

## METODA PENGHILANGAN LOGAM MERKURI DI DALAM AIR LIMBAH INDUSTRI

Nusa Idaman Said

Pusat Teknologi Lingkungan, Badan Pengkajian dan Penerapan Teknologi (BPPT).  
Jln. MH. Thamrin No.8 Jakarta Pusat. Gedung II Lt.20.

### Abstract

*Industry is a potential source of water pollution, it produces pollutants that are extremely harmful to people and the environment. Many industrial facilities use freshwater to carry away waste from the plant and into rivers, lakes and oceans. Inorganic industrial wastes are more difficult to control and potentially more hazardous. Industries discharge a variety of toxic compounds and heavy metals.*

*The most pollutants heavy metals are Lead, Cadmium, Copper, Chromium, Selenium, Mercury, Nickel, Zinc, Arsen and Chromium. Heavy metals are dangerous because they tend to bioaccumulate. Mercury for example, causes damages to the brain and the central nervous system, causes psychological changes and makes development changes in young children. Normally Mercury is a toxic substance which has no known function in human biochemistry.*

*There are several methods to eliminate or remove mercury in water such as chemical oxidation process, ion exchange process, adsorption process, an electrochemical process, reverse osmosis process and other alternative methods likes biosorption.*

*Each method has strengths and weaknesses, therefore to choose the method of removing of mercury in wastewater depending on pollutants conditions such as concentrations of mercury in wastewater, types of mercury, mercury concentrations in treated water, land availability, flow rate of wastewater will be processed and other parameters.*

*This paper discusses several methods of removal of mercury heavy metals in industrial wastewater such as chemical precipitation and oxidation processes, adsorption and ion exchange process.*

**Keywords** : *water pollution, heavy metals, mercury, industrial wastewater, removal methods.*

### 1. PENDAHULUAN

Secara umum, pencemaran air digambarkan sebagai masuknya unsur atau senyawa yang membahayakan atau material yang tidak diharapkan ke dalam air dalam jumlah cukup untuk merusak kualitas air. Berdasarkan Undang-Undang Republik Indonesia Nomor 23 Tahun 1997 Tentang Pengelolaan Lingkungan Hidup<sup>(1)</sup>, pencemaran lingkungan hidup didefinisikan sebagai masuknya atau dimasukkannya makhluk hidup, zat, energi, dan/atau komponen lain ke dalam lingkungan hidup oleh kegiatan manusia sehingga kualitasnya turun sampai ke tingkat tertentu yang menyebabkan lingkungan hidup tidak dapat berfungsi sesuai dengan peruntukannya.

Pencemaran air berasal dari banyak sumber serta mempunyai karakteristik yang berbeda. Manusia serta makhluk hidup atau organisme lainnya di dalam kegiatannya menghasilkan limbah yang selanjutnya masuk ke dalam sungai, danau, laut serta air permukaan lainnya. Industri menghasilkan limbah yang pada

akhirnya akan masuk kedalam air, yang merupakan sumber pencemaran air yang sangat potensial. Pada konsentrasi yang tinggi, limbah tersebut menyebabkan kontaminasi bakteriologis serta beban nutrien yang berlebihan (eutrophication). Limbah industri anorganik lebih sulit untuk dikontrol dan mempunyai potensi bahaya yang lebih besar. Industri kimia berbahaya mengeluarkan limbah berbahaya yang mengandung senyawa yang bersifat racun (*toxic material*) serta logam berat yang bersifat toksik misalnya merkuri (Hg).

Air raksa atau merkuri (Hg) adalah salah satu elemen atau senyawa yang diatur dengan ketat, dan sering kali dibatasi kurang dari 1 µg/l (mikrogram per liter). Senyawa logam merkuri sering dijumpai di dalam air lindi dari tempat pembuangan akhir sampah, air *scrubber* dari *incinerator*, air limbah pelapisan logam, industri pencucian komponen elektronika, air limbah laboratorium dan lainnya.

Air raksa atau merkuri atau hydrargyrum (Hg) termasuk logam berat yang menguap pada temperatur kamar. Karena sifat kimia-fisiknya,

merkuri pernah digunakan sebagai campuran obat. Saat ini merkuri banyak digunakan dalam industri pembuatan amalgam, perhiasan, instrumentasi, fungisida, bakterisida, dan lain-lainnya. Air raksa merupakan racun sistemik dan dapat terakumulasi di dalam di hati (*lever*), ginjal, limpa, atau tulang. Hg dapat dikeluarkan oleh tubuh manusia diexkresikan lewat urine, feces, keringat, saliva, dan air susu. Keracunan Hg akan menimbulkan gejala gangguan susunan saraf pusat (SSP) seperti kelainan kepribadian dan tremor, convulsi, pikun, insomania, kehilangan kepercayaan diri, iritasi, depresi, dan rasa ketakutan. Gejala gastero-intestinal (GI) seperti stomatis, hipersalivasi, colitis, sakit saat mengunyah, gingivitis, garis hitam pada gusi (*leadline*), dan gigi yang mudah lepas. Kulit dapat menderita dermatitis, dan ulcer. Hg yang organik cenderung merusak susunan saraf pusat (*tremor, ataxia*, lapangan penglihatan menciut, perubahan kepribadian), sedangkan Hg anorganik bisanya merusak ginjal, dan menyebabkan cacat bawaan. Di alam, Hg anorganik dapat berubah menjadi organik dan sebaliknya karena adanya interaksi dengan mikroba. Genus *Pseudomonas* dan *Neurospora* dapat mengubah Hg anorganik menjadi organik. *Staphilococcus aureus* antara lain dapat mereduksi  $Hg^{2+}$  menjadi Hg elemental <sup>(2)</sup>.

Oleh karena itu konsentrasi logam merkuri atau air raksa di dalam air limbah atau khususnya di dalam air minum harus dikontrol dengan sangat ketat.

## 2. METODA PENGHILANGAN MERKURI DI DALAM AIR LIMBAH.

Untuk menghilangkan senyawa logam merkuri, dapat dilakukan dengan cara pengendapan sampai tingkat konsentrasi yang rendah dengan menggunakan senyawa karbonat, fosfat atau sulfida.

Jika pengendapan merkuri dilakukan dalam bentuk sulfida, seringkali masih ditemukan residual merkuri dengan konsentrasi yang cukup besar. Hal ini disebabkan karena reduksi senyawa menjadi bentuk logam merkuri oleh sulfida, sebagian merkuri tidak dapat membentuk senyawa sulfida yang tak larut dalam air. Merkuri dapat larut dalam air sekitar 25  $\mu\text{g/l}$ , dimana konsentrasi tersebut masih di atas ambang batas yang dibolehkan (mg/l untuk standar air limbah). Untuk menurunkan konsentrasi merkuri sampai tingkat yang lebih rendah, residual merkuri di dalam air olahan harus dioksidasi menjadi bentuk merkuri 2 dan selanjutnya diolah kembali untuk mencapai konsentrasi residual merkuri pada tingkat yang rendah.

Jika penghilangan merkuri dilakukan dengan cara pengendapan menjadi bentuk

merkuri fosfat, maka tahap oksidasi harus dilakukan sebelum proses pengendapan. Selanjutnya pada awal tahap pengendapan residual fosfat harus diendapkan dengan penambahan ion kalsium (dengan penambahan kapur).

