja koagulan yang digunakan pada proses pengendapan dalam pengolahan air limbah batubara?
- Berapakah pH yang harus dicapai sebagai kondisi optimal proses pengendapan?
- Berapa dosis koagulan yang harus ditambahkan sebagai kondisi optimal proses pengendapan?

1.3 Tujuan Penelitian

Penelitian ini bertujuan untuk mendapatkan kondisi optimal pada proses pengendapan dalam pengolahan air limbah batubara dengan membandingkan kinerja koagulan FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, *Poly Alumunium Chloride* (PAC), dan *Nalco* 8100 dan dengan memvariasikan pH dan dosis koagulan. Data-data yang dihasilkan adalah:

- Dosis koagulan per satuan volume limbah
- Turbiditas
- pH limbah
- *Total Suspended Solid* (TSS)
- Kandungan logam besi (Fe)
- Kandungan logam mangan (Mn)
- Kandungan logam Alumunium (Al)

1.4 Batasan Masalah

- Air limbah yang digunakan merupakan model air limbah
- Batubara yang digunakan merupakan batubara jenis sub-bituminus c
- Koagulan yang digunakan adalah FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, *Poly Alumunium Chloride* (PAC), dan *Nalco* 8100
- Metode yang dilakukan adalah metode jar test
- Penelitian dilakukan di laboratorium rekayasa bioproses, Departemen Teknik Kimia, Fakultas Teknik, Universitas Indonesia

- Uji kandungan logam dilakukan dengan menggunakan jasa PT Mutuagung Lestari

1.5 Sistematika Penulisan

Adapun sistematika penulisan makalah ini terdiri dari lima bab, yaitu pendahuluan, tinjauan pustaka, metodologi penelitian, hasil dan pembahasan dan kesimpulan. Berikut ini adalah kerangka sistematika penulisannya :

BAB I PENDAHULUAN

Bab ini terdiri atas latar belakang penulisan, rumusan masalah, tujuan penulisan skripsi, batasan masalah, dan sistematika penulisan.

BAB II TINJAUAN PUSTAKA

Bab ini berisi tinjauan umum mengenai btubara, sifat ketidakmurnian air, padatan tersuspensi total, padatan terlarut total, kelarutan, Pengolahan Air Limbah Batubara, koagulasi, dan flokulasi.

BAB III METODE PENELITIAN

Bab ini berisi prosedur penelitian, diagram alir penelitian, bahan dan alat yang digunakan dalam penelitian.

BAB IV HASIL DAN PEMBAHASAN

Bab ini berisi pembahasan pelaksanaan, pengamatan, dan hasil penelitian.

BAB V KESIMPULAN DAN SARAN

Bab ini berisi kesimpulan dari keseluruhan penelitian ini dan juga saran.

BAB 2

TINJAUAN PUSTAKA

2.1 Batubara

Batubara dapat didefinisikan sebagai batuan, sedimen, konglomerat, fosil biologis, sistem koloidal kompleks, yang heterogen secara kimia dan fisika yang dapat terbakar dan mengandung bahan-bahan organik dan non-organik. Material organiknya sebagian besar mengandung karbon, hidrogen, dan oksigen dengan kandungan lain seperti sulfur dan nitrogen. Kandungan non-organiknya terdiri dari senyawa pembentuk abu dengan jenis yang sangat beragam yang terdistribusi pada seluruh bagian batubara. Batubara merupakan bahan bakar fosil yang sangat berlimpah di dunia. Pada akhir tahun 2000, kandungan batubara yang sudah dieksploitasi mencapai 1083 triliun ton di seluruh dunia. Dengan basis equivalen minyak, jumlah total batubara yang dapat dieksploitasi masih lebih banyak dari cadangan minyak dan gas digabungkan dimana batubara telah dan akan terus menjadi sumber energi di dunia.

2.1.1 Pembentukan Batubara

Batubara ditemukan sebagai deposit dalam lapisan-lapisan yang berawal dari akumulasi vegetasi yang telah mengalami perubahan secara fisika dan kimia. Perubahan ini termasuk pembusukan vegetasi dan penguburan oleh proses pengendapan, pemadatan, dan perubahan dari tumbuhan yang tersisa menjadi batuan organik yang bisa kita lihat sekarang.

Proses geokimia yang mengubah material tumbuhan menjadi batubara disebut *coalification* atau pematubaraan dan secara sederhana dapat dinyatakan dengan:

Gambut → lignit → batubara subbituminus → batubara bituminus → antrasit

Pematubaraan dapat dijelaskan sebagai proses geokimia yang terdiri dari tiga proses, yaitu: degradasi mikrobial dari selulosa, konversi lignin tumbuhan menjadi material dengan kelembaban tinggi, dan kondensasi material lembab tersebut menjadi

molekul batubara yang lebih besar (Tatsch, 1980). Jenis pembusukan vegetasi, kondisi pembusukan, lingkungan pengendapan, dan pergerakan kerak bumi menjadi faktor penting yang menentukan sifat, kualitas, dan posisi relatif lapisan batubara. Gaya fisik yang mendesak deposit batubara merupakan faktor penting yang berperan dalam proses pematubaraan. Variasi komposisi kimia dari tumbuhan yang membentuk batubara berkontribusi dalam menentukan kandungan batubara. Vegetasi dari berbagai macam periode memiliki perbedaan yang sangat luas secara biologis dan kimia. Kedalaman, temperatur, tingkat keasaman, dan pergerakan air pada rawa tempat terbentuknya batubara juga berperan penting dalam pembentukan batubara.

Fase geokimia pada proses pematubaraan merupakan hasil dari temperatur dan tekanan yang terjadi selama jutaan tahun dan merupakan faktor terpenting dalam proses pematubaraan.

Material	Proses Parsial	Reaksi Kimia Utama
Vegatasi	Penggambutan	siklus hidup bakteri dan jamur
Gambut	Lignifikasi	oksidasi udara, dekarboksilasi, dehidrasi
Lignit	Bituminisasi	dekarboksilasi, disproporsionasi hidrogen
Bituminus	Preantrasitasi	kondensasi menjadi sistem cincin aromatik
Semiantrasit	antrasitasi	dehidrogenasi cincin aromatik
Antrasit	grafitisasi	karbonifikasi lengkap

Gambar 2.1. Skema Proses Pematubaraan (Krevelen, 1993)

Karakteristik fisika dari perubahan batubara dapat dilihat dari turunnya porositas. Secara kimia, terdapat penurunan kandungan kelembaban dan zat-zat

volatil seperti kandungan karbondioksida dan metana, peningkatan presentase karbon, penurunan presentase oksigen dan pada saat mendekati tahap antrasit akan terdapat penurunan kandungan hidrogen.

2.1.2 Pengolahan Batubara

Proses produksi batubara meliputi proses ekstraksi dan juga preparasi sebelum batubara dapat dijual. Proses ekstraksi dilakukan dalam areal pertambangan dimana penambangan batubara dapat dilakukan dengan metode penambangan tertutup atau penambangan terbuka. Kedua metode penambangan tersebut merupakan proses ekstraksi yang masih menghasilkan banyak limbah seperti air asam tambang dengan padatan tersuspensinya.

Proses preparasi batubara merupakan proses produksi dimana batubara *run-of-mine* (ROM) atau batubara keluaran tambang dibersihkan dari pengotor dan digolongkan untuk menghasilkan produk yang konsisten untuk pasar. Preparasi batubara meliputi proses fisika yaitu penyamaan ukuran dan pengurangan kandungan mineral seperti abu atau sulfur. Unit operasi utama yang digunakan pada proses preparasi ini adalah klasifikasi (*screen*), pembersihan (unit pencucian), penghancuran (*crusher*), dan pemisahan cairan/padatan. Proses fisika ini merupakan proses yang menghasilkan air dengan kandungan padatan tersuspensi yang jauh melebihi baku mutu sehingga harus diolah terlebih dahulu sebelum dibuang ke lingkungan.

2.2 Sifat Ketidakhayuan Air

Air merupakan salah satu komponen utama yang terdapat di bumi dimana komponen ini merupakan komponen yang sangat vital bagi kelangsungan makhluk hidup. Pada umumnya, air yang ada tidak bersifat murni, melainkan memiliki kandungan lain yang merupakan pengotor. Ada empat parameter ketidakhayuan air yang dapat digunakan untuk menentukan kualitas air, yaitu: (Gozan, 2005)

1. Sifat fisika

Karakteristik fisika air merupakan sesuatu yang dapat terlihat, terasa, dan tercium. Parameternya antara lain adalah: bau, kekeruhan, rasa, warna,

temperatur, daya hantar listrik (dhl), padatan total (TDS), padatan tersuspensi (TSS).

2. Sifat kimia

Kandungan zat kimia yang terdapat dalam air, meliputi zat organik dan anorganik. Parameternya antara lain adalah : pH, alkalinitas, asam bebas mineral, gas-gas larut (CO_2 , H_2S , NH_3 , dll.), kation (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , dll.), anion (Cl^- , F^- , S^{2-} , SO_4^{2-} , CN^-),

Senyawa nitrogen (NH_4^+ , NO_3^-), logam (Fe, Ni, Mn, Cu, Zn, Hg, Pb, Cr, Cd, Ag, As), senyawa fenolik, minyak dan lemak, dan sisa klor (Cl_2).

3. Sifat mikrobiologi

Karakteristik mikrobiologi ditentukan oleh keberadaan mikroorganisme yang hidup di dalam air. Hal ini penting dalam hubungannya dengan kesehatan. Selain itu, mikroorganisme juga dapat mempengaruhi sifat fisika dan kimia dari air. Parameternya antara lain adalah: kuman parasitik, kuman patogenik, dan bakteri total.

4. Sifat radiologi

Karakteristik radiologi berhubungan dengan radioaktivitas dari zat yang terkandung dalam air. Parameternya antara lain adalah: sinar alfa dan sinar beta.

Terdapat beberapa cara yang dapat dipakai untuk menghitung nilai turbiditas atau kekeruhan dari air. Cara yang umum dipakai adalah pengukuran dengan penurunan kekuatan cahaya yang dilewatkan pada sampel air. Salah satu satuan yang biasa dipakai adalah *Jackson Turbidity Unit* atau JTU. Satuan JTU pada dasarnya adalah pengukuran terbalik dari panjang kolom air yang diperlukan untuk secara sempurna membuat nyala lilin tidak terlihat. Semakin keruh air sampel maka akan semakin panjang kolom air yang dibutuhkan.

Sifat dan jumlah dari partikel, dimana akan menghamburkan cahaya yang difokuskan padanya, dianggap merupakan pengukuran yang lebih baik untuk menggambarkan turbiditas. Pengukuran dengan cara ini adalah dikenal dengan alat

nephelometer dengan satuan NTU. Karena cara pengukuran ini juga, terdapat korelasi antara turbiditas dan TSS.

2.3 Padatan Tersuspensi Total

Air yang berasal dari alam atau yang sudah terkontaminasi oleh limbah biasanya memiliki kandungan pengotor berupa padatan tersuspensi. Kandungan padatan tersuspensi total (*total suspended solid*) biasa terukur dalam satuan mg/l. Padatan tersuspensi dengan ukuran partikel besar dapat dengan sendirinya mengendap di air yang tenang dan dapat dipisahkan dengan mudah melalui proses sedimentasi atau filtrasi, namun padatan tersuspensi dengan ukuran kecil yang biasa disebut partikel koloid tidak dapat langsung dipisahkan dengan proses sedimentasi atau filtrasi. Partikel koloid harus melalui pengkondisian secara fisika dan kimia terlebih dahulu sebelum dapat dipisahkan dari air. Pengkondisian dari koloid biasa disebut koagulasi yang melibatkan penambahan bahan kimia untuk memodifikasi sifat dari koloid dan memudahkan penghilangan padatan tersuspensi ini dari air.

Padatan tersuspensi total dalam air terdiri dari padatan organik atau inorganik. Padatan inorganik seperti tanah liat, lumpur, dan unsur-unsur tanah, biasa terdapat pada air permukaan. Material organik seperti serat tumbuhan dan padatan biologi seperti alga dan bakteri juga merupakan unsur utama air permukaan. Material-material ini merupakan pengotor alami yang berasal dari erosi dimana karena kapasitas menyaring dari tanah, material tersuspensi jarang terdapat dalam air tanah.

Padatan tersuspensi tidak dikehendaki terdapat dalam air karena tidak menyenangkan secara estetika dan memberi tempat adsorpsi bagi zat kimia dan biologi. Padatan organik tersuspensi dapat didegradasi secara biologis, menghasilkan produk samping yang tak diinginkan. Padatan biologis tersuspensi dapat menyebabkan penyakit sebagaimana yang disebabkan oleh toxin yang diproduksi oleh alga.

Partikel tersuspensi dengan ukuran lebih besar dari 1 mikron biasanya akan mengendap di air yang tenang. Sedangkan partikel yang lebih kecil tidak mudah mengendap. Partikel yang tidak mudah mengendap ini kita kenal sebagai koloid.

Tabel 2.1 Ukuran Partikel Yang Biasa Ditemukan Dalam Pengolahan Air (Qasim, 2000)

Material	Diameter Partikel (μm)
Virus	0.005-0.01
Bakteri	0.3- 3.0
Koloid kecil	0.001-0.1
Koloid besar	0.1-1
Tanah	1-100
Pasir	500
Partikel flok	100-2,000

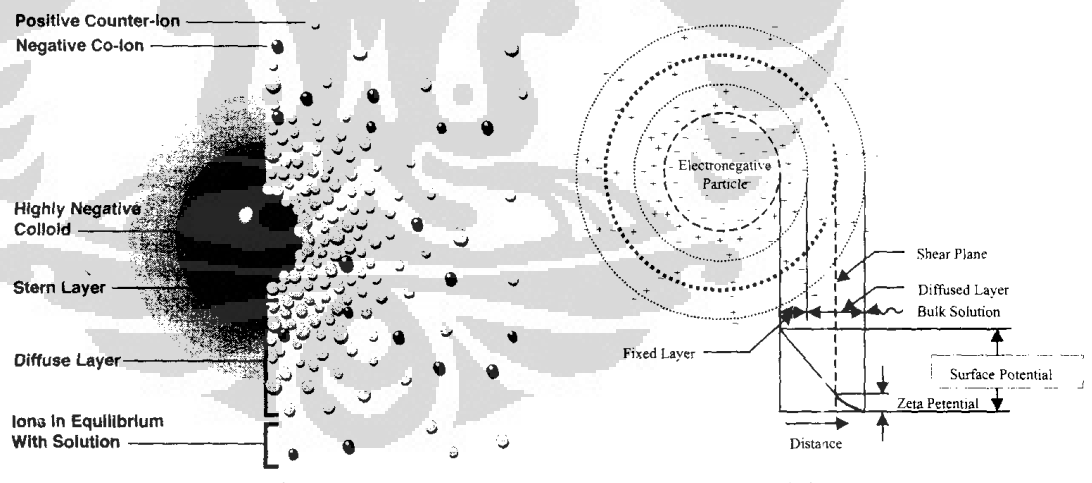
Koloid didefinisikan berdasarkan ukurannya, yaitu antara 0,001-1 mikron. Partikel dalam jangkauan ukuran ini biasanya terdiri dari partikel anorganik, hasil koagulasi, dan partikel organik. Dispersi koloid memiliki sifat menghamburkan cahaya dimana larutan yang sebenarnya sangat sedikit menghamburkan cahaya. Sifat menghamburkan cahaya ini dapat diukur dalam unit turbiditas. Larutan koloid dapat diklasifikasikan berdasarkan gaya tarik menariknya dengan air, *hydrophobic* atau *hydrophilic*. Koloid dengan sifat *hydrophobic* memiliki daya tarik-menarik yang lemah terhadap air sedangkan koloid dengan sifat *hydrophilic* memiliki daya tarik menarik yang kuat dengan air. Koloid memiliki massa yang sangat kecil sehingga gaya gravitasi memiliki efek yang sangat kecil terhadap koloid. Hal inilah yang menyebabkan koloid sulit untuk mengendap (Qasim dkk, 2000). Fenomena utama yang menyebabkan perilaku koloid ini antara lain adalah: gaya elektrostatis, gaya van der Waals, dan gerak brown.

1. Gaya Elektrostatis

Gaya elektrostatis merupakan gaya yang berkontribusi dalam menghasilkan kestabilan suspensi koloid. Kebanyakan koloid memiliki muatan listrik. Sifat

dari muatan ini bergantung dari sifat koloid itu sendiri. Oksida logam biasanya memiliki muatan positif, sedangkan oksida non-logam dan sulfida logam biasanya memiliki muatan negatif. Hasil dari sifat muatan ini adalah koloid dengan muatan yang sama akan saling tolak menolak. Pada umumnya, koloid dengan muatan negatif merupakan partikel yang dominan pada air di alam.