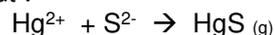
Merkuri dapat juga dihilangkan dengan proses pertukaran ion. Dalam hal ini diperlukan proses oksidasi sebelum proses pertukaran ion. Proses penghilangan merkuri dengan pertukaran ion dilakukan dengan menggunakan jenis resin atau resin *chelate* (*chelating resin*) tertentu. Sebagian dari resin yang sudah tidak bisa diregenerasi atau rusak (hancur) harus dibuang dan harus dikelola sebagai limbah berbahaya beracun (B3). Karbon aktif granular sering digunakan untuk proses pengolahan lanjut air yang sudah diolah dengan tingkat keberhasilan yang bervariasi. Untuk menghilangkan kandungan merkuri sampai tingkat konsentrasi yang rendah umumnya menggunakan beberapa tahapan proses (*multi step process*) yaitu gabungan proses pengendapan, proses pertukaran ion dan proses adsorpsi dengan karbon aktif granular.

## 3. PENGHILANGAN MERKURI DENGAN PROSES PENGENDAPAN KIMIA

Teknologi penghilangan logam berat khususnya merkuri (Hg) di dalam air limbah yang banyak digunakan dan berhasil dengan baik salah satunya adalah dengan proses pengendapan kimia. Proses yang banyak digunakan adalah proses pengendapan sulfida dan proses koagulasi atau co-presipitasi.

### 3.1. Penghilangan Merkuri dengan Proses Pengendapan Sulfida

Salah satu proses penghilangan merkuri di dalam air limbah dengan cara pengendapan yang banyak digunakan adalah pengendapan sulfida. Di dalam proses ini air limbah yang mengandung merkuri ditambah dengan senyawa sulfida misalnya sodium atau natrium sulfida sehingga senyawa merkuri yang terlarut diubah menjadi merkuri sulfida yang tak larut di dalam air sesuai dengan persamaan reaksi sebagai berikut :



Sama dengan proses pengendapan yang lain, proses pengendapan sulfida memerlukan pengaturan pH dan proses flokulasi dilanjutkan dengan proses pemisahan padatan misalnya proses pengendapan atau proses penyaringan. Salah satu proses penghilangan merkuri (Hg) dengan pengendapan sulfida dapat dilihat seperti pada Gambar 1 pada lampiran <sup>(2)</sup>.

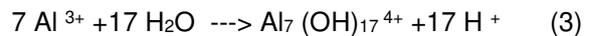
Pertama air limbah yang mengandung merkuri dimasukkan ke dalam reaktor berpengaduk pertama untuk diatur pHnya sampai mencapai pH yang optimum. Selanjutnya air limbah dimasukkan ke reaktor ke dua sambil diinjeksi dengan senyawa reduktor (*sodium sulfida*) untuk mengubah senyawa merkuri terlarut menjadi merkuri sulfida yang tidak larut di dalam air. Selanjutnya air limbah dialirkan ke reaktor berpengaduk berikutnya sambil diinjeksi dengan larutan koagulan dan atau flokulan untuk menggumpalkan senyawa merkuri sulfida yang terbentuk menjadi gumpalan yang lebih besar sehingga lebih mudah dipisahkan dengan cara pengendapan. Dari reaktor koagulan, air limbah dialirkan ke bak clarifier atau bak pengendap untuk memisahkan padatan merkuri sulfida dengan air. Air limpasan dari bak pengendap merupakan air olahan, sedangkan lumpur yang terjadi diolah lebih lanjut dan diperlakukan sebagai limbah B3. Untuk mendapatkan air olahan dengan konsentrasi merkuri yang lebih rendah kadang ditambah dengan proses filtrasi atau adsorpsi dengan karbon aktif.

Untuk pengendapan sulfida pH yang optimal sekitar pH netral dan pada di atas pH 9 efisiensi pengendapan akan turun secara signifikan. Dengan proses tersebut di atas konsentrasi merkuri di dalam air olah dapat mencapai 10 -100 µg/l. Beberapa contoh hasil penghilangan merkuri dengan proses pengendapan sulfida dapat dilihat pada Tabel 1 pada lampiran.

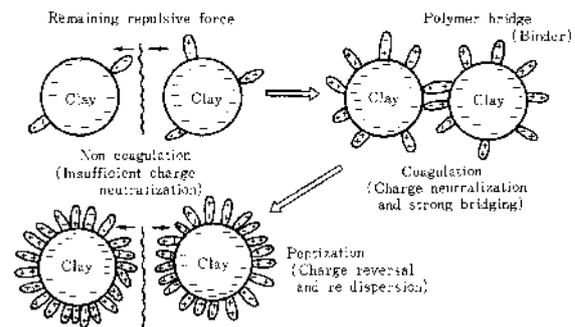
### 3.2. Penghilangan Merkuri dengan Proses Koagulasi atau Co-presipitasi

Penghilangan merkuri (Hg) di dalam air limbah baik dalam bentuk senyawa organik maupun anorganik di dalam air limbah dapat dilakukan dengan proses koagulasi atau co-presipitasi<sup>(4)</sup>. Bahan koagulan yang banyak digunakan misalnya aluminium sulfat (alum), garam besi dan kapur (lime). Untuk proses koagulasi dengan penambahan alum atau garam besi, mekanisme penghilangan merkuri yang dominan adalah co-presipitasi adsorptif (*adsorptive co-precipitation*)<sup>(5)</sup>. Pada proses ini ion merkuri akan diadsorp (diserap) oleh gumpalan padatan (*bulk solids*) yang terbentuk akibat penambahan bahan koagulan.

Ionisasi aluminium sulfat (alum) dalam air menghasilkan anion sulfat (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>) dan kation aluminium (Al<sup>3+</sup>). Ion sulfat mungkin tetap dalam bentuknya atau bergabung dengan kation lain. Namun kation Al<sup>3+</sup> bereaksi langsung dengan air membentuk berbagai ion *aquametalic* dan hidrogen.



*Aquametalic* ion yang terbentuk menjadi bagian dari awan ion yang mengelilingi koloid yang mengandung merkuri dan karena mereka mempunyai keterikatan yang besar dengan permukaan, maka teradsorpsi pada permukaan koloid sehingga menetralkan muatan permukaan. Apabila muatan permukaan dinetralkan, awan ion menghambur dan potensial elektrostatik hilang sehingga secara bebas terjadi kontak. Jumlah koagulan yang overdosis dapat menyebabkan restabilisasi larutan suspensi. Apabila ion aquametalik cukup terbentuk dan diadsorpsi, muatan partikel menjadi berbalik dan awan ion akan terbentuk kembali, dengan ion negatif menjadi counter ion. Mekanisme koagulasi dengan adsorpsi dan netralisasi muatan secara sederhana dapat diterangkan seperti pada Gambar 2.



Gambar 2. Mekanisme koagulasi dengan adsorpsi dan netralisasi muatan.

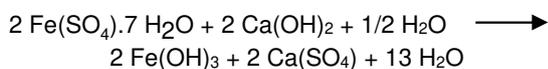
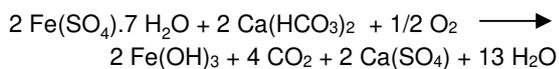
Berdasarkan persamaan (4), hasil akhir dari hidrolisis alum adalah aluminium hidroksida, Al(OH)<sub>3</sub>. Bentuk Al(OH)<sub>3</sub> dalam flok amorphous, gelatinous yang lebih berat dari pada air mengendap secara gravitasi. Koloid yang mengandung merkuri akan terperangkap kedalam flok saat flok terbentuk, atau akan terjerat pada flok yang permukaannya lengket (*sticky*) saat flok mengendap.

Bahan koagulan garam besi yang banyak digunakan adalah Ferro Sulfat (*Copperas*), *Chlorinated Copperas* dan *Ferri Kloride* (FeCl<sub>3</sub> · H<sub>2</sub>O). Ferro sulfat secara komersial diproduksi dalam bentuk kristal berwarna hijau atau butiran

(granular) untuk pembubuhan kering dengan kandungan  $\text{Fe}(\text{SO}_4)$  kira-kira 55 %.