Muatan pada permukaan koloid menarik ion dengan muatan yang bertolak belakang, yang biasa disebut *counter ion*. Ion ini, termasuk hidrogen dan kation lain, membentuk lapisan pekat di sekitar partikel yang biasa disebut lapisan *stern*. Molekul air juga tertarik pada partikel koloid. Ketertarikan molekul air disebabkan muatan listrik yang asimetris pada molekul air. Lapisan kedua dari ion, biasa disebut lapisan *diffused*, juga tertarik pada koloid. Pada lapisan ini, terdapat kation dan anion tetapi *counter ion* tetap dominan. Dua lapisan tersebut biasa disebut lapisan ganda. Model dari partikel koloid ini dapat dilihat pada gambar 2.2.

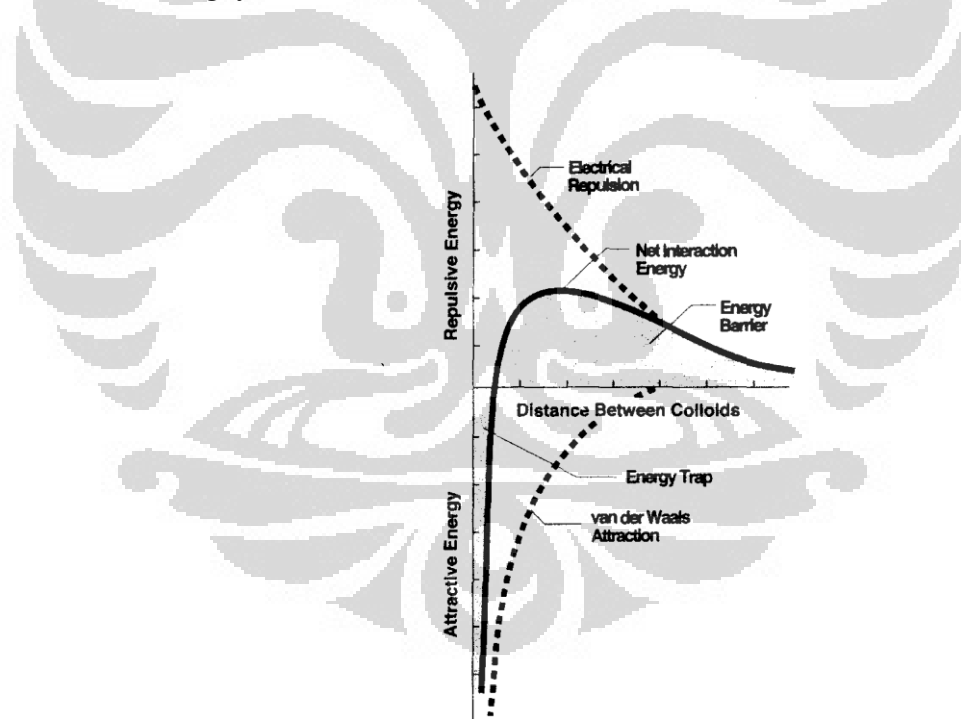


Gambar 2.2 Model Partikel koloid (Qasim, 2000)

Potensial listrik pada permukaan *shear* disebut potensial zeta. Potensial zeta ini biasa diukur pada pengolahan air untuk memberikan indikasi dari kestabilan sistem koloid.

2. Gaya Van der Waals

Gaya saling tarik menarik muncul pada setiap dua benda yang memiliki massa. Derajat dari gaya tarik ini merupakan fungsi massa dari dua benda dan jarak diantaranya. Gaya tarik ini dikenal dengan gaya van der waals. Seperti yang dapat dilihat pada gambar di bawah ini, gaya tolak yang muncul akibat muatan listrik akan menjauhkan dua partikel koloid sebelum mereka dapat bergerak mendekat agar gaya van der waals cukup signifikan. Jika tingkat gaya elektrostatis dapat dikurangi, partikel dapat cukup saling mendekat dan membuat gaya tarik van der waals mendominasi.



Gambar 2.3 Gaya yang Berlaku Pada Koloid (Qasim, 2000)

3. Gerak Brown

Gaya destabilisasi lain yang berperan adalah gerak brown. Koloid memiliki massa yang cukup kecil dimana tumbukan dengan partikel berukuran molekul dapat menyebabkan pergerakan koloid. Molekul pada air bergerak dengan gerakan yang konstan, dimana gerakan ini bergantung pada temperatur. Gerakan molekular acak ini dapat menyebabkan tumbukan acak dengan koloid yang menghasilkan gerakan acak pada koloid. Fenomena ini biasa disebut gerak brown.

Pada beberapa kasus, gerak brown dapat menyebabkan dua partikel koloid untuk berada cukup dekat sehingga gaya van der Waals dapat bekerja. Jika hal ini terjadi, maka partikel akan dapat menggumpal. Tetapi hal ini jarang sekali terjadi, sehingga pengaruh destabilisasi ini kurang signifikan.

2.4 Padatan Terlarut Total

Material terlarut dihasilkan dari pelarutan padatan, cairan, dan gas dalam air. Seperti material tersuspensi, zat terlarut dapat berupa zat organik atau anorganik dalam alam. Zat-zat anorganik dapat larut dalam air, termasuk mineral, metal dan gas. Air dapat terkontak dengan zat-zat ini di atmosfer, di permukaan dan di dalam tanah.

Banyak zat terlarut tidak diinginkan dalam air. Mineral terlarut, gas, dan unsur organik dapat menimbulkan estetika, rasa dan bau yang tidak diinginkan. Beberapa zat kimia mungkin beracun, dan beberapa zat organik terlarut telah ditunjukkan dapat mengakibatkan kanker. Tidak semua zat terlarut tidak diinginkan dalam air, contohnya air distilasi. Sebagai tambahan, air mempunyai keadaan setimbang dengan unsur-unsur terlarut.

Pengukuran padatan terlarut total secara langsung dapat dilakukan dengan evaporasi dan pengeringan air sampel yang telah difiltrasi untuk menghilangkan padatan tersuspensi. Residu yang tersisa dinyatakan sebagai *total dissolved solids* (TDS) dalam air. Satuan TDS adalah mg/l berdasarkan massa kering. Fraksi organik dan anorganik dapat ditentukan dengan pembakaran residu pada suhu 600 °C.

Analisis padatan TDS sering dilakukan dengan menentukan konduktivitas listrik dari air. Kemampuan air untuk mengkonduksi listrik dikenal sebagai konduktansi spesifik yang merupakan fungsi dari kekuatan ioniknya.

Konduktansi spesifik diukur dengan *conductivity meter* dengan prinsip jembatan *wheatstone*. Prosedur standar adalah mengukur konduktivitas dalam cm^3 *field* pada $25^\circ C$ dan menyatakan hasil dalam milisiemens per meter (mS/m).

Namun konduktansi spesifik dan konsentrasi TDS tidak memiliki hubungan. Hanya zat-zat terionisasi mempunyai peran pada spesifik konduktans. Molekul-molekul organik dan senyawa-senyawa terlarut tanpa ionisasi tidak terukur. Sebenarnya, harga konduktansi spesifik dipengaruhi oleh valensi ion dalam larutan, mobilitasnya, dan jumlah relatif. Temperatur juga mempunyai efek penting, konduktansi spesifik meningkat dengan meningkatnya temperatur. Perubahan satuan ke milligram per liter atau milliekivalen per liter harus dibuat dengan konstanta yang tepat. Rentang pengali dari 0,055 hingga 0,09 digunakan untuk mengubah millisiemens ke milligram per liter.

2.5 Kelarutan

Saat senyawa ionik dilarutkan dalam air, ion yang membentuk senyawa tersebut akan terdisosiasi. Sebagai contoh, $Ca(HCO_3)_2$ akan terdisosiasi menjadi ion Ca^{2+} dan HCO_3^- . Kedua ion ini akan bebas bereaksi dengan ion lain di dalam larutan. Senyawa tersebut akan terus melarut sampai pada batas tertentu dimana larutan menjadi jenuh. Solubility product atau K_{sp} biasa digunakan untuk menghitung kelarutan dari senyawa ionik yang dapat dinyatakan dengan



$$K_{sp} = [M^+] \times [X^-] \quad (2.2)$$

Dimana

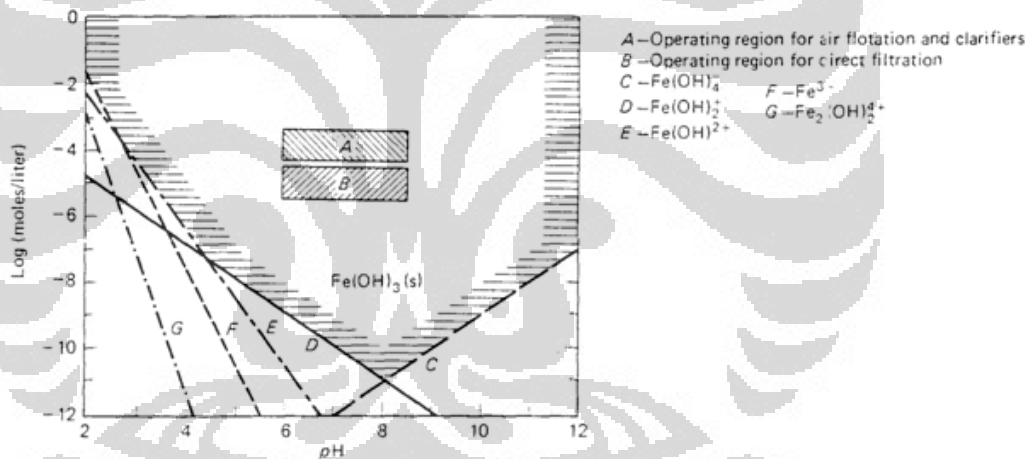
K_{sp} = konstanta kelarutan senyawa ionik MX

$[M^+]$ = konsentrasi molar kation

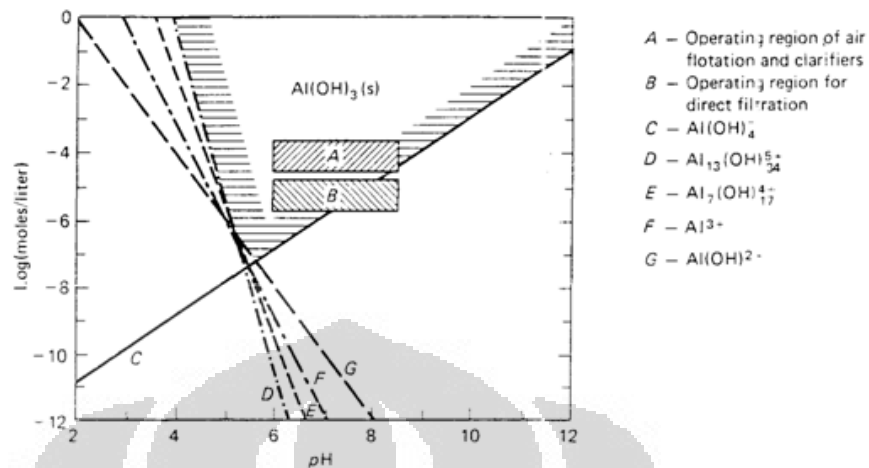
$[X^-]$ = konsentrasi molar anion

Jika konsentrasi molar ion lebih kecil dari konstanta kelarutannya, maka larutan dalam keadaan tidak jenuh. Sebaliknya, jika konsentrasi molarnya lebih tinggi dari konstanta kelarutannya, maka larutan ada dalam keadaan lewat jenuh dan endapan senyawa tersebut akan terbentuk hingga konsentrasi molarnya sama dengan konstanta kelarutannya.

Bahan kimia yang biasa digunakan sebagai agen destabilisasi partikel koloid pada suspensi mengikuti sifat kelarutannya dalam air. Zat kimia yang biasanya merupakan garam logam ini akan bereaksi dengan air dan membentuk kompleks yang lalu kehilangan protonnya sehingga akan terbentuk hidroksida logam sebagai produk akhir. Bila logam hidroksida yang terbentuk melebihi batas kelarutannya, maka hidroksida tersebut akan mengendap dengan membentuk polimer yang tidak larut dalam air (Sundstrom, 1979).



Gambar 2.4 Keseimbangan Larutan Dari Hidroksida Besi Di Air (Sundstrom 1979)



Gambar 2.5 Kesetimbangan Larutan Dari Hidroksida Alumunium Di Air (Sundstrom 1979)

2.6 Pengolahan Air Limbah Batubara

Pengolahan air limbah batubara baru menjadi perhatian bagi dunia terutama para produsen batubara pada pertengahan abad dua puluh, walaupun kegiatan penambangan secara massal tercatat telah dimulai pada masa revolusi industri pada abad delapan belas (Miller, 2005). Pada awalnya, pengolahan air asam tambang dilakukan dengan menampung air limbah pada sebuah kolam dan membiarkan padatan tersuspensi mengendap dengan sendirinya yang lalu ditambahkan kapur untuk menetralkan pH. Tetapi proses tersebut dinilai tidak efektif karena masih banyak padatan dengan ukuran kecil yang terbawa dan tetap dapat bereaksi dengan senyawa lain yang terlewat oleh aliran air sehingga masih dapat membentuk air asam tambang (Komnitsas et al, 2001). Untuk menanggulangi masalah tersebut, maka digunakanlah koagulan yang dapat membantu proses pengendapan.

Koagulan kationik seperti alum dan FeCl_3 terbukti dapat membentuk flok logam hidroksida yang tidak larut dalam air sehingga partikel tersuspensi terutama partikel koloid dengan ukuran kecil akan tersapu dan meningkatkan kemampuan pengendapan (Sundstrom, 1979). Alum dan FeCl_3 dapat digunakan untuk mengolah air limbah batubara dengan kandungan TSS 4250 mg/l dan menurunkannya sampai dengan 400 mg/l (Menkiti et al 2008). Koagulan terus dikembangkan untuk meningkatkan efisiensi pengendapan, dimana pada tahap selanjutnya koagulan

polimer yang dapat membentuk flok lebih besar diproduksi. Literatur yang ada menunjukkan bahwa koagulan polimer PAC dan *polyelectrolyte* dapat digunakan untuk mengolah air limbah dengan turbiditas 100 NTU (Gao, 2005).

Di Indonesia, pengolahan air limbah sisa penambangan batubara dilakukan dengan penambahan koagulan untuk proses pengendapan. Tetapi, kebanyakan unit pengolah air limbah batubara di Indonesia tidak memperhatikan kondisi optimal proses pengendapan seperti dosis koagulan dan alkalinitas yang dibutuhkan sehingga proses tersebut tidak berjalan efektif (Putra, 2007). Berdasarkan kondisi tersebut, maka dianggap perlu untuk menentukan kondisi optimal proses pengendapan.

2.7 Koagulasi

Koagulasi merupakan proses destabilisasi partikel tersuspensi atau partikel koloid secara kimia. Pada proses ini, zat kimia ditambahkan ke dalam air untuk menghilangkan gaya penyetabil atau meningkatkan gaya destabilisasi ataupun keduanya. Secara tradisional, logam seperti aluminium sulfat (alum), ferric sulfat, dan ferric klorida digunakan sebagai koagulan.

Garam logam, saat ditambahkan ke dalam air dengan alkalinitas yang cukup, maka akan terhidrolisis menjadi kompleks logam hidroksida $Me_q(OH)_p$ (Me = ion logam). Hidroksida yang sebenarnya dapat terbentuk bergantung pada sifat kimia dari air, terutama pH dan dosis koagulan.

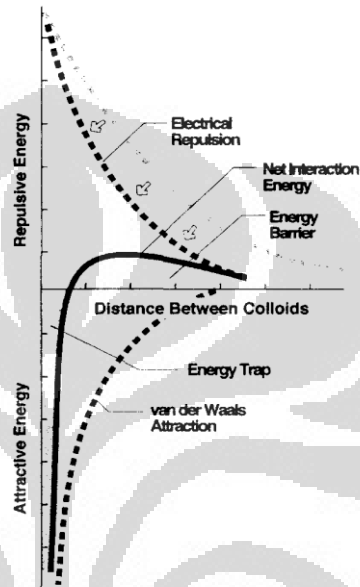
2.7.1 Mekanisme Destabilisasi

Pada umumnya, koagulan mendestabilisasi koloid dengan kombinasi dari lima mekanisme: kompresi lapisan ganda, adsorpsi *counter ion* dan netralisasi muatan, *bridging* antar partikel, pemrangkapan partikel dalam endapan, dan heterokoagulasi.

1. Kompresi lapisan ganda

Kompresi lapisan *ganda* dapat dilakukan dengan penambahan koagulan yang memiliki muatan yang berlawanan. Pada saat konsentrasi *counter ion* pada larutan meningkat, *counter ion* dapat menyebabkan muatan pada lapisan *diffused* untuk ternetralisasi dan menyebabkan kompresi dari lapisan ini.

Kompresi ini akan mempengaruhi ketebalan lapisan ini dan memungkinkan koloid untuk saling berdekatan. Jika jarak antara partikel dapat cukup dekat, maka gaya van der Waals akan mendominasi dan koloid akan saling menempel membentuk flok.



Gambar 2.6 Gaya pada partikel koloid setelah kompresi lapisan ganda (Qasim, 2000)

2. Adsorpsi *counter ion* dan netralisasi muatan

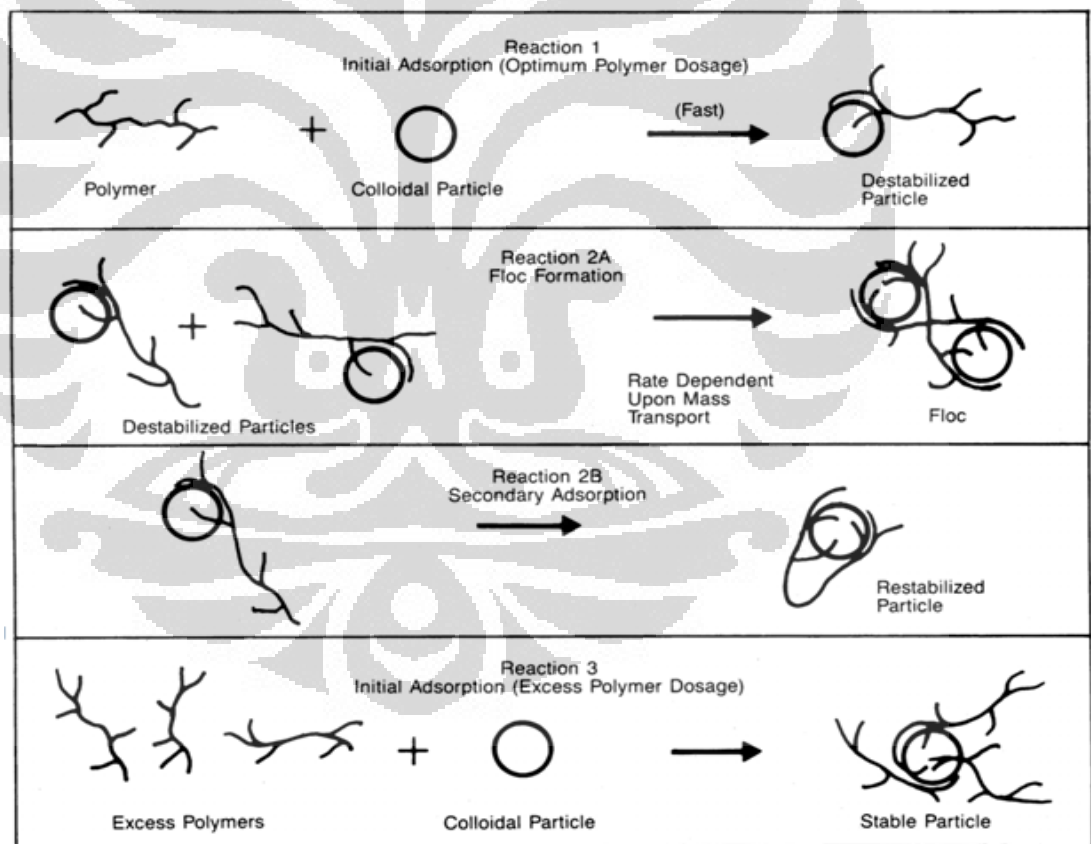
Counter ion dari koagulan dapat teradsorb pada permukaan partikel koloid. Dengan begitu, muatan yang saling menolak pada permukaan partikel dapat sepenuhnya ternetralisasi oleh muatan dari *counter ion*. Selanjutnya, partikel koloid yang sudah terdestabilisasi dapat menempel satu sama lain dan membentuk flok. Tetapi, penambahan elektrolit *counter ion* yang berlebihan dapat menimbulkan restabilisasi oleh pembalikan muatan.

3. *Bridging* antar partikel

Jika polimer organik sintetik digunakan sebagai koagulan, *bridging* antar partikel dimulai dengan adsorpsi polimer pada bagian spesifik dari partikel koloid. Struktur yang dihasilkan tumbuh menjadi partikel tunggal beberapa kali lebih besar dari konstituen pembentuknya. Agar *bridging ini* dapat

terbentuk, maka bagian dari rantai polimer haruslah teradsorb pada bagian atas dari lebih dari satu partikel. Endapan dengan koagulan polimer biasanya terbentuk dengan mekanisme ini dimana polimer ini berperan sebagai 'jembatan'.

Gambar 2.5 menggambarkan mekanisme *bridging* antar partikel. Reaksi 1 dan 2A menggambarkan proses koagulasi normal dengan mekanisme *bridging*. Penambahan koagulan berlebih dengan polimer ini juga dapat menyebabkan restabilisasi partikel dimana satu rantai polimer mengikat satu partikel koloid sehingga *bridging* yang diharapkan tidak terbentuk. Hal ini dapat dilihat pada reaksi 2B dan reaksi 3.



Gambar 2.7 Mekanisme *bridging* (Nalco, 2006)

4. Pemrangkapan partikel pada endapan

Dosis dari garam logam yang digunakan pada proses koagulasi biasanya melebihi dosis yang dibutuhkan untuk mereduksi potensial zeta. Kelebihan garam logam ini akan terhidrolisis menjadi $Me_q(OH)_p$. Hidroksida ini sangat tidak larut di dalam air. Saat hidroksida ini terakumulasi, partikel koloid kecil akan terperangkap di dalam struktur flok hidroksida ini. Fenomena ini juga biasa disebut dengan *sweep-floc coagulation*.

5. Heterokoagulasi

Pada praktek pengolahan air, muatan permukaan partikel terkadang tidak seragam. Bagian permukaan dengan muatan yang berbeda dapat muncul pada permukaan partikel yang sama. Koagulasi dari partikel koloid ini dapat muncul melalui interaksi elektrostatis sederhana di antara bagian dengan muatan yang bertolak belakang ini. Mekanisme ini disebut dengan heterokoagulasi.

2.7.2 Koagulan

Pemilihan koagulan merupakan hal yang harus diperhatikan agar proses koagulasi dapat berjalan efektif. Tiga faktor penting yang harus diperhatikan dalam pemilihan koagulan adalah:

1. Kation trivalen. Kation trivalen merupakan kation yang paling efektif untuk menjadi koagulan dimana kation trivalen memiliki efektivitas 600-700 kali lebih efektif dari kation monovalen (Qasim dkk, 2000).
2. Tidak beracun. Hal ini jelas diperlukan untuk memproduksi air yang aman.
3. Tidak larut dalam rentang pH netral. Koagulan yang ditambahkan haruslah dapat diendapkan dari larutan sehingga tidak terdapat konsentrasi ion yang tinggi di dalam air.

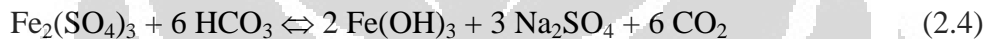
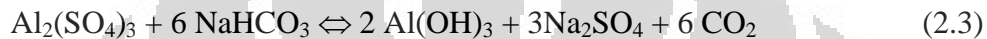
Koagulan berdasarkan jenis bahan penyusunnya dapat digolongkan menjadi koagulan anorganik dan organik. Beberapa contoh koagulan anorganik yang umum digunakan adalah:

- Aluminium sulfat: $Al_2(SO_4)_3 \sim 17\% Al_2O_3$

- Natrium aluminat: $\text{Na}_2\text{Al}_3\text{O}_4 \sim 55\% \text{ Al}_2\text{O}_3$
- Ammonium alum: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 24\text{H}_2\text{O} \sim 11\% \text{ Al}_2\text{O}_3$
- Copperas : $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} \sim 55\% \text{ FeSO}_4$
- Ferric sulfat : $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \sim 90\% \text{ Fe}_2(\text{SO}_4)_3$

Koagulan- koagulan di atas, kecuali Natrium Aluminat, merupakan garam asam yang akan menurunkan pH dan alkalinitas air hasil proses.

Berikut ini adalah beberapa reaksi kimia menggunakan koagulan alum dan besi dengan konstituen yang ada di dalam air atau yang ditambahkan:



Koagulan organik merupakan polimer organik yang larut dalam air. Fungsi utamanya adalah sebagai koagulan primer namun dapat juga bertindak sebagai koagulan sekunder. Kadang-kadang disebut juga *polyelectrolyte*. Berdasarkan muatan polimernya, keagulan ini dapat dibedakan menjadi:

- Anionik, akan terionisasi di dalam air membentuk bagian yang bermuatan negatif pada molekul polimernya.
- Kationik, akan terionisasi di dalam air membentuk bagian yang bermuatan positif pada molekul polimernya.
- Non-ionik, tidak terionisasi atau sangat sedikit terionisasi, dimana sifat ionisasinya dapat diabaikan.

Polimer yang umum digunakan sebagai koagulan primer adalah polimer kationik berberat molekul rendah (<500.000). Namun dengan densitas muatan kation sangat tinggi.

Efisiensi koagulan organik tergantung pada sifat partikel penyebab kekeruhan, jumlah atau tingkat kekeruhan, dan pengadukan pada saat koagulasi.

Pada kekeruhan yang rendah diperlukan pengadukan yang lebih lama untuk mendapatkan penetralan yang maksimum. Air dengan kekeruhan rendah (<10 jtu),

sulit untuk dijernihkan menggunakan polimer kationik. Untuk ini hasil yang terbaik dapat diperoleh dengan mengkombinasikan koagulan organik (polimer kationik) dengan koagulan anorganik, dengan menambahkan koagulen sekunder.

Air dengan kekeruhan 10-60 jtu, dapat dijernihkan dengan baik menggunakan alum atau polimer kationik saja. Jika ingin menjernihkan air dengan kekeruhan yang rendah menggunakan alum saja, biasanya ditambahkan lempung bentonit sebagai pembentuk kekeruhan buatan. Kekeruhan buatan ini akan memperluas permukaan penyerapan untuk terperangkap partikel-partikel halus.

Biasanya koagulan yang umum dipakai untuk proses koagulasi adalah koagulan organik, karena memiliki beberapa keuntungan, diantaranya adalah:

1. Volume lumpur yang dihasilkan dapat berkurang 50-90%, berarti mengurangi masalah pembuangan lumpur.
2. Kadar air dalam lumpur yang dihasilkan sedikit, sehingga mudah dikeringkan
3. Lumpur yang dihasilkan kurang asam dibandingkan lumpur alum.
4. Karena koagulan organik tidak mempengaruhi pH air hasil olahan, maka dapat dikurangi pemakaian senyawa basa sebagai pengendali pH.
5. Koagulan organik tidak menaikkan konsentrasi padatan terlarut total.

Analisis sifat kimia dan fisika air berfungsi untuk menunjukkan kualitas air tersebut. Tetapi tidak banyak menolong dalam memperkirakan kondisi koagulasi yang optimal. Penetapan dosis koagulan yang cocok dapat melalui simulasi menggunakan air baku yang akan digunakan dengan mengikuti tahapan pengoperasian *clarifier* dalam skala laboratorium. Cara simulasi ini dilakukan melalui *jar test* yang terdiri dari seperangkat *beaker glass* dilengkapi dengan pengaduk mekanis yang kecepatan pengadukannya dapat diatur.

2.7.3 Pengadukan

Agar proses koagulasi dapat berlangsung dengan baik maka koagulan yang ditambahkan harus tercampur secara cepat dan merata pada aliran air. Pengadukan cepat (*rapid mixing*) adalah proses dimana zat kimia terdispersi secara cepat dan seragam ke dalam aliran air. Idealnya, zat-zat kimia tersebut secara cepat tercampur

dengan seluruh aliran air. Agar pendispersian berlangsung dengan cepat dan merata, pengaduk cepat (*rapid mixer*) harus didesain untuk menghasilkan waktu singkat untuk agitasi hebat, dengan zat kimia ditambahkan pada daerah dengan tingkat turbulensi paling tinggi. Pada pengolahan air dan air limbah, derajat agitasi pada sebuah unit pengadukan dinyatakan dengan gradien kecepatan (*velocity gradient*). Semakin besar gradien kecepatan, G , maka agitasi yang terjadi semakin hebat. Nilai gradien kecepatan dari sebuah unit pengadukan, diberikan oleh:

$$G = \sqrt{\left(\frac{P}{V\mu}\right)} \quad (2.5)$$

dimana:

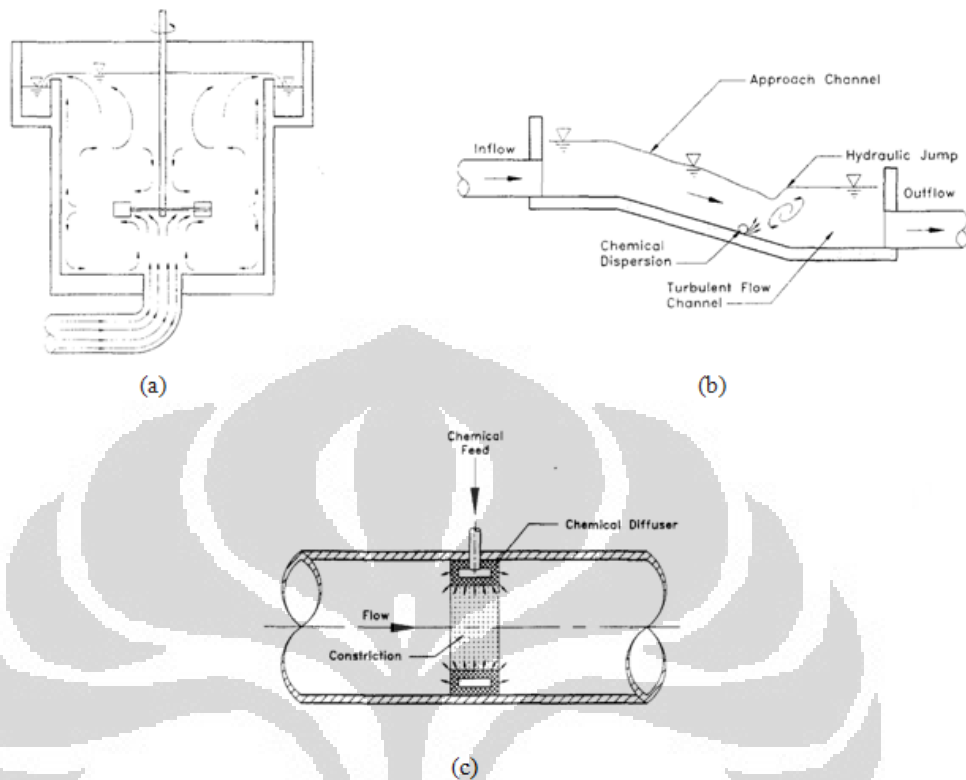
G = gradien kecepatan, 1/s ($G = 700$ sampai $1.000/s$)

P = daya yang diberikan pada air, N-m/s atau Watt

V = volume air dalam tangki pengadukan, m³ (ft³)

μ = viskositas absolut cairan, N-s/m²

Pada aplikasi *rapid mixing*, geometri dari desain kolam pengadukan cepat juga merupakan aspek yang utama. Desain yang tepat sangat penting agar terjadi pengadukan yang seragam dan meminimisasi *dead zone*. Kolam pengadukan cepat harus didesain sesuai dengan kebutuhan. Desain yang digunakan dapat berupa saluran air dengan *baffle* yang sederhana hingga berupa unit yang dilengkapi dengan pengaduk dan penyaring yang kompleks asalkan maksud dari pengadukan dapat terpenuhi. Gambar 2.8 menampilkan beberapa contoh desain yang biasa diaplikasikan pada industri.



Gambar 2.8 Tipe Desain Kolam Pengadukan. (a) Unit Pengadukan Dengan *Impeller*. (b) Unit Pengadukan Dengan *hydraulic Jump*. (c) Unit Pengadukan Dengan Kontraksi Pipa (Qasim,2005).