Ferro Sulfat bereaksi dengan alkalinitas alami tetapi dibanding reaksi antara alum dengan  $\text{HCO}_3^-$  lebih lambat. Biasanya digunakan bersama-sama dengan kapur (lime) untuk menaikkan pH, sehingga ion ferro terendapkan dalam bentuk ferri hidroksida,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . Ferrous Sulfate ini kurang sesuai untuk menghilangkan warna, akan tetapi sangat baik untuk pengolahan air yang mempunyai alkalinitas, kekeruhan dan oksigen terlarut yang tinggi. Kondisi pH yang sesuai yakni antara 9,0 - 11,0.

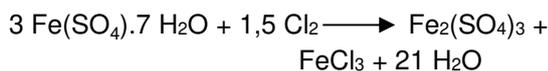
Reaksinya<sup>(6)</sup> adalah sebagai berikut :



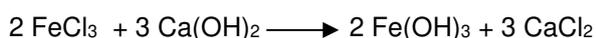
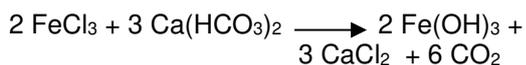
Proses ini biasanya lebih murah dibandingkan dengan alum, tetapi penggunaan dua macam bahan prosesnya lebih sulit dan pengolahan air dengan menggunakan ferro sulfat dan kapur dapat memperbesar kesadahan air.

*Chlorinated Copperas* adalah merupakan metode lain dari penggunaan ferro sulfat sebagai koagulan. Dalam proses ini khlorine ditambahkan untuk mengoksidasi ferro sulfat menjadi ferri sulfat.

Reaksinya adalah sebagai berikut :



Secara teoritis 1,0 lb khlorine dapat mengoksidasi 7,8 lb copperas. Tetapi untuk mendapatkan hasil yang baik pembubuhan khlorine biasanya sedikit berlebih dari kebutuhan teoritis. Ferri khloride dan ferri sulfat merupakan bahan koagulan dengan nama dagang bermacam-macam. Dapat bereaksi dengan bikarbonat (alkalinitas) atau kapur. Reaksinya<sup>(6)</sup> adalah sebagai berikut :



Keuntungan dari koagulan garam ferri antara lain yakni : proses koagulasi dapat dilakukan pada rentang pH yang lebih besar, biasanya antara pH 4 - 9. Flok yang terjadi lebih berat sehingga cepat mengendap.

Koagulasi atau co-presipitasi adsorptif adalah proses isothermal dan kinerja dapat

ditingkatkan dengan mengoptimalkan pembentukan gumpalan flok (*bulk solid*) dengan cara pengaturan pH air.

Beberapa contoh hasil penghilangan merkuri dengan proses koagulasi atau co-presipitasi dapat dilihat pada Tabel 2 pada Lampiran.

#### 4. PENGHILANGAN MERKURI DENGAN PROSES ADSORPSI KARBON AKTIF

Penghilangan merkuri dengan proses adsorpsi dengan karbon aktif umumnya digunakan untuk penghilangan merkuri dengan konsentrasi yang rendah. Selain karbon aktif proses adsorpsi dapat dilakukan dengan menggunakan adsorbent yang lain misalnya *fly ash*, silika aktif atau lainnya. Untuk proses adsorpsi dengan karbon aktif dapat dilakukan dengan filter karbon aktif granular.

Karbon aktif merupakan zat karbon yang berwarna hitam dan mempunyai porositas yang tinggi. Diameter partikel molekul karbon aktif antara  $10^4$  a  $10^5$  [Å] dan luas permukaan spesifiknya antara 500 - 1500 m<sup>2</sup> per gram, mempunyai daya adsorpsi yang besar terhadap zat-zat misalnya detergent, senyawa phenol, warna organik, gas H<sub>2</sub>S, methane dan zat-zat organik lainnya dalam bentuk gas maupun cairan<sup>(7)</sup>.

##### 4.1. Sifat Dan Jenis Karbon Aktif

Karbon aktif biasanya dibuat dari bahan baku yang mengandung karbon (C) misalnya, batok kelapa, limbah kayu, arang, batu bara atau senyawa karbon lainnya, dengan cara memanaskan tanpa oksigen pada suhu tinggi (distilasi kering) serta diaktifkan dengan proses tertentu sehingga mempunyai sifat adsorpsi yang lebih spesifik. Daya adsorpsi karbon aktif tergantung dari ukuran partikel atau luas permukaan spesifiknya dan juga cara pengaktifannya. Dilihat dari bentuk ukuran partikelnya dapat digabungkan dalam dua jenis yaitu karbon aktif bubuk (*Powder Activated Carbon* disingkat PAC) dan Karbon Aktif Butiran (*Granular Activated Carbon* disingkat GAC).

##### A. Karbon Aktif Bubuk (*Powder Activated Carbon*)

Karbon aktif bubuk mempunyai ukuran partikel yang sangat halus yaitu sekitar 50 - 75 u (*micron*). Karena ukurannya sangat halus dan ringan maka pengerjaannya sangat sulit (mudah

terbang) maka biasanya dicampur dengan air dengan kandungan air sekitar 30-50%.

Salah satu contoh spesifikasi karbon aktif bubuk untuk pengolahan air minum dapat dilihat pada Tabel 3.

Tabel 3. Standar Pemilihan Karbon Aktif Bubuk Untuk Pengolahan Air Minum

ITEM	Standar Pemilihan	Spesifikasi
Ukuran butiran	Surplus kurang 10 % setelah screening 74 $\mu$ .	100 mesh
Methylene blue decoloration	-	> 150 mg/l
Iodine Adsorption	-	> 1.000 mg/g
Dry Weight reduction	20 -50 %	< 45 -540 %
pH	4 - 11	4 - 11
Chloride	< 0,5 %	< 0,5 %
Lead (Pb)	< 10 ppm	< 10 ppm
Zinc (Zn)	< 50 ppm	< 50 ppm
Cadmium (Cd)	< 1 ppm	< 1ppm
Arsenic (As)	< 2 ppm	< 2 ppm
Conductivity	< 900 $\mu$ /cm	-

Sumber : (JWWA, 1977) <sup>(8)</sup>.

## B. Karbon Aktif Butiran (*Granular Activated Carbon*)

Yaitu karbon aktif dalam bentuk butiran atau kepingan (*flake*) dengan ukuran partikel 0,16 -1,5 mm. Cara pengerjaan maupun cara pengangkutannya lebih mudah. Salah satu spesifikasi dari karbon aktif butiran dapat dilihat pada Tabel 4.

Tabel 4. Contoh Spesifikasi Karbon Aktif Butiran (*Granular Activated Carbon*, GAC).

ITEM	Standar Pemilihan
Ukuran butiran	8 -32 mesh (2,302 – 0,495 mm) lebih dari 95 %
Methylene blue decoloration	> 150 mg/g
Iodine Adsorption	> 1.000 mg/g
Dry Weight reduction	< 5 %
pH	4 - 11
Chloride	< 0,5 %
Lead (Pb)	< 10 ppm

Zinc (Zn)	< 50 ppm
Cadmium (Cd)	< 1 ppm
Arsenic (As)	< 2 ppm

Sumber : (JWWA, 1977) <sup>(8)</sup>.

## 4.2. Prinsip Dasar Pengolahan Dengan Karbon Aktif

Proses pengolahan air dengan karbon aktif adalah merupakan proses Adsorpsi secara fisika (*Physical Adsorption*) yaitu proses terkonsentrasinya molekul-molekul adsorbate (zat yang akan diadsorp) dalam air (misalnya zat organik, logam berat dll.) ke permukaan karbon aktif oleh karena adanya gaya tarik menarik antara molekul karbon aktif dengan molekul-molekul adsorbate yang ada dalam air (Gaya Van der Waals). Karbon aktif adalah salah satu zat yang mempunyai daya menyerap zat-zat polutan yang ada dalam air sehingga zat tersebut akan menempel atau terkonsentrasi pada permukaan karbon aktif, sehingga konsentrasi zat polutan yang ada dalam air tersebut menjadi hilang atau berkurang. Proses ini disebut Adsorpsi.

### Persamaan Freundlich

Hubungan antara jumlah massa zat yang teradsorpsi oleh karbon aktif per massa karbon aktif yang diberikan, dengan konsentrasi adsorbate (misal zat organik), dalam air pada keadaan setimbang, secara empiris ditunjukkan oleh persamaan, Freundlich sebagai berikut (Treyball, 1980) :

$$Y = \frac{X}{M} = kC^{1/n} \quad (1)$$

di mana :

Y = Jumlah zat teradsorp per jumlah massa karbon aktif.

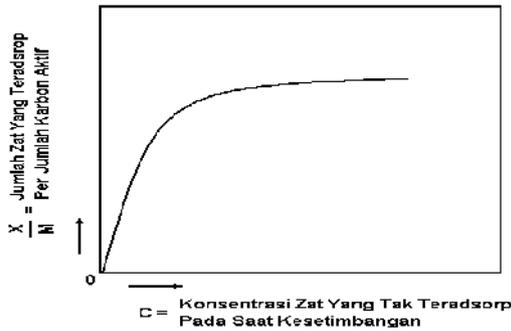
X = Jumlah massa zat yang teradsorpsi.

M = Jumlah massa karbon aktif.

C = Konsentrasi zat polutan dalam air (disebut Adsorbate) pada keadaan setimbang.

k,n = Konstanta.

Hubungan kesetimbangan antara X/M dengan C dapat dilihat pada Gambar 3.

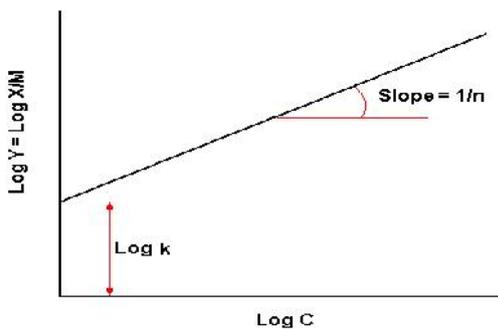


Gambar 3. Grafik hubungan antara zat yang teradsorpsi per jumlah karbon aktif (X/M) dengan konsentrasi (C) pada saat kesetimbangan.

Logaritma dari persamaan (1) di atas adalah sebagai berikut:

$$\log \frac{X}{M} = \frac{1}{n} \log C + \log k \quad (2)$$

Jika  $\log X/M$  diplotkan dengan  $\log C$ , akan didapatkan suatu garis lurus dengan slope (kemiringan) sama dengan  $1/n$  dan intercept sama dengan  $\log k$  seperti Gambar 4.



Gambar 4. Grafik hubungan antara  $\log X/M$  dengan  $\log C$  untuk adsorpsi isothermis Freundlich.

Harga  $k$  dan  $n$  bervariasi tergantung dari macam zat yang akan diadsorpsi dan juga tergantung dari jenis maupun sifat dari karbon aktifnya. Disamping itu juga tergantung pada suhu maupun tekanan.

Besarnya harga  $k$  dan  $n$  diketahui dengan cara melakukan percobaan laboratorium yaitu dengan cara mengukur harga  $X/M$  untuk tiap konsentrasi  $C$  tertentu, kemudian dibuat grafik antara  $\log X/M$  dengan  $\log C$  sehingga didapat garis lurus dengan slope  $1/n$  dan intercept sama dengan  $\log k$ . Pada prakteknya persamaan Freundlich tersebut di atas cukup akurat untuk

konsentrasi zat yang akan diadsorpsi (adsorbate,  $C$ ) rendah, sedangkan untuk konsentrasi  $C$  yang tinggi kurang sesuai. Beberapa contoh harga parameter adsorpsi Freundlich ( $k$  dan  $1/n$ ) untuk penghilangan merkuri dengan berbagai jenis adsorbent dapat dilihat pada Tabel 5 pada Lampiran.

### 4.3. Adsorpsi Merkuri Dengan Karbon Aktif Bubuk

#### A. Proses Pengolahan

Pada umumnya, karbon aktif diinjeksikan kedalam air baku sebelum proses koagulasi. Melalui kontak dan pencampuran, zat polutan yang ada dalam air baku, akan teradsorpsi oleh karbon aktif. Setelah itu karbon aktif yang telah menyerap zat-zat polutan tersebut bersama-sama dengan kotoran lain misalnya lumpur, dipisahkan dengan cara koagulasi dan sedimentasi sehingga keluar berupa lumpur (*sludge*) berwarna hitam. Untuk partikel-partikel karbon aktif yang belum dapat dipisahkan oleh proses koagulasi dan sedimentasi dapat dihilangkan dengan proses filtrasi. Tetapi pada prakteknya kadang-kadang partikel-partikel karbon aktif yang sangat halus masih juga dapat lolos pada proses filtrasi. Terutama pada musim dingin di mana suhu sangat rendah, proses koagulasi tidak berjalan dengan baik, sehingga partikel-partikel karbon aktif tidak dapat diendapkan dan akibatnya beban filter terlalu besar. Untuk menghindari hal tersebut, biasanya dapat dilakukan dengan cara memberikan koagulan *Poly Aluminium Chloride* serta pengontrolan proses yang ketat.

Cara pembubuhan dan pengkontakkan karbon aktif dengan air baku dapat dilakukan dalam tangki kontak khusus (*Contact Chamber*) yang dilengkapi dengan pengaduk, atau dapat juga disesuaikan dengan peralatan yang ada misalnya pada bak pemisah pasir (*grit chamber*) atau dapat juga dilakukan bersama-sama di tangki koagulasi, pada bak pencampur cepat (*Rapid Mixing Tank*) atau pada *clarifier (accelerator)*. Beberapa contoh diagram pengolahan air dengan karbon aktif bubuk dapat dilihat Gambar 5 dan Gambar 6 pada Lampiran.

Beberapa keuntungan dari proses pengolahan air dengan karbon aktif bubuk antara lain yaitu :

- ❖ Fasilitas pengolahan dapat disesuaikan dengan peralatan yang sudah ada.

- ❖ Sangat ekonomis untuk pengolahan dalam keadaan darurat (*emergency*) atau untuk pengolahan jangka pendek, karena dapat dilakukan tanpa membuat peralatan yang khusus.
- ❖ Luas permukaan spesifik dari karbon aktifnya besar, sehingga daya adsorpsinya juga besar.
- ❖ Kemungkinan tumbuh mikroorganisme kecil sekali.

Sedangkan beberapa keburukannya antara lain:

- ❖ Cara pengerjaan (*handling*) dan pengangkutannya lebih sulit karena partikelnya sangat halus dan mudah terbang serta mudah terbakar.
- ❖ Regenerasi sulit dilakukan karena karbon aktif yang telah dipakai dalam proses pengolahan akan bercampur dengan kotoran-kotoran lain, berupa lumpur yang berwarna hitam.
- ❖ Pengontrolan proses lebih sulit serta kemungkinan kerusakan mesin atau peralatan akibat penyumbatan lebih besar.

**B. Perhitungan Kebutuhan Karbon Aktif**

Untuk proses yang kontinyu, perhitungan kebutuhan karbon aktif tergantung dari laju alir air baku, konsentrasi zat yang akan diadsorp (*adsorbate*) dalam air baku dan tergantung dari macam proses yang digunakan misalnya proses operasi satu tahap (*single stage operation*) atau proses operasi dua tahap atau lebih (*multi stage operation*) secara *cross current* atau *counter current*.