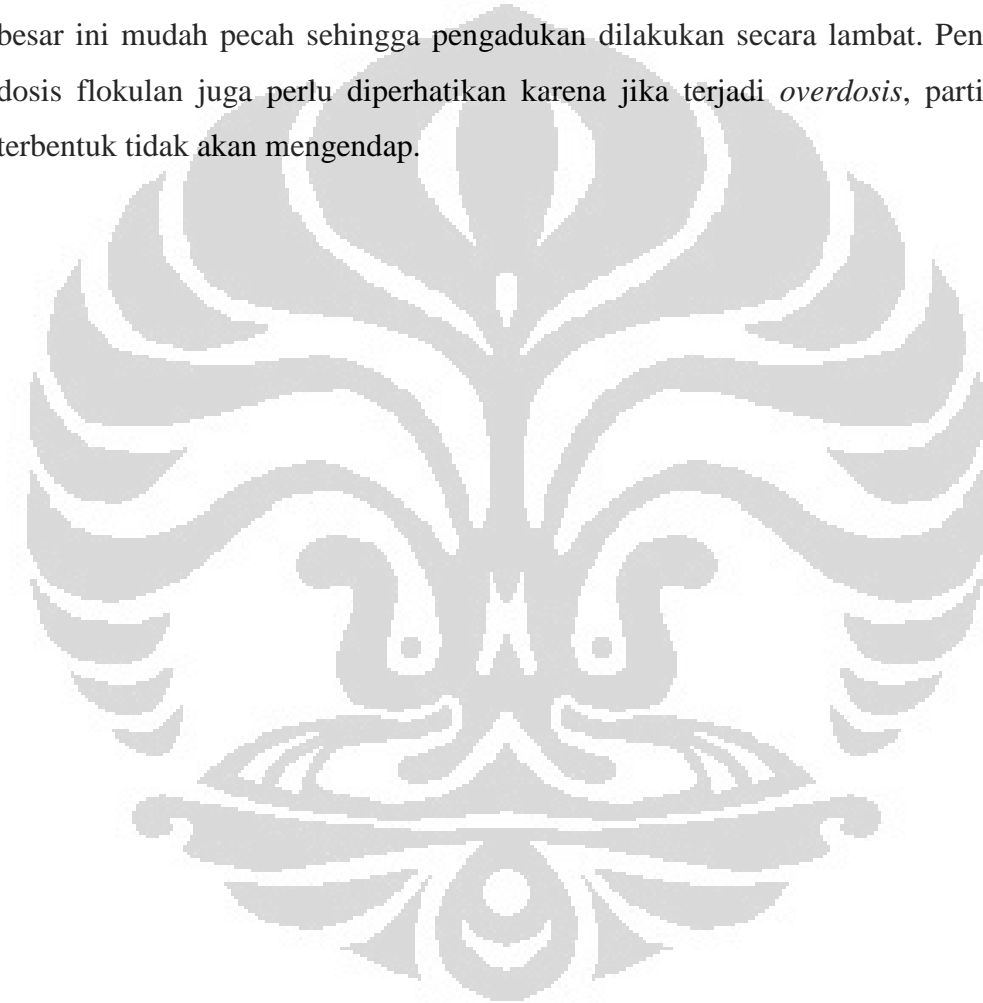
2.8 Flokulasi

Flokulasi merupakan proses penumpukan partikel-partikel koloid yang telah stabil dan membentuk partikel yang menggumpal, yang biasanya disebut flok. Flokulasi terjadi saat partikel-partikel yang telah netral atau terperangkap mulai menempel dan bersatu satu sama lain atau menggumpal. Flokulasi dapat berlangsung sendiri atau dipercepat dengan menambahkan bahan kimia, yang biasanya disebut flokulan atau *coagulant-aid*.

Flokulan umumnya berbahan polimer organik, yang dapat bermuatan anionik, kationik, atau non-ionik, dengan berat molekul dapat menjadi $20 \cdot 10^6$. Fungsi utamanya adalah membantu menjembatani partikel-partikel yang telah netral untuk berkumpul menjadi flok yang ringan. Flokulan yang umum dipakai dengan efektif adalah senyawa *polyacrylamida* yang bersifat anionik dengan berat molekul yang

sangat tinggi. Semakin tinggi berat molekul semakin panjang rantai polimer, dan akan menjembatani partikel tersuspensi yang telah netral dengan lebih baik.

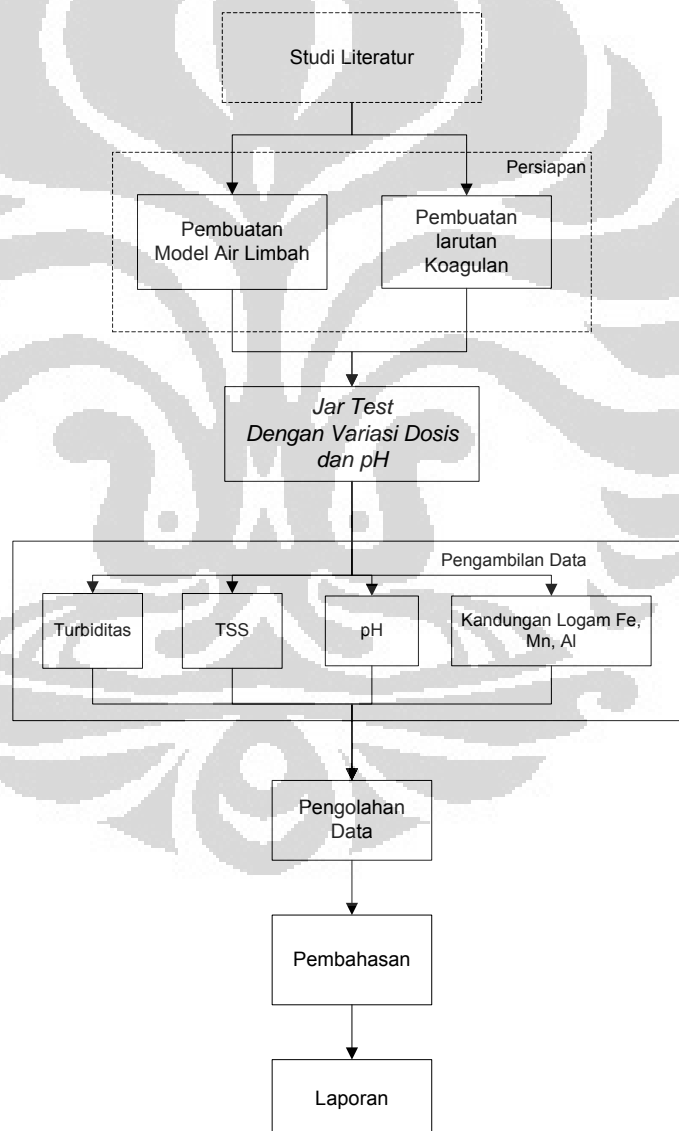
Tahap flokulasi dilakukan dengan pengadukan yang lambat antara limbah yang telah melalui proses koagulasi dengan flokulan. Hal ini dilakukan untuk memperluas kontak antara flokulan dengan flok yang masih berukuran kecil sehingga terjadi penggabungan flok-flok kecil tersebut menjadi partikel yang besar. Partikel besar ini mudah pecah sehingga pengadukan dilakukan secara lambat. Penambahan dosis flokulan juga perlu diperhatikan karena jika terjadi *overdosis*, partikel yang terbentuk tidak akan mengendap.



BAB 3 METODE PENELITIAN

3.1 Diagram Alir Penelitian

Skema proses penelitian yang akan dilakukan dapat dilihat pada diagram alir berikut :



Gambar 3.1 Diagram Alir Penelitian

Secara umum, penelitian ini dilakukan dengan menggunakan metode *jar test* untuk menentukan kondisi optimum pada proses pengendapan air limbah batubara. Model air limbah dan larutan koagulan dipersiapkan terlebih dahulu sebelum dilakukan *jar test*. Setelah persiapan selesai maka dapat dilakukan *jar test* dengan memvariasikan kondisi pengendapan model air limbah pada pH 5, 6, 7, 8 dan dengan empat variasi dosis koagulan pada setiap variasi pH.

3.2 Alat Dan Bahan

3.2.1 Peralatan

Peralatan yang digunakan pada penelitian ini adalah:

1. Alat *Jar test* dengan enam *impeller*, merupakan alat utama yang terdiri dari enam pengaduk dan pengatur kecepatan pengadukan untuk melakukan *jar test* pada penelitian ini.
2. Ember, sebagai wadah untuk membuat model air limbah.
3. Selang untuk pengambilan larutan suspensi pada pembuatan model air limbah batubara
4. pH meter untuk mengukur pH awal pada proses penyesuaian pH dan mengukur pH akhir setelah proses pengendapan.
5. Pipet ukur dan *bulb* yang digunakan untuk keperluan mengukur volume dosis koagulan yang akan diberikan dan pengambilan sampel
6. Spatula kaca untuk keperluan pengadukan
7. Spatula besi untuk mengambil bahan-bahan kimia
8. Timbangan untuk mengukur massa yang digunakan sesuai keperluan.
9. *Beaker glass* 500 ml dan 1000 ml.
10. Cawan petri untuk keperluan pengambilan sampel.
11. Oven yang digunakan untuk memanaskan dengan suhu spesifik untuk keperluan pengambilan data TSS.
12. Corong kaca untuk menyaring padatan tersuspensi.

13. Botol sampel sebagai wadah penyimpanan sampel.
14. *Buchner funnel* untuk keperluan filtrasi.
15. Vakum untuk menghisap, digunakan bersama *Buchner Funnel*.
16. Desikator untuk menyimpan kertas saring yang telah dikeringkan.

3.2.2 Bahan

Bahan-bahan yang digunakan pada penelitian ini adalah:

1. Aquades, tersedia di laboratorium
2. Batubara serbuk sebagai batubara yang akan dijadikan model air limbah.
3. NaOH 0.1 N untuk keperluan penyesuaian pH.
4. Koagulan FeCl_3 , stok terdapat pada laboratorium bioproses
5. Koagulan $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, stok terdapat pada laboratorium bioproses
6. *Poly Alumunium Chloride* (PAC), stok terdapat pada laboratorium bioproses
7. *Nalco 8100*, stok terdapat pada laboratorium bioproses
8. Kertas saring 0.45 μm sebagai filter untuk keperluan pengambilan data TSS

3.3 Prosedur Penelitian

Secara umum, prosedur penelitian ini akan dibagi menjadi tiga tahapan yang meliputi tahap persiapan, tahap *jar test*, dan tahap pengambilan data.

3.3.1 Persiapan

3.3.1.1. Pembuatan Model Air Limbah

Pembuatan model air limbah ini didasarkan pada kandungan TSS yang didapat pada literatur yang ada (Putra, 2007), yaitu pada kisaran 1000 mg/l. Untuk mendapatkan air limbah dengan kandungan TSS tersebut, dilakukan percobaan pendahuluan. Percobaan pendahuluan dilaksanakan dengan mencampurkan serbuk batubara dengan variasi berat 0.5 sampai 6 gram dengan kenaikan sebesar 0.5 gram ke dalam 500 ml air tanah. Dari percobaan, diketahui bahwa dengan mencampurkan 3 gram serbuk batubara yang ada pada 500 ml air

tanah, akan didapatkan model air limbah batubara dengan TSS \pm 1000 mg/l. Untuk satu kali *jar test*, akan dilakukan sebanyak empat variasi dosis koagulan dengan pH yang sama. Untuk setiap variasi, akan digunakan air limbah sebanyak 500 ml.

1. Menuang air tanah ke dalam wadah sebanyak 2 liter.
2. Mengaduk 12 gram serbuk batubara dengan air.
3. Menunggu kurang lebih lima menit hingga terbentuk suspensi yang homogen
4. Mengalirkan air limbah ke dalam *beaker glass* dengan menggunakan selang sebanyak masing-masing 500 ml.

3.3.1.2 Pembuatan Larutan Koagulan

Larutan koagulan dapat dibuat dengan mengambil 10 ml *Nalco* 8100 atau 10 mg PAC/ tawas/ alum kemudian dilarutkan dalam 1000 ml aquades. Setelah larutan koagulan jadi, maka perbandingannya adalah untuk setiap 1 ml yang dilarutkan dalam 1000 ml air limbah sama dengan 10 ppm.

3.3.2 Jar Test

Metode *jar test* yang dilakukan merupakan metode standar *Water Specialist Technology* dengan modifikasi pengaturan pH awal dan variasi dosis yang didapatkan pada percobaan pendahuluan. Prosedur *jar test* yang dilakukan adalah sebagai berikut:

1. Menyesuaikan pH air limbah yang telah disiapkan dengan NaOH pada pH 5, 6, 7, 8 dengan bantuan pH meter untuk setiap jenis koagulan. Pengadukan dengan NaOH sebaiknya dilakukan pelan-pelan agar tidak terjadi pengendapan dimana beberapa logam seperti besi atau mangan cenderung untuk mengendap dengan penambahan basa.
2. Menambahkan koagulan dengan variasi dosis
3. Melakukan pengadukan cepat dengan kecepatan 100 rpm selama tiga menit

4. Melakukan pengadukan lambat dengan kecepatan 20 rpm selama 12 menit
5. Mengangkat air limbah dari alat *jar test* dan mendiampkannya selama 20 menit untuk membiarkan flok-flok yang terbentuk mengendap pada dasar *beaker glass*
6. Mengukur pH akhir air limbah
7. Menguji turbiditas hasil proses pengendapan dengan turbidimeter
8. Mengambil sampel sebanyak 100 ml untuk penghitungan kandungan TSS akhir

3.3.3 Pengukuran TSS

Total suspended solid yang ada pada air limbah diukur dengan metode SNI M-03-1989-F dengan tahapan seperti di bawah ini.

1. Membilas kertas saring dengan aquades hingga bersih dari partikel-partikel halus.
2. Keringkan kertas saring pada oven dengan suhu 105°C selama 1 jam.
3. Menimbang kertas saring.
4. Letakkan pada desikator.
5. Menimbang kertas saring yang akan digunakan.
6. Siapkan kertas saring pada *Buchner funnel*.
7. Mengocok dan menuang sampel air limbah pada wadah yang ada di *buchner funnel*.
8. Menyaring air sampel dengan menggunakan vakum.
9. Membilas air residu tersuspensi dengan aquades.
10. Keringkan dengan oven pada suhu 105°C selama 1 jam.
11. Menimbang filtrat dengan kertas saringnya.

3.3.4 Pengukuran Kandungan Logam

Pengukuran kandungan logam menggunakan jasa Mutu Agung Laboratorium. Metode yang dipakai untuk uji kandungan logam ini adalah Metode AAS.

3.4 Variabel Penelitian

Variabel bebas merupakan variabel yang diset pada suatu harga tertentu sedangkan variabel terikat merupakan variabel yang diukur sebagai hasil penelitian. Berikut ini merupakan variabel yang ada pada penelitian ini:

- Variabel bebas
 - pH awal limbah, yaitu pada variasi 5, 6, 7, 8. Variasi ini dipilih karena pada pH inilah umumnya koagulan bekerja efektif (Sundstrom, 1979). Selain itu, pada rentang ini, proses koagulasi pada pengolahan air limbah batubara biasa dilakukan karena dekat dengan standar pH pada baku mutu Kementerian Lingkungan Hidup sehingga dapat meminimisasi pengaturan pH akhir sebelum dibuang ke lingkungan.
 - dosis koagulan, yaitu pada variasi 10, 80, 150, 220 ppm untuk koagulan FeCl_3 , $\text{Al}(\text{SO}_4)_3$, PAC dan 1, 8, 15, 22 ppm untuk koagulan Nalco 8100. Variasi ini adalah variasi pada kisaran dosis optimal yang didapatkan dari percobaan pendahuluan dengan rentang dosis 0 sampai dengan 600 ppm pada pH 5 untuk setiap koagulan.
- Variabel terikat
 - turbiditas,
 - TSS,
 - pH akhir limbah,
 - Kandungan logam Fe,
 - Kandungan logam Mn, dan
 - Kandungan logam Al.

3.5 Data Pengamatan

Data penelitian yang diambil adalah:

1. Turbiditas hasil proses pengendapan.
2. pH awal limbah dan pH akhir proses pengendapan.

3. TSS awal dan TSS akhir proses pengendapan.

3.6 Pengolahan Data

Rumus yang digunakan adalah rumus untuk menghitung TSS air limbah.

$$\text{mg/l residu tersuspensi} = \frac{(A - B) \times 1000}{(\text{ml sampel})} \quad (3.1)$$

Dimana

A = Berat kertas saring dengan residu tersuspensi

B = Berat kertas saring kosong

Data-data yang didapat akan ditampilkan dalam bentuk:

- grafik dosis koagulan vs turbiditas pada pH yang berbeda
- grafik dosis koagulan vs delta pH pada pH yang berbeda
- grafik dosis koagulan vs TSS pada pH yang berbeda
- tabel kandungan logam Fe, Mn, dan Al pada kondisi optimal tiap koagulan dan kondisi dengan turbiditas tertinggi.

BAB 4

HASIL DAN PEMBAHASAN

4.1 Analisis Prosedur Percobaan

Uji laboratorium untuk proses koagulasi pada pengolahan air limbah pada umumnya dilakukan dengan metode *jar test*, dimana metode ini dimaksudkan untuk meniru sebaik mungkin keadaan yang sebenarnya di lapangan. Metode ini dilakukan dengan menggunakan alat *jar test* standar dengan enam pengaduk dan dilengkapi dengan penanda kecepatan pengadukan.

Sebelum dilakukan *jar test*, terlebih dahulu dibuat model air limbah. Model air limbah yang dibuat merupakan air dengan kandungan padatan batubara tersuspensi yang dibuat sama dengan kondisi sebenarnya yaitu dengan TSS sebesar ± 1000 mg/l (Putra, 2007). Model air limbah dengan kandungan TSS tersebut dapat dibuat dengan menambahkan tiga gram serbuk batubara yang tersedia ke dalam 500 ml air tanah, dimana jumlah batubara yang dibutuhkan untuk mencapai nilai TSS yang diinginkan didapat dengan *trial and error*. Setelah diaduk, air limbah tersebut dibiarkan selama sepuluh menit agar suspensi yang diinginkan dan padatan besar yang terdapat pada dasar *beaker glass* dapat dipisahkan. Pemisahan ini dilakukan agar padatan-padatan besar yang ada tidak terikut pada uji *jar test* dimana pada kondisi sebenarnya, padatan-padatan tersebut akan mengendap dengan sendirinya tanpa ditambahkan koagulan. Selain itu, padatan-padatan tersebut dapat menjadi tempat terperangkapnya partikel-partikel koloid pada saat dilakukannya uji *jar test* sehingga hasil *jar test* akan menjadi tidak akurat.

Penentuan kisaran dosis pada uji *jar test* didapatkan berdasarkan data dari uji pendahuluan yang dilakukan pada variasi dosis yang luas untuk mengetahui kisaran dosis optimal. Kisaran dosis optimal dapat dilihat secara visual ataupun dengan uji turbiditas. Pada dosis yang terlalu rendah, flok tidak akan terbentuk karena koagulan yang diberikan tidak cukup untuk mengkompresi lapisan ganda partikel koloid ataupun mengikat partikel koloid untuk membentuk *bridging*. Sedangkan pada dosis

yang terlalu tinggi, restabilisasi koloid dapat terjadi karena kelebihan kation sehingga flok juga tidak akan terbentuk. Nilai pH awal air limbah yang ada pada kisaran 3.4 sampai 3.6 juga perlu dinaikkan pada proses ini, dimana tidak terdapat alkalinitas pada pH di bawah 4.5 yang menyebabkan tidak terbentuknya hidroksida logam (Qasim dkk, 2000).

Uji *jar test* dilakukan dengan metode standar dimana air limbah yang telah ditambahkan koagulan dan disesuaikan pH-nya diaduk dengan pengadukan cepat dengan kecepatan 100 rpm selama tiga menit sebagai tahap destabilisasi partikel koloid dan dilanjutkan dengan pengadukan lambat dengan kecepatan 20 rpm selama 12 menit sebagai tahap flokulasi. Setelah selesai proses pengadukan, hasil *jar test* didiamkan selama 15 menit untuk proses pengendapan flok. Sampel yang diambil merupakan bagian paling bening (bagian atas) dari air olahan. Pengambilan sampel harus dilakukan dengan perlahan-lahan untuk menghindari guncangan dan menyebabkan restabilisasi partikel-partikel koloid yang telah membentuk flok.

4.2 Analisis Hasil *Jar Test*

4.2.1 Koagulan FeCl₃

4.2.1.1 Pengaruh Dosis

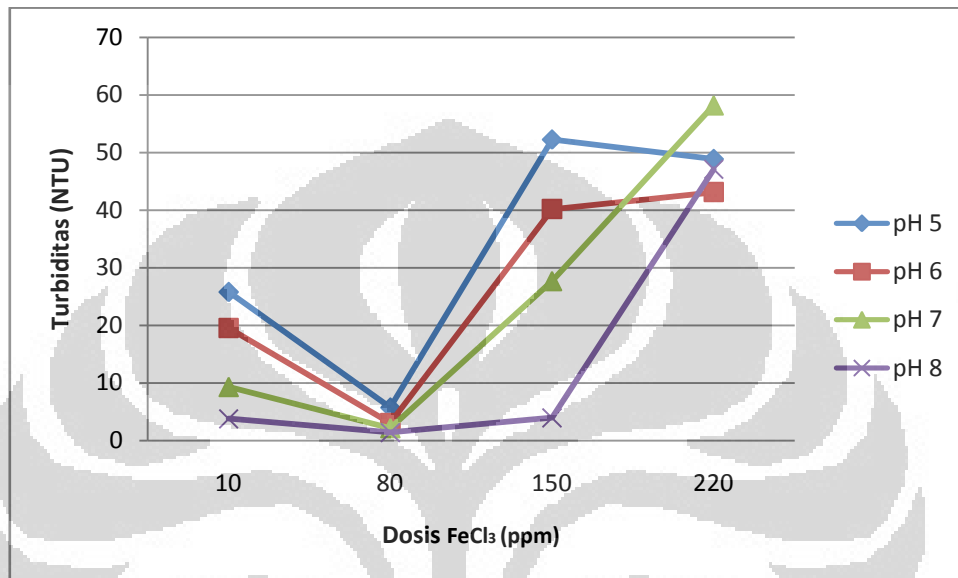
FeCl₃ merupakan garam logam yang biasa digunakan sebagai koagulan. FeCl₃ digunakan sebagai koagulan karena sifatnya yang akan mengion di dalam air menjadi kation Fe³⁺. Kation ini nantinya akan bereaksi dengan alkalinitas dan terhidrolisis menjadi padatan hidroksida logam yang tidak larut dalam air. Reaksinya adalah:



Dengan adanya padatan hidroksida logam ini, mekanisme destabilisasi partikel koloid, khususnya mekanisme pemerangkapan partikel koloid dalam endapan akan dapat terjadi. Partikel-partikel koloid yang ada akan terperangkap pada struktur flok hidroksida logam dan terbawa.

Selain pembentukan hidroksida logam, penambahan kation akan mempengaruhi kekuatan muatan partikel koloid untuk membantu proses destabilisasi. Kation yang ditambahkan nantinya akan dapat mengurangi kekuatan muatan negatif

partikel koloid sehingga terjadi kompresi lapisan ganda. Jika muatan negatif ini cukup lemah untuk tiap partikel berdekatan satu sama lain, maka gaya van der Waals akan dapat bekerja dan terjadi penggumpalan dari partikel-partikel koloid sehingga terbentuk flok (Sundstrom, 1979).



Gambar 4.1 Pengaruh Variasi Dosis FeCl₃ terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda

Dari Gambar 4.1, dapat kita lihat bahwa dosis optimal dari koagulan FeCl₃ adalah pada dosis 80 ppm. Secara visual, terlihat pembentukan flok yang lebih besar dibandingkan dengan variasi dosis lain pada pH yang berbeda. Pada penggunaan koagulan ini, penambahan dosis koagulan yang tidak tepat pada air limbah akan membuat air limbah berwarna kekuningan. Hal ini disebabkan oleh banyaknya ion logam hidroksida pada larutan yang dapat dibuktikan pada uji kandungan logam. Penambahan dosis yang tepat akan sangat menentukan nilai turbiditas akhir proses koagulasi.

Pada percobaan, hasil *jar test* dengan dosis koagulan di bawah 80 ppm pada setiap variasi pH menunjukkan terbentuknya flok dengan ukuran kecil. Hal ini dapat menyebabkan rendahnya pemerangkapan partikel koloid sehingga menurunkan efisiensi mekanisme *sweep floc*. Penyapuan partikel-partikel koloid yang terjadi pada tahap flokulasi akan sangat menentukan hasil akhir *jar test* dimana kemampuan

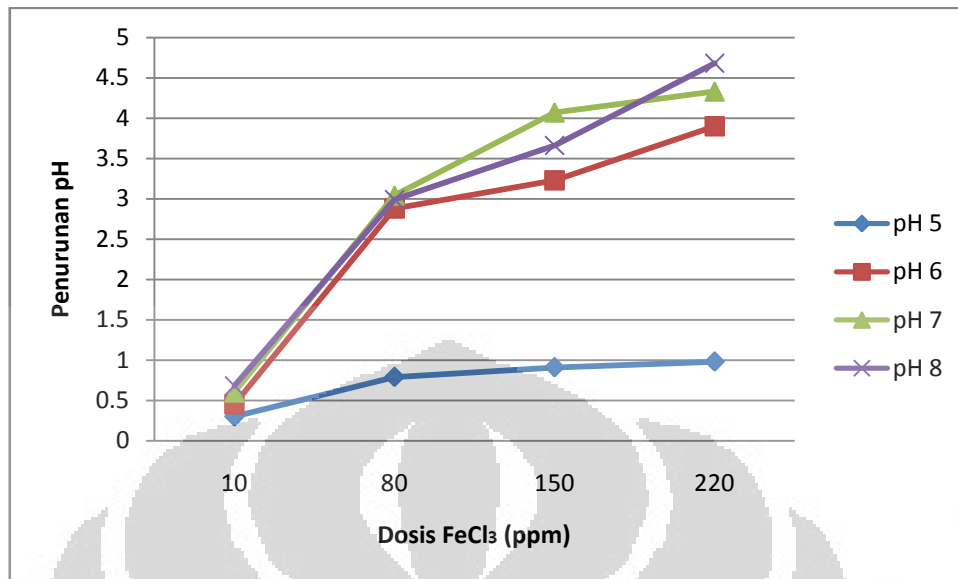
padatan logam hidroksida memerangkap partikel-partikel tersebut berbanding lurus dengan besarnya flok yang terbentuk.

Pada variasi dosis diatas 80 ppm, juga terlihat partikel flok yang terbentuk berukuran kecil. Hal ini dapat terjadi bila dosis koagulan yang ditambahkan pada air limbah berlebih. Kelebihan kation pada suspensi dapat menyebabkan restabilisasi muatan partikel koloid karena terjadinya adsorpsi *counter ion*, yang dalam kasus ini adalah kation besi. Bila *counter ion* yang teradsorp berlebih, muatan partikel koloid akan menjadi positif dan partikel-partikel ini justru akan saling menjauh sehingga gaya van der Waals tidak dapat bekerja. Hal tersebut tergambar pada Gambar 2.6.

4.2.1.2 Pengaruh pH

Pada proses koagulasi, kesetimbangan di dalam larutan sangat bergantung pada pH. Diagram kesetimbangan komposisi larutan dengan kation logam biasa dijadikan rujukan pada proses koagulasi walaupun akan terjadi perbedaan pada proses sebenarnya dikarenakan banyaknya faktor lain yang mempengaruhi.

Pada Gambar 4.1, terlihat bahwa pH optimal terjadinya koagulasi adalah pada pH 8. Hal ini sesuai dengan literatur yang menyatakan bahwa konstanta kelarutan minimal untuk hidroksida logam adalah pada kisaran pH 8. Hal tersebut dapat dilihat pada Gambar 2.5. Pada kelarutan minimum, logam hidroksida akan menjadi jenuh dan akan mengendap. Endapan logam hidroksida berupa $\text{Fe}(\text{OH})_3$ akan semakin banyak terbentuk pada titik kelarutan minimum ini. Dengan semakin banyaknya terbentuk $\text{Fe}(\text{OH})_3$, maka akan makin besar efisiensi *sweep flocculation* yang terjadi, sehingga nilai turbiditas akhir pun akan semakin rendah. Selain itu, titik isoelektrik yaitu titik dimana nilai potensial zeta dari padatan $\text{Fe}(\text{OH})_3$ mendekati nol adalah pada pH 8.3, dimana proses koagulasi akan berjalan optimal pada nilai potensial zeta mendekati nilai isoelektrik (Sundstrom, 1979).

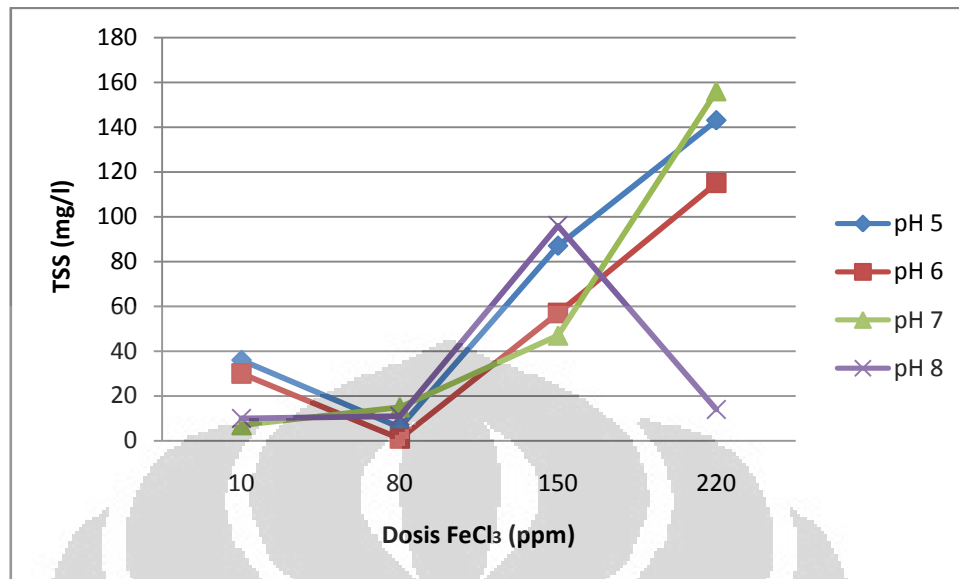


Gambar 4.2 Nilai Penurunan pH Pada Dosis Koagulan FeCl₃ Yang Berbeda

Dari Gambar 4.2, terlihat bahwa dengan semakin banyaknya koagulan yang ditambahkan, maka nilai pH akhir air limbah semakin berkurang. Nilai pH menurun karena alkalinitas yang ada dipakai untuk menghidrolisis kation besi menjadi padatan Fe(OH)₃.

4.2.1.3 Analisis TSS Dan Kandungan Logam

Dari Gambar 4.3, dapat dilihat bahwa nilai TSS akhir terkecil dari air limbah juga terjadi pada dosis 80 ppm, dimana telah diketahui bahwa pada pH ini flok yang terbentuk lebih besar bila dibandingkan pada variasi lain.



Gambar 4.3 Pengaruh Variasi Dosis Koagulan FeCl₃ terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda

Dari hasil uji kandungan logam yang terdapat pada Tabel 4.1, terlihat data pada *blank test*, hasil pada kondisi optimal yaitu pada pH 8 dan dosis 80 ppm, dan juga hasil pada kondisi dengan nilai turbiditas tertinggi yaitu pada pH 7 dan dosis 220 ppm. Berdasarkan hasil uji, terdapat kandungan Fe yang tinggi pada model air limbah.

Tabel 4.1 Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan Koagulan FeCl₃

Sampel	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)
Model Air Limbah	20	0.38	0.76
pH 8, 80 ppm	0.43	0.12	<0.01
pH 7, 220 ppm	39	0.24	<0.01

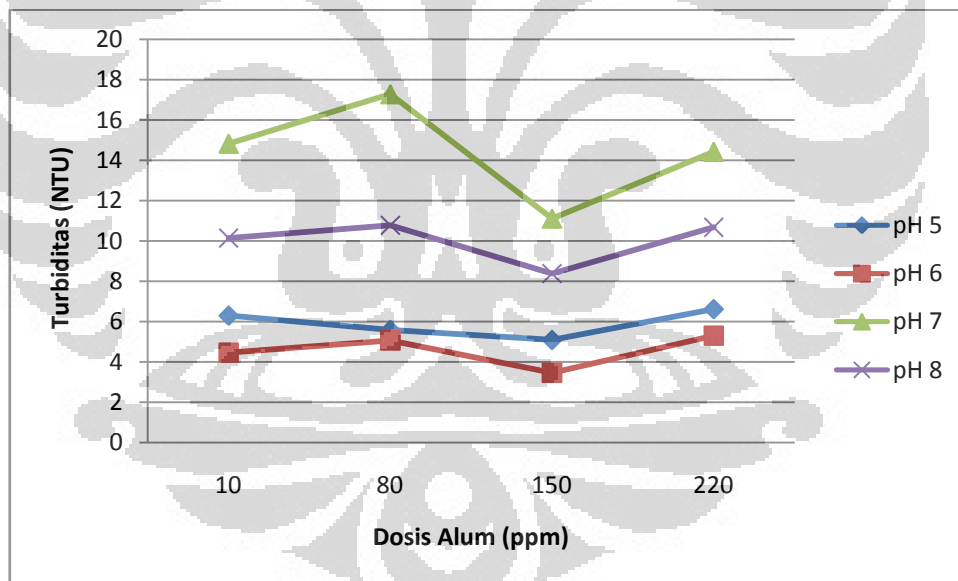
Pada dosis optimal, terlihat penurunan kandungan ketiga logam. Hal ini dapat membuktikan efektifitas penggunaan koagulan untuk mengurangi kandungan logam pada air limbah. Sedangkan pada kondisi terburuk, justru terlihat peningkatan kandungan Fe yang sangat signifikan. Peningkatan ini terjadi karena kelebihan dosis yang menyebabkan kation logam Fe dari koagulan membentuk padatan terlarut dan bukannya partikel flok. Hal tersebut juga berkaitan erat dengan sifat kelarutan

hidroksida besi dalam air, dimana pada pH yang tidak tepat, nilai konstanta kelarutan lebih besar bila dibandingkan pada pH optimal.