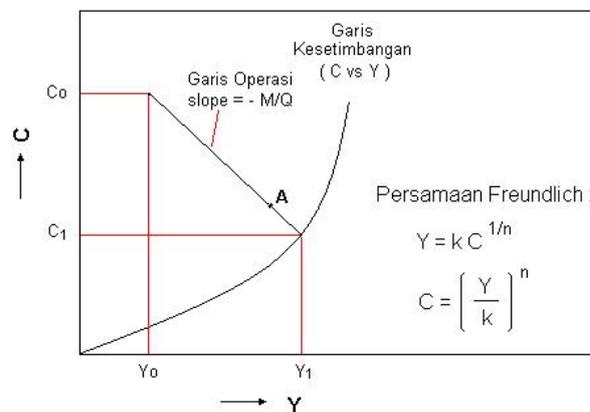
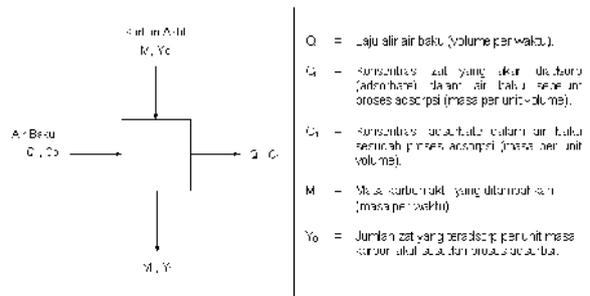
Pengolahan air dengan cara adsorpsi satu tahap (*single stage opration*) ditunjukkan seperti pada Gambar 7 dengan anggapan bahwa karbon aktif sebagai adsorbent tidak larut atau tidak bereaksi dengan air atau *solventnya* <sup>(9)</sup>.

Air baku dengan konsentrasi adsorbate (zat yang akan diadsorp) sebesar  $C_n$  dan laju alir  $Q$ , diturunkan konsentrasinya menjadi  $C_1$  (massa adsorbate per unit volume air baku) dengan laju penambahan karbon aktif  $M$  (massa/waktu). Jumlah massa zat yang teradsorp per jumlah massa karbon aktif akan naik dari  $Y_n$  menjadi  $Y_1$ . Untuk operasi yang kontinyu maka jumlah adsorbate yang direduksi (diambil) dari air baku akan sama dengan jumlah yang di adsorp oleh karbon aktif. Persamaan matematikanya dapat dituliskan sebagai berikut :

$$Q ( C_0 - C_1 ) = M ( Y_1 - Y_0 ) \tag{8}$$

Jika digambar dalam koordinat  $C, Y$ , persamaan 8 tersebut di atas menunjukkan garis lurus melalui titik  $(Y_n, C_n)$  dan titik  $(Y_1, C_1)$  dengan slope (kemiringan)  $- M/Q$ . Jika operasi dalam keadaan keseimbangan, maka aliran efluen juga akan berada dalam keadaan keseimbangan, sehingga titik  $(Y_1, C_1)$  terletak pada garis kesetimbangan adsorpsi ( $C$  vs  $Y$ ). Hal ini ditunjukkan pada Gambar 7.

Apabila waktu kontak tidak mencukupi, maka kesetimbangan belum tercapai, maka titik  $(Y_1, C_1)$  tidak terletak pada garis kesetimbangan, tetapi terletak di atas garis setimbang, misalnya pada titik A (lihat Gambar 7). Dengan menganggap persamaan Freundlich  $Y = kC^{1/n}$  (persamaan 1) berlaku pada operasi tersebut di atas, maka pada keadaan setimbang :



Gambar 7. Operasi Adsorpsi satu Tahap (*single stage opration*).

$$Y_1 = k C_1^{1/n} \tag{9}$$

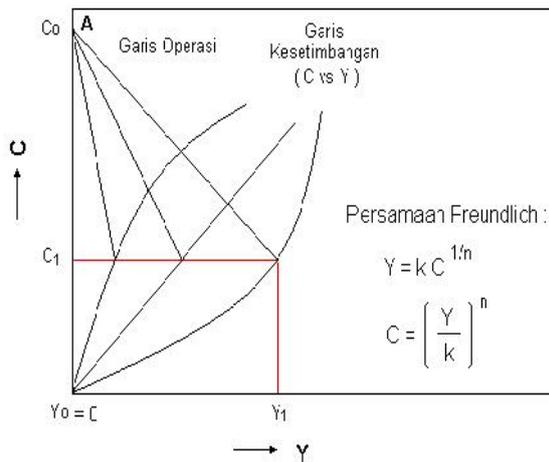
Jika dianggap bahwa untuk adsorbent yang masih baru,  $Y_0 = 0$ , maka jika persamaan (9) disubstitusikan ke persamaan (8), didapatkan hasil sebagai berikut :

$$\frac{M}{Q} = \frac{C_0 - C_1}{k C_1^{1/n}} \tag{10}$$

Persamaan (10) tersebut merupakan cara analitik untuk menghitung ratio atau perbandingan antara jumlah karbon aktif per unit volume air baku untuk menurunkan konsentrasi adsorbate dalam air baku dari  $C_0$  menjadi  $C_1$ .

Secara garis besar ada 3 tipe untuk adsorpsi isothermis yaitu garis kesetimbangan  $C$  vs  $Y$  akan berupa garis lurus untuk  $n = 1$  ; berupa garis cekung ke atas untuk  $n > 1$  dan berupa garis cekung ke bawah untuk  $n < 1$ . Hal ini terlihat seperti pada Gambar 8.

Jika untuk masing-masing tipe adsorpsi tersebut di atas, konsentrasi adsorbate dalam air baku diturunkan dan  $C_n$  menjadi  $C_1$ , terdapat 3 buah garis operasi yang menyebar dari titik A (Gambar 8). Slope atau kemiringan dari masing-masing garis operasi berbanding lurus terhadap ratio antara laju penambahan karbon aktif dengan laju air baku ( $M/Q$ ).



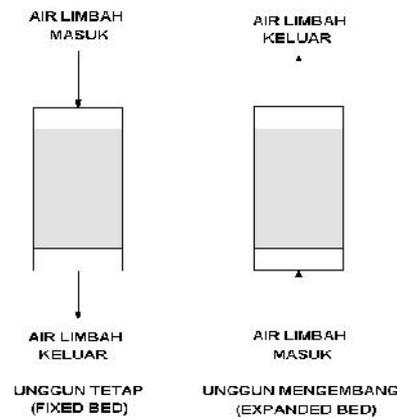
Gambar 8. Kurva kesetimbangan *Freundlich* untuk adsorpsi satu tahap.

Untuk adsorpsi yang baik, biasanya besarnya harga  $n$  antara 2 - 10; antara 1 - 2 untuk yang agak sulit; sedangkan untuk  $n$  lebih kecil dari 1 adsorpsi sangat sulit di lakukan. Di samping itu besarnya harga  $k$  juga merupakan parameter yang penting untuk proses adsorpsi.