4.2.2 Koagulan $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

4.2.2.1 Pengaruh Dosis

Pada dasarnya, garam logam $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ atau alum juga merupakan garam logam yang dapat mengion menjadi kation trivalen bila dilarutkan ke dalam air sebagaimana halnya garam logam FeCl_3 . Tetapi dalam aplikasinya pada pengolahan air limbah, khususnya yang mengandung banyak padatan tersuspensi, hasil koagulasi dengan menggunakan garam logam ini akan memiliki perbedaan dengan FeCl_3 (Jamali dkk, 2009). Garam logam ini akan membentuk padatan logam hidroksida bila bereaksi dengan alkalinitas dengan reaksi sebagai berikut:



Gambar 4.4 Pengaruh Variasi Dosis alum terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda

Pada Gambar 4.5, dapat kita lihat bahwa performa koagulan optimum terjadi pada dosis 150 ppm, dimana kecenderungan ini juga terjadi pada pH yang berbeda. Berbeda dengan koagulan FeCl_3 , perbedaan ukuran flok yang terbentuk pada dosis optimum dan pada variasi dosis lain tidak terlihat dengan jelas. Walaupun

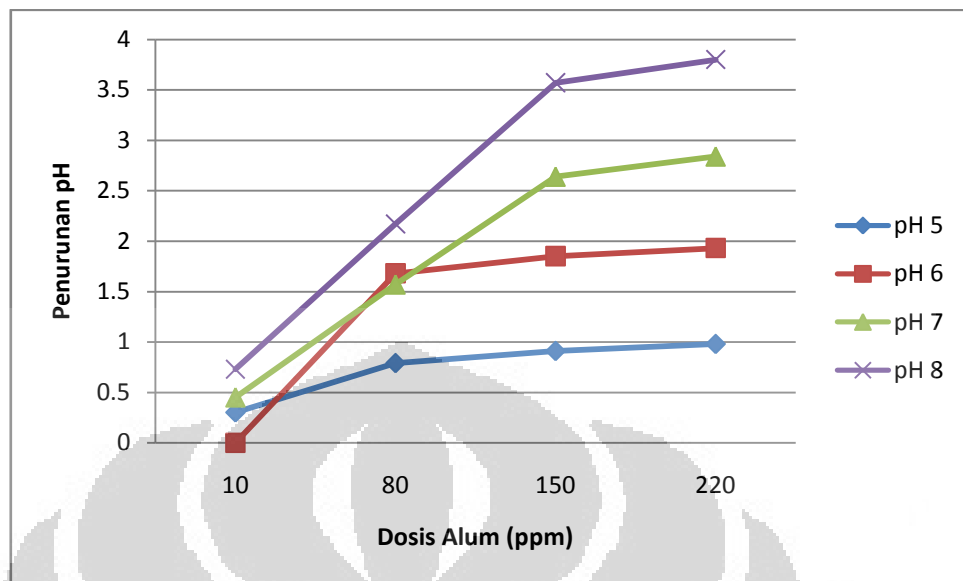
begitu, uji turbiditas menunjukkan bahwa kekeruhan minimum dicapai pada dosis koagulan 150 ppm. Dari hal tersebut dapat disimpulkan bahwa mekanisme yang dominan dalam proses koagulasi dengan koagulan alum ini adalah mekanisme kompresi lapisan ganda. Seperti terlihat pada Gambar 2.3 dan 2.6, kompresi lapisan ganda merupakan mekanisme destabilisasi suspensi dengan penambahan kation dimana penambahan dosis koagulan yang tepat sangat menentukan kerja mekanisme ini. Kompresi lapisan ini membuat muatan pada lapisan ganda, terutama lapisan *diffused* untuk ternetralisasi sehingga jarak antar partikel cukup dekat untuk membuat gaya van der Waals bekerja.

Pada dosis 10 dan 80 ppm, penambahan garam logam belum cukup untuk mendapatkan turbiditas optimal dimana flok yang terbentuk karena gaya van der Waals antar partikel belum cukup banyak. Sedangkan pada dosis 220 ppm, nilai turbiditas kembali naik karena terjadinya restabilisasi suspensi karena kelebihan kation pada larutan.

Pada penggunaan koagulan alum, perbandingan nilai turbiditas akhir pengolahan air limbah pada dosis optimal dengan pada dosis lain menunjukkan nilai turbiditas akhir yang tidak terlalu jauh, berbeda dengan pada penggunaan koagulan FeCl_3 . Hal ini dapat disebabkan oleh ion logam hidroksida aluminium yang terbentuk pada larutan tidak memberikan warna yang mencolok seperti ion logam hidroksida besi sehingga tidak terlalu mempengaruhi nilai turbiditas akhir.

4.2.2.2 Pengaruh pH

Pada Gambar 4.5, dapat terlihat bahwa pH optimal terjadinya proses koagulasi adalah pada pH 6. Hal ini sejalan dengan Gambar 2.5 yang didapat dari literatur yang mengatakan bahwa kelarutan minimal untuk hidroksida logam aluminium adalah pada pH 6.3 (Sundstrom, 1979), mendekati nilai pH optimal pada percobaan.

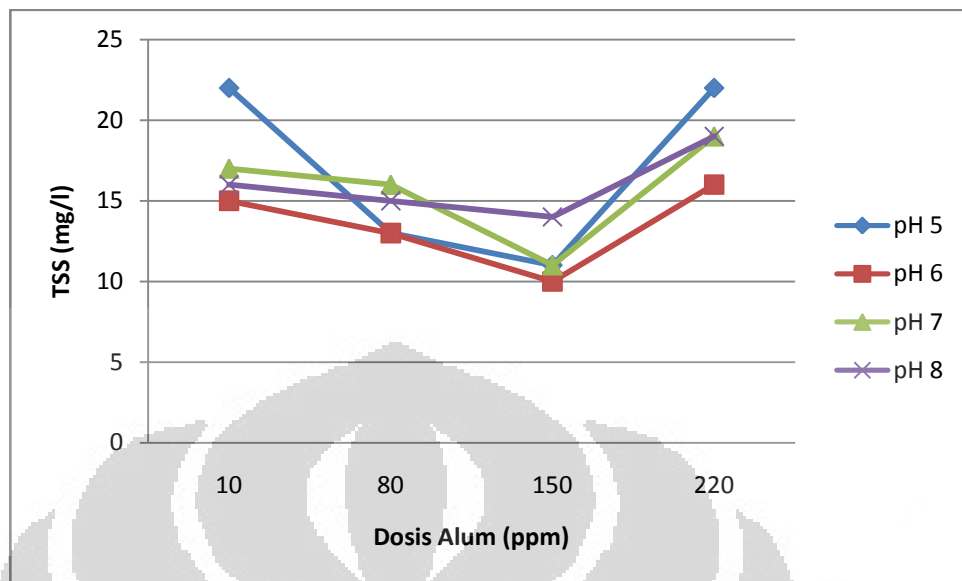


Gambar 4.5 Nilai Penurunan pH Pada Dosis Koagulan Alum Yang Berbeda

Dari gambar 4.6, dapat terlihat bahwa dengan penambahan dosis koagulan, maka nilai pH pada akhir proses koagulasi semakin turun. Nilai pH mengalami penurunan karena alkalinitas air limbah dipakai untuk membentuk padatan logam hidroksida $\text{Al}(\text{OH})_3$ dimana penurunannya berbanding lurus dengan penambahan koagulan.

4.2.2.3 Analisis TSS Dan Kandungan Logam

Pada Gambar 4.7, terlihat bahwa nilai TSS akhir air limbah berbanding lurus dengan nilai turbiditas akhir pada dosis koagulan dan pH yang sama. Hal ini menandakan bahwa penyapuan partikel-partikel koloid oleh flok yang terbentuk berjalan optimal, walaupun flik yang terbentuk berukuran kecil. Selain itu, kesinambungan ini memperlihatkan bahwa ion logam hidroksida yang terbentuk tidak mempengaruhi hasil uji turbiditas dimana ion logam hidroksida aluminium tidak memberikan efek warna seperti pada penggunaan koagulan FeCl_3 .



Gambar 4.6 Pengaruh Variasi Dosis Koagulan alum terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda

Dari hasil uji kandungan logam yang terdapat pada Tabel 4.2, terlihat data pada *blank test*, hasil pada kondisi optimal yaitu pada pH 6 dan dosis 150 ppm, dan juga hasil pada kondisi dengan nilai turbiditas tertinggi yaitu pada pH 7 dan dosis 80 ppm. Dari data yang didapat, terlihat perbedaan penurunan kandungan Fe dan Mn dimana penurunan kandungan logam pada kondisi optimal lebih besar bila dibandingkan pada kondisi terburuk. Pada pH 7 dan dosis 80 ppm, justru terlihat peningkatan kandungan Al pada hasil pengolahan air limbah. Hal tersebut disebabkan oleh aluminium hidroksida yang tidak mengendap dan justru terlarut pada air hasil olahan. Hal ini dapat dijelaskan oleh Gambar 2.5 yang menggambarkan kurva kesetimbangan hidroksida aluminium di air, dimana proses koagulasi pada pH yang tidak tepat justru akan membuat kandungan aluminium hidroksida terlarut semakin besar.

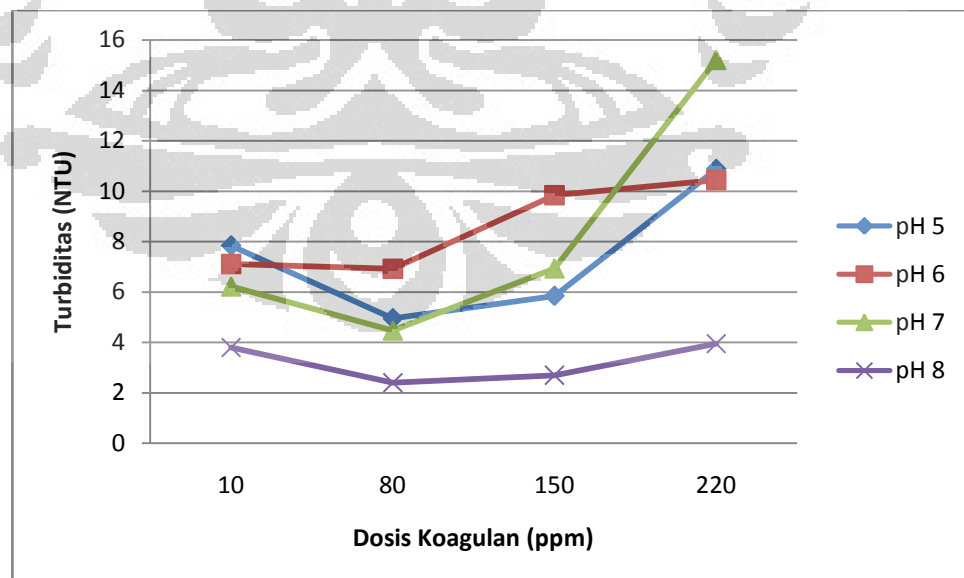
Tabel 4.2 Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan koagulan Alum

Sampel	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)
Model Air Limbah	20	0.38	0.76
pH 6, 150 ppm	0.77	0.31	<0.01
pH 7, 80 ppm	1.88	0.33	1.5

4.2.3 Koagulan PAC

4.2.3.1 Pengaruh Dosis

PAC atau *Poly Aluminum Chloride* merupakan koagulan polimer anorganik yang tidak bisa digambarkan oleh satu rumus kimia. Koagulan ini merupakan pengembangan dari polimer yang terbentuk sebagai zat antara pada penggunaan koagulan aluminium sebelum terbentuk menjadi padatan logam hidroksida $\text{Al}(\text{OH})_3$. Pada umumnya koagulan ini dirumuskan sebagai $[\text{Al}_2(\text{OH})_n\text{Cl}_{6-n}]_m$, dengan $m < 10$ dan $n < 5$. Kerja koagulan ini hampir sama dengan koagulan kationik tetapi memiliki kelebihan yaitu aktivitas yang tinggi dan memiliki kandungan *basicity* atau basisitas sehingga penurunan pH pada hasil akhir pengolahan air limbah tidak terlalu besar. Koagulan ini memiliki kemampuan untuk membentuk flok yang besar sehingga mekanisme pemerangkapan partikel-partikel koloid akan dapat terjadi dengan baik. Telah diketahui bahwa polimer ini mengandung spesies kation Al_{13} ($[\text{AlO}_4\text{Al}_{12}(\text{OH})_{24}(\text{H}_2\text{O})_{12}]^{7+}$) yang nantinya dapat membantu pengendapan dengan mekanisme kompresi lapisan ganda (chengzhi, 2006). Spesies Al_{13} ini nantinya akan membentuk flok dengan ukuran besar saat terhidrolisis dan akan membawa partikel-partikel koloid dengan mekanisme *sweep flocculation* (Lin dkk, 2009).



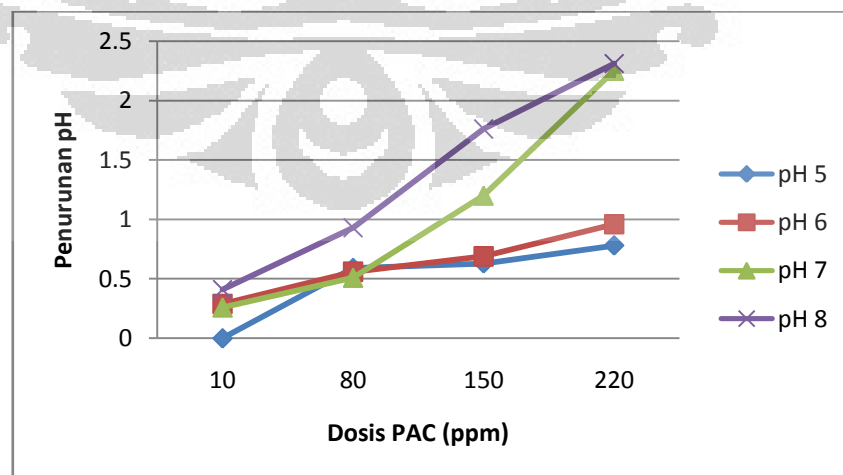
Gambar 4.7 Pengaruh Variasi Dosis PAC terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda

Pada Gambar 4.9 dapat kita lihat bahwa dosis optimal terjadinya proses koagulasi adalah pada dosis 80 ppm. Pada dosis 10 ppm, walaupun terlihat flok yang besar, tetapi nilai turbiditasnya masih lebih tinggi dari nilai turbiditas pada dosis 80 ppm. Hal ini terjadi karena kurangnya kation yang dapat mengkompresi lapisan ganda partikel koloid sehingga walaupun mekanisme *sweep flocculation* dapat bekerja, penggumpalan partikel karena gaya tarik van der Waals tidak terlalu signifikan.

Pada dosis 150 dan 220 ppm, dapat dilihat bahwa nilai turbiditas kembali naik. Pada dosis ini pun terlihat flok yang besar, tetapi nilai turbiditasnya lebih tinggi dari variasi dosis 80 ppm. Hal ini disebabkan oleh restabilisasi muatan partikel-partikel koloid karena kelebihan kation pada larutan sehingga walaupun terjadi mekanisme *sweep flocculation*, masih banyak partikel koloid yang tidak saling menempel dan menggumpal.

4.2.3.2 Pengaruh pH

Dari Gambar 4.9, terlihat bahwa koagulasi optimal terjadi pada pH 8. Telah diketahui bahwa kandungan spesies Al_{13} pada koagulan ini memiliki peran penting dalam pembentukan flok. Pengaruh pH yang paling besar pada penggunaan koagulan ini adalah bahwa pembentukan endapan dari Al_{13} dapat terjadi optimal pada pH Basa (Lin dkk, 2009). Hal ini sesuai dengan hasil yang didapat bahwa koagulasi optimal pada pH 8 memiliki kisaran nilai turbiditas yang berbeda dari variasi pH lainnya.

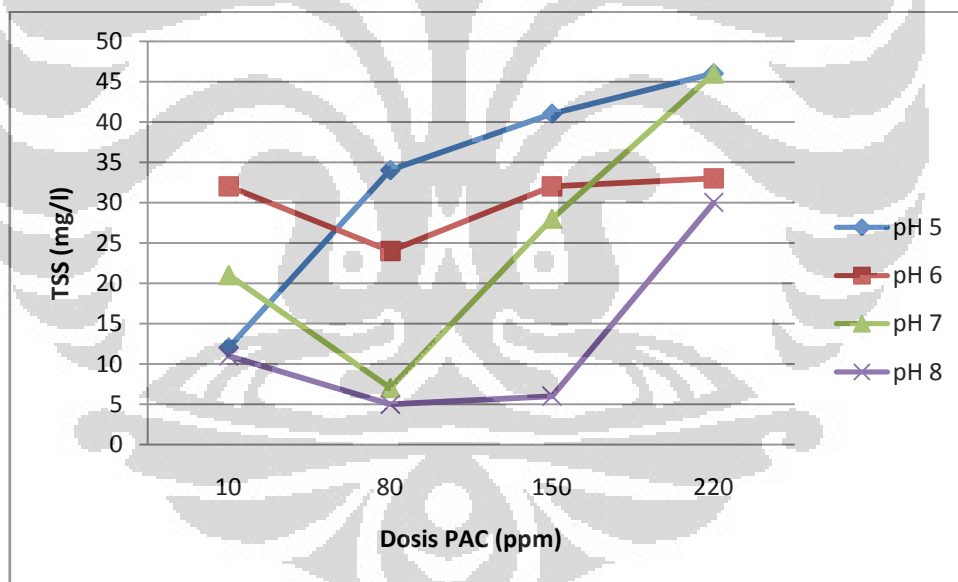


Gambar 4.8 Nilai Penurunan pH Pada Dosis Koagulan PAC Yang Berbeda

Kogulan ini memiliki nilai basisitas yang memungkinkan terjadinya koagulasi dengan keadaan alkalinitas yang rendah. Dari Gambar 4.10, dapat dilihat bahwa nilai penurunan pH pada setiap variasi koagulan dan variasi pH tidak tidak sebesar penurunan pH pada penggunaan koagulan alum dan FeCl_3 . Hal ini disebabkan oleh pada saat PAC terhidrolisis, flok yang terbentuk bergabung dengan ion klorida sehingga asam tidak dapat terbentuk (Kemmer, 1988). Selain itu, basisitas yang terkandung pada PAC juga ikut meminimisasi konsumsi alkalinitas.

4.2.3.3 Analisis TSS dan Kandungan Logam

Dari Gambar 4.11, terlihat bahwa kandungan TSS minimum juga terjadi pada dosis 80 ppm dan pH 8. Hal ini sesuai dengan kondisi pada turbiditas minimum. Dengan demikian, dapat disimpulkan bahwa *sweep flocculation* yang terjadi dapat menyapu partikel-partikel koloid dengan baik.



Gambar 4.9 Pengaruh Variasi Dosis Koagulan PAC terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda

Dari hasil uji kandungan logam yang terdapat pada Tabel 4.3, terlihat data pada *blank test*, hasil pada kondisi optimal yaitu pada pH 8 dan dosis 80 ppm, dan juga hasil pada kondisi dengan turbiditas tertinggi yaitu pada pH 7 dan dosis 220 ppm. Pada hasil yang didapatkan, terlihat bahwa pada kondisi optimal, penurunan

kandungan logam cukup signifikan. Kandungan Al pada pH 7 dan dosis 220 ppm memperlihatkan kandungan logam Al yang tinggi. Hal tersebut dapat disebabkan oleh banyaknya spesies Al_{13} yang tidak berhasil membentuk endapan.

Tabel 4.3 Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan koagulan PAC

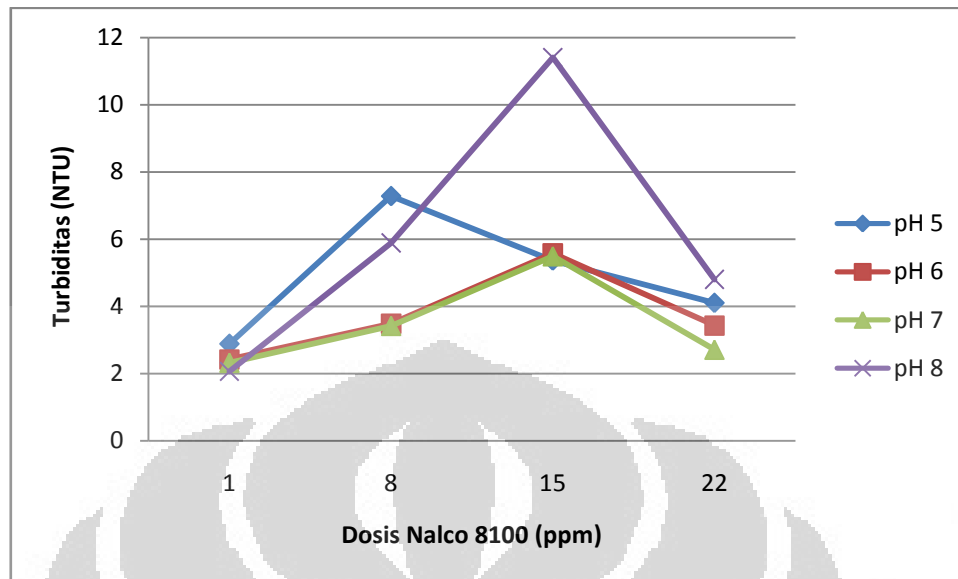
Sampel	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)
Model Air Limbah	20	0.38	0.76
pH 8, 80 ppm	0.39	0.19	<0.01
pH 7, 220 ppm	1.32	0.26	20.39

4.2.4 Koagulan Nalco 8100

4.2.4.1 Pengaruh Dosis

Nalco 8100 merupakan merek dagang salah satu koagulan polimer organik dari PT Nalco. Koagulan ini merupakan koagulan polimer organik kationik dengan kandungan *epichlorohydrin dimethylamine* dengan berat molekul antara 50,000 sampai 150,000 g/mol. Koagulan ini bekerja dengan menetralkan muatan dan juga dengan mekanisme *bridging*, dimana mekanisme ini merupakan mekanisme destabilisasi yang menjadi keunggulan koagulan ini.

Pada percobaan, secara visual variasi dosis 15 ppm memberikan pembentukan flok yang besar, tetapi pada dosis ini larutan menjadi kekuningan. Variasi dosis telah dicoba pada dosis yang lebih kecil dari 1 ppm dan lebih besar dari 22 ppm dan hasilnya menunjukkan pembentukan flok yang semakin buruk dan turbiditas yang didapat lebih tinggi dari rentang variasi dosis pada percobaan. Warna kekuningan ini merupakan hasil dari oksidasi senyawa besi yang dapat dilihat pada uji kandungan logam pada Tabel 4.4.

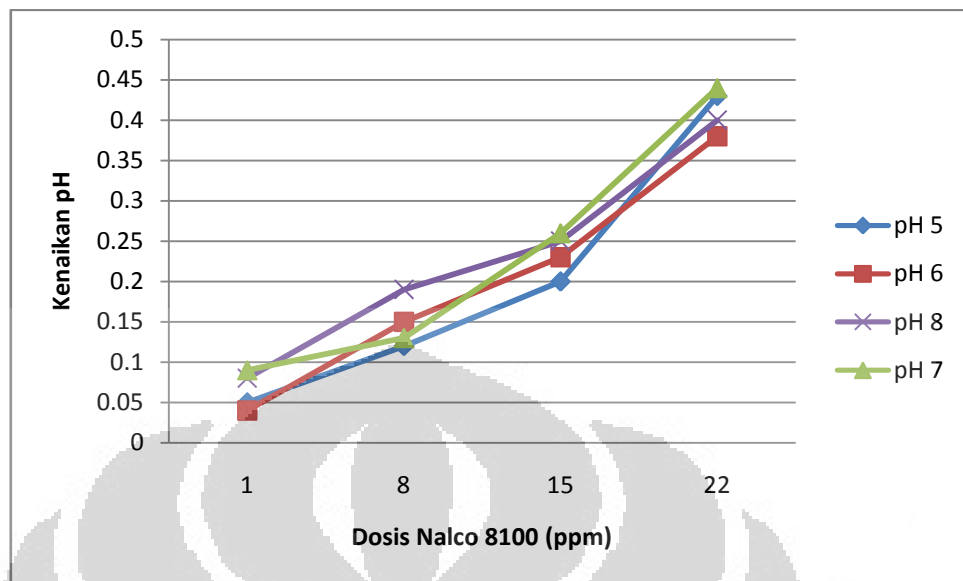


Gambar 4.10 Pengaruh Variasi Dosis Nalco 8100 terhadap Turbiditas Pada pH Berbeda

4.2.4.2 Pengaruh pH

Pada Gambar 4.13, dapat kita lihat bahwa tidak terdapat kecenderungan yang terlihat jelas antar tiap variasi pH. Hal ini disebabkan karena koagulan ini tidak bekerja berdasarkan kelarutannya di dalam air untuk membentuk hidroksida sehingga tidak terdapat korelasi yang signifikan antara kinerja koagulan dan pH. Perbedaan yang terjadi pada variasi pH terjadi karena perbedaan sifat dari zat-zat terlarut, terutama logam terlarut, pada pH yang berbeda.

Koagulan ini memiliki bagian-bagian aktif pada struktur polimernya, dimana Nalco 8100 memiliki bagian aktif yaitu gugus *quaternary ammonium* dengan muatan positif. Bagian aktif ini memiliki fungsi sebagai penetral muatan partikel koloid. Selain itu, bagian aktif ini juga merupakan tempat partikel koloid mengadsorpsi molekul koagulan polimer untuk membentuk jembatan antar partikel. Dengan terhubungnya beberapa partikel menjadi partikel flok maka mekanisme *bridging* dapat terjadi. Terbentuknya partikel flok yang besar juga dapat membantu proses destabilisasi dengan mekanisme *sweep floc*.

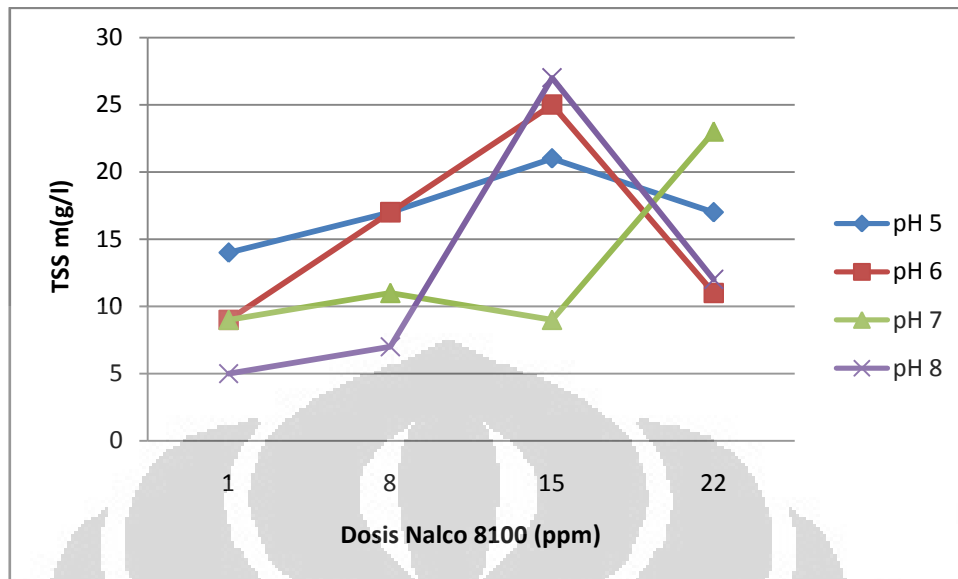


Gambar 4.11 Nilai Kenaikan pH Pada Dosis Koagulan Nalco 8100 Yang Berbeda

Sedikit kenaikan pH yang terjadi pada air limbah yang telah diolah disebabkan oleh reaksi antara polimer ini dengan air yang menghasilkan ion OH^- (Kemmer, 1988). Tiap variasi pH memberikan kecenderungan yang sama, yaitu kenaikan pH yang hampir seragam.

4.2.4.2 Analisis TSS Dan Kandungan Logam

Pada dosis 15 ppm, terlihat kecenderungan nilai TSS yang tinggi bila dibandingkan pada variasi dosis lain. Hal ini disebabkan oleh hasil oksidasi senyawa besi yang tidak larut tetapi juga tidak ikut terbawa mekanisme *sweep floc* oleh flok yang terbentuk.



Gambar 4.12 Pengaruh Variasi Dosis Koagulan Nalco 8100 terhadap TSS Akhir Pada pH Berbeda

Dari hasil uji kandungan logam yang terdapat pada Tabel 4.4, terlihat data pada *blank test*, hasil pada kondisi optimal yaitu pada pH 8 dan dosis 1 ppm, dan juga hasil pada kondisi terburuk yaitu pada pH 8 dan dosis 15 ppm. Berdasarkan hasil uji kandungan logam, koagulan ini pada kondisi optimal bekerja sangat baik dalam mengeliminasi kandungan logam pada air limbah. Sedangkan pada pH 8 dan dosis 15 ppm dimana variasi ini memiliki nilai turbiditas tinggi karena warna air limbah yang kekuningan, terlihat kandungan Fe yang tinggi.

Tabel 4.4 Hasil Uji Kandungan Logam Pada Penggunaan koagulan Nalco 8100

Sampel	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Al (mg/L)
Model Air Limbah	20	0.38	0.76
pH 8, 1 ppm	0.11	<0.01	<0.01
pH 8, 15 ppm	6.85	0.1	<0.01

4.3 Evaluasi Biaya Koagulan

Pemakaian koagulan sangat menentukan biaya yang nantinya akan dikeluarkan pada pengolahan air limbah batubara. Biaya yang dikeluarkan pada proses pengolahan ini didasarkan pada kebutuhan koagulan berdasarkan hasil analisis *jar test*.

Tabel 4.5 Daftar Harga Koagulan

Bahan	Harga
Alum	Rp 3000/kg
FeCl ₃	Rp 3800/kg
PAC	Rp 4500/kg
Nalco 8100	Rp 42,500/kg

Biaya yang dikeluarkan adalah biaya penggunaan koagulan per hari, dengan jumlah limbah berdasarkan penelitian sebelumnya di PT Berau Coal yaitu 372,384 Liter/hari (Putra, 2007).

Tabel 4.6 Biaya Koagulan

Koagulan	Kebutuhan/hari	Total Biaya
Alum (150 ppm)	55.86 kg/hari	Rp 167,580
FeCl ₃ (80 ppm)	29.8 kg/hari	Rp 113,240
PAC (80 ppm)	29.8 kg/hari	Rp 134,100
Nalco 8100 (1 ppm)	0.44 kg/hari	Rp 18,675

Berdasarkan perhitungan dengan hanya memasukkan biaya pemakaian koagulan saja, maka biaya paling kecil yang dikeluarkan untuk pembelian koagulan adalah penggunaan koagulan Nalco 8100.

BAB 5

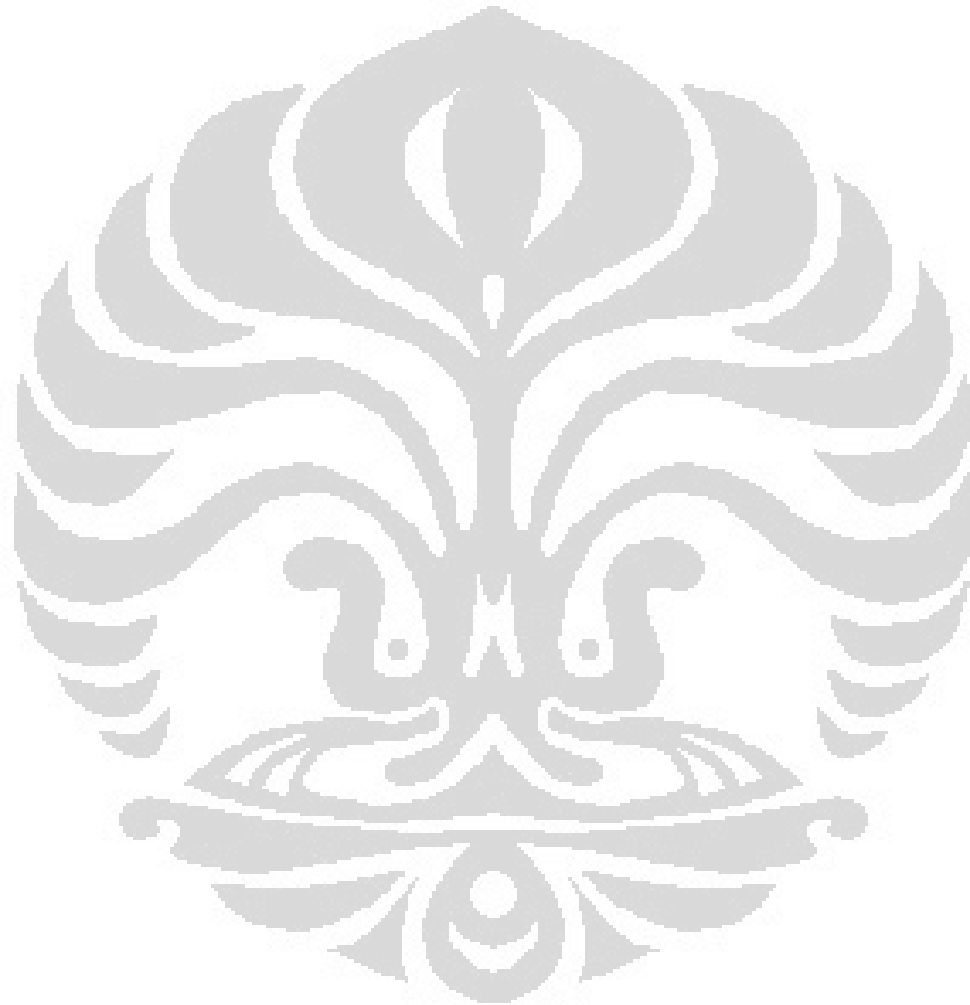
KESIMPULAN DAN SARAN

5.1 Kesimpulan

1. Koagulan yang dipakai terbukti dapat digunakan untuk mengolah air limbah batubara
2. Dosis optimal yang dicapai untuk setiap koagulan merupakan dosis dimana jumlah koagulan yang ditambahkan tepat untuk mendestabilisasi partikel koloid dalam air limbah
3. Koagulan kationik $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ dan FeCl_3 bekerja berdasarkan sifat kelarutannya di dalam air untuk mendestabilisasi partikel koloid pada air limbah batubara, dimana kelarutan dari koagulan kationik merupakan fungsi pH
4. Penurunan pH pada air hasil olahan dengan menggunakan koagulan kationik cukup besar bila dibandingkan dengan dua koagulan lainnya.
5. Koagulan PAC dapat bekerja optimal pada kondisi pH basa
6. Penurunan pH pada air hasil olahan dengan menggunakan koagulan PAC tidak sebesar pada penggunaan koagulan kationik karena basisitas yang terdapat pada PAC
7. Kinerja koagulan polimer organik kationik Nalco 8100 tidak dipengaruhi oleh pH
8. Secara keseluruhan, koagulan yang paling efektif dan efisien dalam mengolah air limbah adalah Nalco 8100 dengan hasil:
 - Turbiditas 2.06 NTU
 - TSS 5 mg/l
 - Kandungan Fe 0.11mg/l
 - Kandungan Mn < 0.01 mg/l
 - Kandungan Al < 0.01 mg/l

5.2 Saran

Pada dasarnya, metode *jar test* merupakan metode skala laboratorium untuk menirukan kondisi sebenarnya dari proses koagulasi dalam pengolahan air limbah sehingga perlu dilakukan beberapa modifikasi untuk menyesuaikan dengan kondisi di lapangan.