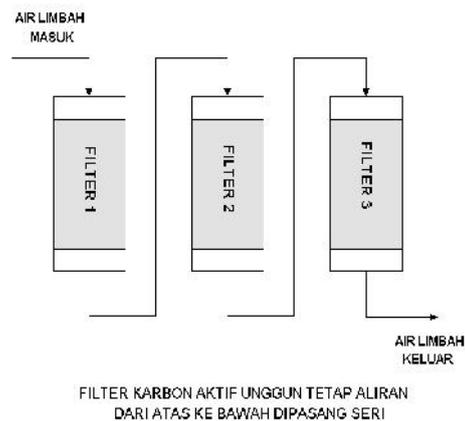
**4.4. Adsorpsi Merkuri dengan Filter Karbon Akif Granular**

Adsorpsi dengan karbon aktif butiran (granular) adalah proses yang paling banyak digunakan untuk penghilangan merkuri di dalam air. Prosesnya adalah dengan cara mengalirkan air yang mengandung merkuri ke dalam Suatu

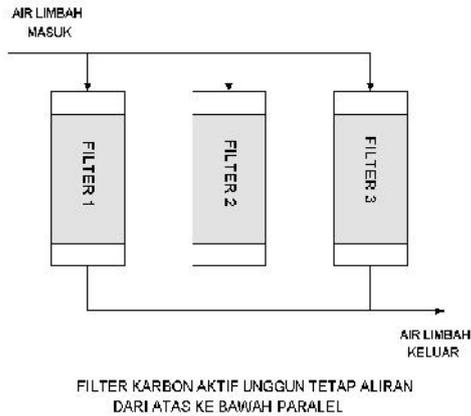
Filter yang diisi dengan karbon aktif. Proses filtrasinya dapat dilakukan dengan cara gravitasi maupun dengan tekanan, tetapi yang sering digunakan umumnya adalah dengan filtrasi dengan tekanan. Dilihat dari sistem pengalirannya dapat dibagi dua yaitu aliran dari atas ke bawah (*down flow*) dan aliran dari bawah ke atas (*up flow*). Sedangkan prosesnya dapat dilakukan secara seri maupun paralel. Beberapa contoh aliran proses filtrasi karbon aktif granular dapat dilihat pada Gambar 9.a sampai dengan 9.e. Salah satu contoh konstruksi filter karbon aktif dapat dilihat pada Gambar 10, sedangkan contoh filter karbon aktif terpasang dapat dilihat pada Gambar 11.



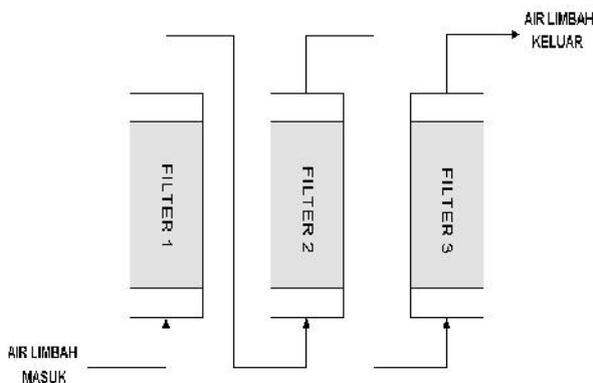
Gambar 9.a. Filter Karbon Aktif Butiran (*Granular*) Unggun Tetap (*Fixed Bed*) dan Unggun Mengembang (*Expanded Bed*)



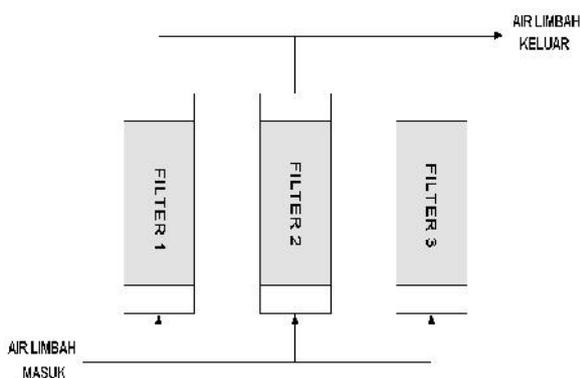
Gambar 9.b. Filter Karbon Aktif Butiran (*Granular*) Unggun Tetap (*Fixed Bed*) Dipasang Seri



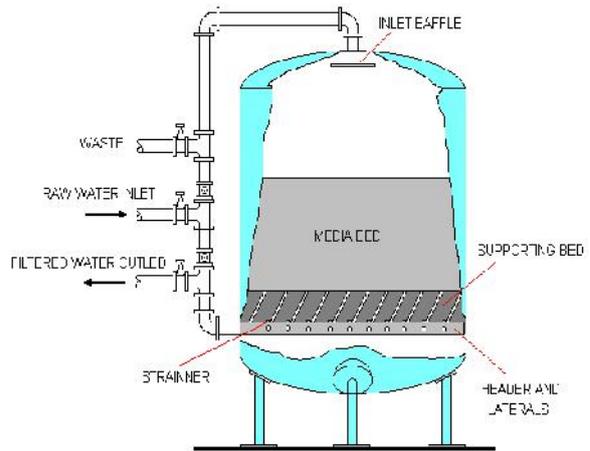
Gambar 9.c. Filter Karbon Aktif Butiran (*Granular*) Unggun Tetap (*Fixed Bed*) Dipasang Paralel.



Gambar 9.d. Filter Karbon Aktif Butiran (*Granular*) Unggun Mengembang (*Expanded Bed*) dipasang seri.



Gambar 9.e. Filter Karbon Aktif Butiran (*Granular*) Unggun Mengembang (*Expanded Bed*) dipasang Paralel.



Gambar 10. Konstruksi filter karbon aktif bertekanan yang banyak digunakan.



Gambar 11. Salah contoh filter karbon aktif terpasang.

## 5. PENGHILANGAN MERKURI DENGAN PROSES PERTUKARAN ION (*ION EXCHANGE*)

Penghilangan logam merkuri dapat juga dilakukan dengan proses pertukaran ion dengan menggunakan resin penukar ion tertentu. Proses pertukaran ion umumnya dilakukan didalam suatu bejana atau kolom yang diisi dengan resin penukar ion jenis tertentu sesuai dengan target logam berat yang akan dihilangkan. Proses operasinya terdiri dari satu siklus yakni service, pencucian balik (*backwash*), regenerasi dan bilas (*rinse*).

Di dalam proses penghilangan merkuri dengan cara pertukaran ion yang dihilangkan atau diserap oleh resin penukar ion tidak hanya logam merkuri saja tetapi logam-logam yang lain juga terserap oleh resin penukar ion sesuai dengan tingkat selektifitasnya. Salah contoh selektifitas beberapa jenis resin terhadap logam

berat dapat dilihat pada Tabel 6 <sup>(2)</sup>, Sedangkan beberapa contoh hasil proses penghilangan merkuri dengan proses pertukaran ion dapat dilihat pada Tabel 7 pada Lampiran.

Apabila di dalam air mengandung besi, mangan, kalsium atau magnesium, maka jika dilakukan pengolahan proses pertukaran ion maka logam-logam tersebut akan teradsorb oleh resin penukar ion. Jika konsentrasi besi, mangan, kalsium, atau magnesium di dalam air cukup tinggi akan menyebabkan kapasitas pertukaran ion menjadi cepat jenuh. Oleh karena itu, untuk menghilangkan merkuri di dalam air dengan proses pertukaran ion maka logam-logam seperti besi, mangan, kalsium serta magnesium tersebut harus dihilangkan terlebih dahulu.

## 6. PENUTUP

Ada beberapa metoda untuk menghilangkan atau mengeluarkan merkuri di dalam air yaitu dengan proses oksidasi kimia, proses pertukaran ion, proses adsorpsi, proses elektrokimia, proses reverse osmosis serta alternatif lain dengan metoda biosorpsi.

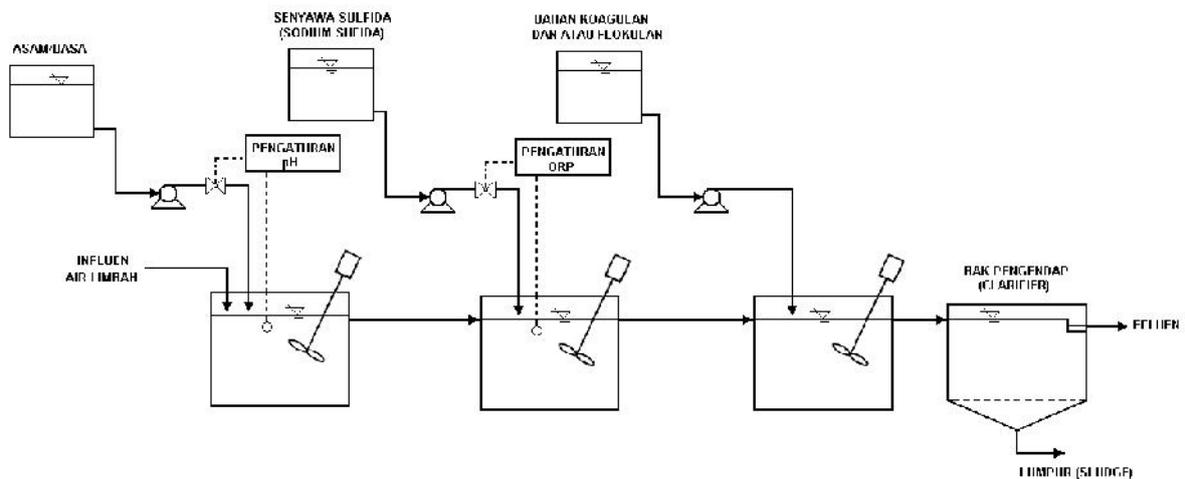
Tiap metoda mempunyai kelebihan serta kekurangan, oleh karena itu pemilihan suatu metoda penghilangan logam berat tergantung dari kondisi pencemarnya misalnya konsentrasi logam berat di dalam air limbah, jenis logam berat, konsentrasi logam berat di dalam air olahan, serta ketersediaan lahan, debit air limbah yang akan diolah dan parameter lainnya.

Untuk mengolah air limbah yang mengandung beberapa jenis logam berat, serta untuk mendapatkan air olahan dengan kualitas yang diharapkan (konsentrasi rendah) kemungkinan tidak dapat dilakukan dengan hanya menggunakan satu proses tertentu, dan hal tersebut harus dilakukan dengan kombinasi beberapa proses.

## DAFTAR PUSTAKA

1. Undang-Undang Republik Indonesia Nomor 23 Tahun 1997 Tentang Pengelolaan Lingkungan Hidup, pencemaran lingkungan hidup.
2. Slamet, Juli Soemirat, 1996. *Kesehatan Lingkungan*. Gajah Mada University Press.
3. EPA, "Capsule Report : Aqueous Mercury Treatment", National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, US EPA Cincinnati, OH 45268.1997.
4. Patterson, J.W., Wastewater Treatment Technology, 2<sup>nd</sup> ed. Ann Arbor Science.1985.
5. Patterson, J.W. et al., Toxicity Reduction Methodologies. In : Toxicity Reduction, Evaluation, and Control. Lancaster, PA : Technomic Publishing Co. 1992.
6. Viessman W,JR.,and Hammer, "Water Supply And Pollution Control ", fourth edition, Harper and Row Publisher, New york, 1985.
7. Maron, S.H., and Prutton, C.F., Principles Of Physical Chemistry, McMillan Company. London, 1965.
8. Design Criteria for Waterworks Facilities, Japan Water Works Association (JWWA), 1978.
9. Treyball, R.E., Mass Transfer Operations, Third Edition. McGraw Hill Kogakusha, 1980.

**LAMPIRAN-LAMPIRAN :**



Gambar 1. Diagram Proses Penghilangan Merkuri Dengan Pengendapan Sulfida.  
 Sumber : EPA, 1997. " *Capsule Report : Aqueous Mercury Treatment* ".

Tabel 1. Penghilangan Merkuri (Hg) dengan Proses Pengendapan Silfida (Patterson, 1985)

Pengolahan Kimia	Konsentrasi Merkuri (µg/l)		Efisiensi Penghilangan (%)	pH Pengolahan	Pengolahan Tambahan
	Awal	Akhir			
Sodium Sulfida	NA	< 3	NA	NA	Vaccum Filer
	300 - 6.000	10-125	58 – 99,8	NA	Pressure Filter
	1.000 - 50.000	10	99-99,9	NA	Flokulasi dan Filter Karbon Aktif
Sodium hidrosulfida	131,50	20	> 99,9	3,0	Filter
Magnesium Sulfida	5.000 – 10.000	10 - 50	99 – 99,9	10 – 11	None
Garam Sulfida	300 – 6.000	10 – 125 (rata-rata 50)	58 – 99,8	5,1 – 8,2	Filter
	NA	100 - 300	NA	NA	None
	NA	100	NA	NA	None
	NA	10 - 20	NA	NA	Filter Karbon Aktif

NA : Not Available Sumber : EPA, 1997. " *Capsule Report : Aqueous Mercury Treatment* ".

Tabel 2. Penghilangan Merkuri (Hg) dengan Proses Koagulasi (Patterson, 1985).

Jenis koagulant	Dosis Koagulant (mg/l)	Konsentrasi Merkuri (µg/l)		Efisiensi Penghilangan (%)	pH Pengolahan	Pengolahan Tambahan
		Awal	Akhir			
Alum	1000	11.300	102	99	3	Filtrasi
	100	90	11	88	NA	-
	100	NA	10	NA	NA	-
	21 - 24	5,9 – 8,0	5,3 – 7,4	10 - 34	6,7 – 7,2	Filtrasi
	NA	50	26,5	47	7,0	Filtrasi
	220	60	3,6	94	6,4	Filtrasi
	20 - 30	3 - 8	1,5 – 1,6	50 - 81	NA	-
	20 - 30	3 - 16	2,3 - 21,3	< 23	NA	-
Garam besi	34 - 72	4,0 – 5,0	2,5	38 - 50	6,9 – 7,4	Filtrasi
	NA	50	3,5	93	8,0	Filtrasi
	40	50	1,0	98	6,2	Filtrasi
	20 - 30	1 - 17	0,5 – 6,8	50 – 97	NA	-
	20 - 30	2 - 17	1,2 – 12,8	40 - 93	NA	-
Lime	415	500	150	70	11,5	Filtrasi
	NA	0,66	0,2	> 69	8,3	-

NA : Not Available - : None Sumber : EPA, 1997. " *Capsule Report : Aqueous Mercury Treatment* ".

Tabel 5 : Parameter Adsorpsi Isotherm Freundlich untuk Adsprosi Merkuri.

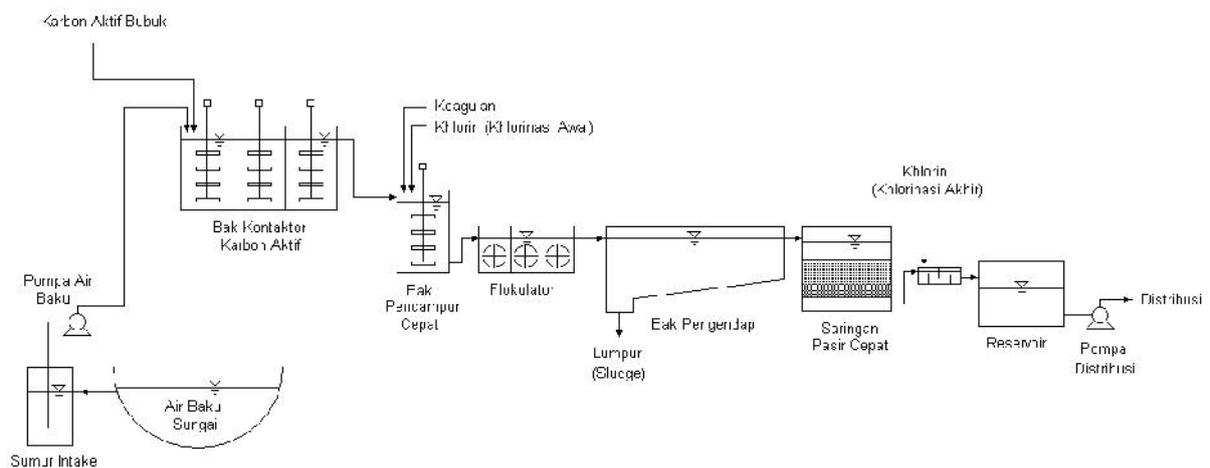
Adsorbent	k	1/n	Reference
GAC	4,68	3,16	Namasivayam and Periasamy, 1993
BPHC	42,17	3.50	Namasivayam and Periasamy, 1993
Coal Fly Ash (pH 2,2)	1,014	0,053	Sen and De, 1987
Coal Fly Ash (pH 3,1)	1,094	0,333	Sen and De, 1987
Coal Fly Ash (pH 3,1)	1,230	0,361	Sen and De, 1987
MHBB	1,07	0,324	Deshkar et al, 1990