DAFTAR REFERENSI

- _____, *Produksi-konsumsi-ekspor-impor batubara*, www.esdm.go.id (diakses pada 12 Mei 2009)
- _____, *Industrial Wastewater Treatment*, www.wikipedia.org (diakses pada 25 Juni 2009)
- _____, *Turbidity*, www.wikipedia.org (diakses pada 20 Juni 2009)
- _____, *Standard Jar Test Methode*, www.waterspecialist.biz (diakses pada 15 Maret 2009)
- Bolto, Bryan and John Gregory, *Organic Polyelectrolyte in Water Treatment*. London: science direct, 2007
- Gao, Bao-Yu et al, *Characterization and coagulation of a polyaluminum chloride (PAC) coagulant with high Al₁₃ content*. Sahndong: Elsevier, 2004.
- Gozan, Misri dan Diyan Supramono. *Pengolahan Air untuk Utilitas Pabrik*. Departemen Teknik Kimia FTUI: Depok. 2006.
- Hu, Chengzhi et al, *Coagulation Behavior of Aluminum Salts in Eutrophic Water: Significance of Al₁₃ Species and pH Control*, Beijing: Environ sci., 2006.
- Jamali, Hamzeh Ali et al, *Combination of Coagulation-Flocculation and Ozonation Processes for Treatment of Partially Stabilized Landfill Leachate of Tehran*, Tehran: world apply science journal, 2009.
- Kemmer, Frank N. *The Nalco Water Handbook 2nd Edition*. Mcgraw Hill: USA. 1988
- Van Krevelen, D. W, *Coal: Typology Physics Chemistry Constitution*, Third ed, Elsevier Science, Amsterdam, 1993
- Komnitsas et al, *Environmental Impacts At Coal Waste Disposa Sites-Efficiency Of Desulfurization Technologies*.
- Laskowsky, J.S., *Coal Flotation And Find Coal Utilization*, Amsterdam: Elsevier Science, 2001
- Lin, Jr-Lin et al, *The origin of Al(OH)₃-rich and Al₁₃-aggregate flocs composition in PACl coagulation*, Taiwan ,2009
- Miller, Bruce G., *Coal Energy System*, San Diego: Elsevier Press, 2005.

- Molinari et al, *Comparison of polyethylenimine, polyacrylic acid and poly(dimethylamine-co-epichlorohydrin-co-ethylenediamine) in Cu²⁺ removal from wastewaters by polymer-assisted ultrafiltration*, Rende: Elsevier, 2003.
- Nalco, *Coagulation and Flocculation Technical Manual*, Nalco Company, 2006.
- Qasim, Syed R., Edward M. Motley, Guang Zhu. *Water Works Engineering Planning, Design and Operation*. Prentice Hall: USA. 2000.
- Soemantojo, Roekmijati W. “*Diktat Kuliah Pengelolaan Limbah*”. TGP FTUI: Depok. 2002.
- Sundstrom, Donald W. dan Herbert E. Klei, *Wastewater Treatment*, Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1979.
- Wulan et al, *Peningkatan Efisiensi Penggunaan Koagulan Pada Unit Pengolahan Air Limbah Batubara*, Depok, 2008.
- Yue, Y. Q. et al, *Synthesis of polyamine flocculants and their potential use in treating dye wastewater*, Jinan: Elsevier, 2007.

LAMPIRAN A DATA PENDUKUNG

Baku Mutu Air Limbah Pengolahan Batubara

Keputusan Menteri Negara Lingkungan Hidup no 113 Tahun 2003:

Parameter	Satuan	Kadar maksimum
pH		6-9
Residu Tersuspensi	mg/l	200
Fe Total	mg/l	7
Mn Total	mg/l	4

LAMPIRAN B PERHITUNGAN

Lampiran B.1 Perhitungan Biaya Koagulan

1. Alum

Dosis optimal = 150 mg/l

Kebutuhan per hari = $150 \text{ mg/l} \times 372,384 \text{ l/hari} \times 3,000 : 1,000,000$
= Rp 167,580 per hari

2. FeCl₃

Dosis Optimal = 80 mg/l

Kebutuhan per hari = $80 \text{ mg/l} \times 372,384 \text{ l/hari} \times 3,800 : 1,000,000$
= Rp 113,240 per hari

3. PAC

Dosis Optimal = 80 mg/l

Kebutuhan per hari = $80 \text{ mg/l} \times 372,384 \text{ l/hari} \times 4,500 : 1,000,000$
= Rp 134,100 per hari

4. Nalco 8100

Dosis Optimal = 1 ml/l

= $1 \text{ ml} \times \text{massa jenis} = 1 \text{ ml} \times 1.18$

$$= 1.18 \text{ mg/l}$$

$$\text{Kebutuhan per hari} = 1.18 \text{ mg/l} \times 372,384 \text{ l/hari} \times 42,500 : 1,000,000$$

$$= \text{Rp } 18,675 \text{ per hari}$$

Lampiran B.2 perhitungan TSS

Contoh:

- Berat kertas saring kosong = 93.5 gram
- Berat kertas saring dengan padatan = 97.1 gram
- Volume sampel = 100 ml

$$\text{mg/l residu tersuspensi} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{ml sampel}}$$

$$= (97.1 - 93.5) \times 1000/100$$

$$= 36 \text{ mg/l}$$

LAMPIRAN C
DATA PENELITIAN

Lampiran C.1 Data Percobaan Pendahuluan

ppm		fecl3	alum	pac	nalco
	turbidity				
0.5					7.83
1		86.31	15.2	12.03	2.92
5		50.89	9.84	11	5.21
10		27.8	6.36	8.1	7.3
20		20.1	6.53	8.37	4.33
40		15.62	6.01	7.78	7.23
60		9.63	5.34	6.23	8.35
80		6.01	5.67	5.1	9.71
100		28.93	5.56	5.36	11.37
120		51.3	5.31	5.8	13.87
140		67.23	5.03	5.94	14.02
160		69.9	4.99	5,87	16.4
180		60.62	5.31	7.82	19
200		54.52	5.6	9.33	25.88
220		53.2	6.72	10.56	26.1
240		78.9	7.74	11.32	28.26
260		81.04	7.26	12.62	30.38
280		93.4	8.05	15.62	33.39
300		108.53	8.94	18.1	36.42
400		134.53	11.31	21.27	47.92
500		121.81	16.9	24.58	57.3
600		110.62	23.94	31.09	61.56

Lampiran C.2 Turbiditas dan pH

Koagulan FeCl₃

		pH =	5		
10	ppm	Turbidity =	25.8	pH akhir =	4.89
			25.69	Delta pH =	0.3
			25.86		
		rata-rata	25.78333		
80	ppm		5.81	pH akhir =	4.36
			5.59	Delta pH =	0.79
			5.79		
		rata-rata	5.73		
150	ppm		52.3	pH akhir =	2.71
			52.17	Delta pH =	0.91
			52.22		
		rata-rata	52.23		
220	ppm		48.8	pH akhir =	2.52
			49	Delta pH =	0.98
			48.76		
		rata-rata	48.85333		

		pH =	6		
10	ppm	Turbidity =	19.4	pH akhir =	5.55
			19.55	Delta pH =	0.45
			19.64		
		rata-rata	19.53		
80	ppm		3.01	pH akhir =	3.12
			3.1	Delta pH =	2.88
			3.03		
		rata-rata	3.046667		

150	ppm		40.2	pH akhir =	2.77
			40	Delta pH =	-2.77
			40.37		
		rata-rata	40.19		
220	ppm		43.2	pH akhir =	2.1
			43.11	Delta pH =	-2.1
			43.02		
		rata-rata	43.11		

		pH =	7		
10	ppm	Turbidity =	9.36	pH akhir =	6.4
			9.33	Delta pH =	0.6
			9.26		
		rata-rata	9.316667		
80	ppm		2.15	pH akhir =	3.96
			2.16	Delta pH =	3.04
			2.2		
		rata-rata	2.17		
150	ppm		27.7	pH akhir =	2.93
			27.73	Delta pH =	4.07
			27.63		
		rata-rata	27.68667		
220	ppm		58.2	pH akhir =	2.67
			58.12	Delta pH =	4.33
			58.24		
		rata-rata	58.18667		

		pH =	8		
10	ppm	Turbidity =	3.8	pH akhir =	7.32
			3.77	Delta pH =	0.68
			3.71		
		rata-rata	3.76		
80	ppm		1.41	pH akhir =	5.01
			1.44	Delta pH =	2.99
			1.34		
		rata-rata	1.396667		
150	ppm		3.94	pH akhir =	4.34
			4.01	Delta pH =	3.66
			3.9		
		rata-rata	3.95		
220	ppm		47.1	pH akhir =	3.32
			47.03	Delta pH =	4.68
			47.12		
		rata-rata	47.08333		

Koagulan Alum

		pH =	5		
10	ppm	Turbidity =	6.28	pH akhir =	4.7
			6.29	Delta pH =	0.3
			6.3		
		rata-rata	6.29		
80	ppm		5.58	pH akhir =	4.21
			5.59	Delta pH =	0.79
			5.56		
		rata-rata	5.576667		

150	ppm		5	pH akhir =	4.09
			5.05	Delta pH =	0.91
			5.2		
		rata-rata	5.08333333		
220	ppm		6.61	pH akhir =	4.02
			6.64	Delta pH =	0.98
			6.59		
		rata-rata	6.61333333		

		pH =	6		
10	ppm	Turbidity =	4.42	pH akhir =	6
			4.5	Delta pH =	0
			4.44		
		rata-rata	4.453333		
80	ppm		5.04	pH akhir =	4.32
			5.06	Delta pH =	1.68
			5.1		
		rata-rata	5.066667		
150	ppm		3.44	pH akhir =	4.15
			3.46	Delta pH =	1.85
			3.48		
		rata-rata	3.46		
220	ppm		5.29	pH akhir =	4.07
			5.3	Delta pH =	1.93
			5.3		
		rata-rata	5.296667		

		pH =	7		
10	ppm	Turbidity =	14.72	pH akhir =	6.55
			14.9	Delta pH =	0.45
			14.84		
		rata-rata	14.82		
80	ppm		17.3	pH akhir =	5.43
			17.3	Delta pH =	1.57
			17.25		
		rata-rata	17.28333		
150	ppm		10.9	pH akhir =	4.36
			11	Delta pH =	2.64
			11.4		
		rata-rata	11.1		
220	ppm		14.6	pH akhir =	4.16
			14.55	Delta pH =	2.84
			14.1		
		rata-rata	14.41667		

		pH =	8		
10	ppm	Turbidity =	9.9	pH akhir =	7.27
			10.23	Delta pH =	0.73
			10.28		
			10.13667		
80	ppm		10.7	pH akhir =	5.83
			10.7	Delta pH =	2.17
			10.9		
			10.76667		

150	ppm		8.26	pH akhir =	4.43
			8.45	Delta pH =	3.57
			8.4		
			8.37		
220	ppm		10.6	pH akhir =	4.2
			10.7	Delta pH =	3.8
			10.7		
			10.66667		

Koagulan PAC

		pH =	5		
10	ppm	Turbidity =	7.85	pH akhir =	5
			7.79	Delta pH =	0
			7.88		
		rata-rata	7.84		
80	ppm		4.91	pH akhir =	4.41
			5	Delta pH =	0.59
			4.95		
		rata-rata	4.953333		
150	ppm		5.83	pH akhir =	4.37
			5.81	Delta pH =	0.63
			5.9		
		rata-rata	5.846667		
220	ppm		10.9	pH akhir =	4.22
			11	Delta pH =	0.78
			10.71		
		rata-rata	10.87		

		pH =	6		
10	ppm	Turbidity =	7.12	pH akhir =	5.71
			7.1	Delta pH =	0.29
			7.09		
		rata-rata	7.103333		
80	ppm		6.89	pH akhir =	5.44
			6.95	Delta pH =	0.56
			6.9		
		rata-rata	6.913333		
150	ppm		9.81	pH akhir =	5.31
			9.8	Delta pH =	0.69
			9.91		
		rata-rata	9.84		
220	ppm		10.4	pH akhir =	5.04
			10.45	Delta pH =	0.96
			10.46		
		rata-rata	10.43667		

		pH =	7		
10	ppm	Turbidity =	6.18	pH akhir =	6.74
			6.2	Delta pH =	0.26
			6.26		
		rata-rata	6.213333		
80	ppm		4.53	pH akhir =	6.49
			4.4	Delta pH =	0.51
			4.46		
		rata-rata	4.463333		

150	ppm		6.94	pH akhir =	5.8
			6.89	Delta pH =	1.2
			6.96		
		rata-rata	6.93		
220	ppm		15.3	pH akhir =	4.75
			14.91	Delta pH =	2.25
			15.4		
		rata-rata	15.20333		

		pH =	8		
10	ppm	Turbidity =	3.83	pH akhir =	7.59
			3.88	Delta pH =	0.41
			3.67		
		rata-rata	3.793333		
80	ppm		2.41	pH akhir =	7.07
			2.3	Delta pH =	0.93
			2.47		
		rata-rata	2.393333		
150	ppm		2.62	pH akhir =	6.24
			2.75	Delta pH =	1.76
			2.7		
		rata-rata	2.69		
220	ppm		3.89	pH akhir =	5.69
			3.93	Delta pH =	2.31
			4		
			3.94		

Koagulan Nalco 8100

		pH =	5		
1	ppm	Turbidity =	2.88	pH akhir =	5.05
			2.88	Delta pH =	0.05
			2.89		
		rata-rata	2.883333		
8	ppm		7.29	pH akhir =	5.12
			7.3	Delta pH =	0.12
			7.26		
		rata-rata	7.283333		
15	ppm		5.37	pH akhir =	5.2
			5.37	Delta pH =	0.2
			5.35		
		rata-rata	5.363333		
22	ppm		4.09	pH akhir =	5.43
			4.1	Delta pH =	0.43
			4.12		
		rata-rata	4.103333		

		pH =	6		
1	ppm	Turbidity =	2.4	pH akhir =	6.04
			2.42	Delta pH =	0.04
			2.44		
		rata-rata	2.42		
8	ppm		3.48	pH akhir =	6.15
			3.49	Delta pH =	0.15
			3.48		
		rata-rata	3.483333		

15	ppm		5.56	pH akhir =	6.23
			5.57	Delta pH =	0.23
			5.6		
		rata-rata	5.576667		
22	ppm		3.41	pH akhir =	6.38
			3.43	Delta pH =	0.38
			3.45		
		rata-rata	3.43		

		pH =	7		
1	ppm	Turbidity =	2.31	pH akhir =	7.09
			2.35	Delta pH =	0.09
			2.3		
		rata-rata	2.32		
8	ppm		3.42	pH akhir =	7.13
			3.41	Delta pH =	0.13
			3.42		
		rata-rata	3.416667		
15	ppm		5.48	pH akhir =	7.26
			5.49	Delta pH =	0.26
			5.5		
		rata-rata	5.49		
22	ppm		2.72	pH akhir =	7.44
			2.7	Delta pH =	0.44
			2.7		
		rata-rata	2.706667		

		pH =	8		
1	ppm	Turbidity =	2.04	pH akhir =	8.08
			2.05	Delta pH =	0.08
			2.09		
		rata-rata	2.06		
8	ppm		5.87	pH akhir =	8.19
			5.9	Delta pH =	0.19
			5.88		
		rata-rata	5.883333		
15	ppm		11.4	pH akhir =	8.25
			11.41	Delta pH =	0.25
			11.4		
		rata-rata	11.40333		
22	ppm		4.78	pH akhir =	8.4
			4.8	Delta pH =	0.4
			4.81		
		rata-rata	4.796667		

Lampiran C.2 Kandungan TSS

		FeCl3				
		pH	5	6	7	8
		TSS				
10	ppm		36	30	7	10
80			6	1	15	11
150			87	57	47	96
220			143	115	156	14

		N-8100				
		pH	5	6	7	8
		TSS				
1	ppm		14	9	9	5
8			17	17	11	7
15			21	25	9	27
22			17	11	23	12

		PAC				
		pH	5	6	7	8
		TSS				
10	ppm		12	32	21	11
80			34	24	7	5
150			41	32	28	6
220			46	33	46	30

		Alum				
		pH	5	6	7	8
		TSS				
10	ppm		22	15	17	16
80			13	13	16	15
150			11	10	11	14
220			22	16	19	19