GAC = Granular Activated Carbon (karbon aktif butiran)

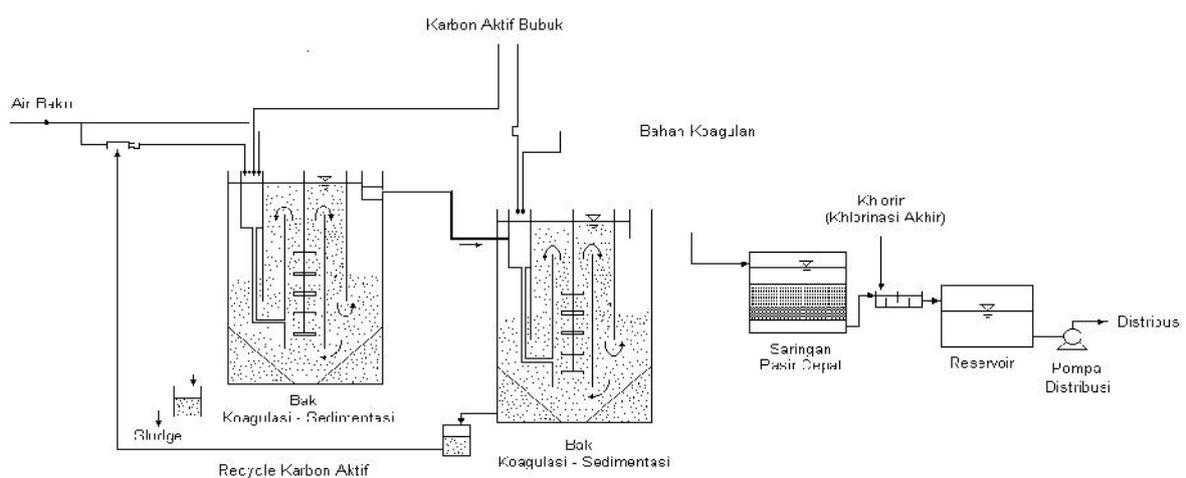
BPHC = Bicarbonate- treated Peanut Hull Carbon

MHBB = Modified Hardwickia Binata Bark

Sumber : EPA, 1997. " Capsule Report : Aqueous Mercury Treatment ".



Gambar 5 : Sistem Pengolahan Air Dengan Karbon Aktif Bubuk Menggunakan Bak Kontaktor Karbon Aktif.



Gambar 6. Sistem Pengolahan Air Minum dengan karbon aktif bubuk, dengan cara pembubuhan di dalam Bak Koagulasi-Sedimentasi (Clarifier).

Tabel 6. Urutan Tingkat Selektivitas Penukaran Ion Logam Berat Untuk beberapa Jenis Resin Penukar Ion (EPA, 1997).

Resin	Urutan Tingkat Penukaran Ion (Order Of Selectivity)
Duolite ES-466	Hg <sup>2+</sup> >Cu <sup>2+</sup> >Fe <sup>2+</sup> >Ni <sup>2+</sup> >Pb <sup>2+</sup> >Mn <sup>2+</sup> >Ca <sup>2+</sup> >Mg <sup>2+</sup> >Na <sup>+</sup>
Dowex A-1	Cu <sup>2+</sup> > Hg <sup>2+</sup> > Ni <sup>2+</sup> > Pb <sup>2+</sup> >Zn <sup>2+</sup> >Co <sup>2+</sup> >Cd <sup>2+</sup> > Fe <sup>2+</sup> > Mn <sup>2+</sup> >Ca <sup>2+</sup> >Na <sup>+</sup>
Nisso Alm-525	Hg <sup>2+</sup> > Cd <sup>2+</sup> > Zn <sup>2+</sup> > Pb <sup>2+</sup> > Cu <sup>2+</sup> >Ag <sup>+</sup> >Cr <sup>3+</sup> > Ni <sup>2+</sup>
Diaion CR-I 0	Hg <sup>2+</sup> >Cu <sup>2+</sup> > Pb <sup>2+</sup> > Ni <sup>2+</sup> > Cd <sup>2+</sup> > Zn <sup>2+</sup> > Co <sup>2+</sup> > Mn <sup>2+</sup> > Ca <sup>2+</sup> > Mg <sup>2+</sup> >Ba <sup>2+</sup> >Sr <sup>2+</sup> >>>Na <sup>+</sup>
Amberlite IRC-718	Hg <sup>2+</sup> >Cu <sup>2+</sup> > Pb <sup>2+</sup> > Ni <sup>2+</sup> > Zn <sup>2+</sup> > Cd <sup>2+</sup> > Co <sup>2+</sup> > Fe <sup>2+</sup> > Mn <sup>2+</sup> > Ca <sup>2+</sup>
Unicellex UR-10	Hg <sup>2+</sup> >Cu <sup>2+</sup> > Fe <sup>2+</sup> >Al <sup>3+</sup> > Ni <sup>2+</sup> > Pb <sup>2+</sup> > Cr <sup>3+</sup> > Zn <sup>2+</sup> > Cd <sup>2+</sup> >Ag <sup>2+</sup> > Mn <sup>2+</sup> >Ca <sup>2+</sup> > Mg <sup>2+</sup> >>>Na <sup>+</sup>
Sirorez-Cu	pH>5. Cu <sup>2+</sup> ; pH>0. Hg <sup>2+</sup>
Sumchelat Q-I 0	HgCl <sub>2</sub> >AuCl <sub>4</sub> >Ag <sup>+</sup> >Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> <sup>2-</sup>

Tabel 7. Beberapa contoh hasil proses penghilangan merkuri di dalam air dengan cara pertukaran ion (EPA, 1997).

Konsentrasi (µg/L)						
Resin Penukar Ion	Tipe resin	Awal	Akhir	Pengolahan Tambahan	Kondisi Lain	Reference
Ionac SR-4	Resin chelat asam lemah	14,88	0,43	Prefiltrasi	GW, FS	Sites and Oveholtzer, 1992
Purolite s-920	Hg-specific chelating resin	10,67	0,34	Prefiltrasi	GW, FS	Sites and Oveholtzer, 1992
AFP-329	Resin Anion basa lemah	12,21	0,44	Prefiltrasi	GW, FS	Sites and Oveholtzer, 1992
ASB-2	Resin anion basa kuat	14,31	0,70	Prefiltrasi	GW, FS	Sites and Oveholtzer, 1992
Duolite GT-73	Resin kation asam lemah	200 – 70.000	1 - 5	Prefilter 0,2 mikron	DFW, FS	Ritter and Bibler, 1992
Amberlite IRC 718	Iminodiacetic acid resin	11.800	15 - 35	None	SW, BS	Becker and Eldrich, 1993
IRC 718 dan GT 73	Iminodiacetic acid resin	14.000	15 - 1200	GT 73 digunakan sebagai polishing	SMW, BS	Becker and Eldrich, 1993

<sup>a</sup> rata-rata<sup>b</sup> 3 – 4 gpm

GW = Ground water

FS = Full scale

DFW = Defence facility wastewater

SW = Synthetic waste

BS = Bench Scale

SMW = Smelter wastewater