

BAB 2

TINJAUAN PUSTAKA

2.1 Industri Tekstil

Industri pencelupan atau pencucian tekstil termasuk salah satu industri yang sangat banyak mengeluarkan limbah cair. Namun penanganan pengolahan limbah cair pada industri yang termasuk berskala kecil umumnya kurang baik. Limbah industri tekstil berasal dari beberapa kegiatan proses misalnya:

- Pencucian tekstil yang meliputi desizing, boiling, degreasing dan mercerizing
- Pencelupan dan sistem pewarnaan lain
- Pengolahan akhir seperti pencucian kembali.

Limbah cair dari industri tekstil umumnya mempunyai ciri-ciri sebagai berikut; berwarna , bersifat sangat basa, BOD sangat tinggi, padatan tersuspensi tinggi, suhu tinggi tekstil terbagi menjadi tiga kelompok yaitu katun, wol dan bahan sintetis yang pengerjaan dan proses pewarnaannya berlain lain. Disamping itu dari masing–masing kelompok dapat diproses dengan berbagai cara dengan menggunakan bahan kimia yang berbeda-beda pula terutama pada proses pewarnaannya. Oleh karena itu limbahnya juga berlainan sehingga mempersulit proses pengolahannya. Di Indonesia tidak memproduksi wol sehingga yang ada hanya industri tekstil katun dan sintetis (Said, 2002).

2.2 Karakteristik Limbah Tekstil

a. Chemical Oxygen Demand (COD)

COD didefinisikan sebagai jumlah oksigen yang digunakan saat mengoksidasi kandungan bahan organik suatu sampel dengan oksidan kimia kuat dalam kondisi asam. Dalam penentuan COD, bahan organik (baik yang dapat teroksidasi secara biologis seperti glukosa maupun yang bersifat inert secara biologis seperti selulosa) dioksidasi sempurna menjadi CO_2 dan H_2O . Karena tidak dapat membedakan satu sama lain, maka nilai COD lebih besar daripada nilai BOD (yang mewakili jumlah oksigen yang dibutuhkan bakteri untuk menstabilkan bahan yang dapat teroksidasi secara biologis). Selain itu, nilai COD tidak memberikan bukti apa pun mengenai laju di mana bakteri tersebut aktif secara biologis. bahan akan distabilkan dalam kondisi yang ada di alam. Oleh karena itu, uji COD banyak digunakan untuk mengukur

kekuatan polusi limbah rumah tangga dan industri. Keuntungan utama uji COD adalah penentuannya selesai dalam waktu 3 jam, dibandingkan dengan 5 hari yang diperlukan untuk penentuan BOD, sehingga dapat diambil langkah-langkah untuk memperbaiki kesalahan pada hari terjadinya. COD digunakan secara luas dalam analisis limbah industri. Uji COD berguna untuk menunjukkan kondisi toksik dan adanya zat organik yang resisten secara biologis. Tes ini banyak digunakan dalam pengoperasian fasilitas perawatan karena kecepatan perolehan hasil (Patel & Vashi, 2015).

b. Biochemical Oxygen Demand (BOD)

Biochemical oxygen demand (BOD) adalah ukuran jumlah oksigen yang dibutuhkan untuk menguraikan bahan organik secara biologis dalam kondisi aerobik pada suhu dan waktu inkubasi tertentu. Prosedur ini menentukan kemampuan air untuk mendukung kehidupan akuatik berdasarkan kemampuannya untuk menguraikan bahan organik secara alami. Konsentrasi dan sifat bahan organik, suhu, serta jenis dan konsentrasi bakteri yang digunakan dalam uji (sering disebut sebagai "benih") mempengaruhi hasil BOD setelah waktu inkubasi yang ditentukan. Meskipun uji BOD memiliki batasan, prosedur standarnya telah dikembangkan dengan baik dan digunakan secara luas dalam mengukur kualitas air (APHA, 2012).

Metode ini dikembangkan untuk mensimulasikan proses dekomposisi aerobik alami yang terjadi di alam, seperti yang terjadi di sungai atau perairan lainnya. Melalui uji BOD, dilakukan evaluasi terhadap tingkat pencemaran organik dalam air, yang penting untuk memahami dampak limbah domestik dan industri terhadap lingkungan. Uji ini memainkan peran penting dalam mengelola dan melindungi sumber daya air, serta dalam memantau keefektifan sistem pengolahan air limbah dalam mengurangi beban organik sebelum air dilepaskan kembali ke lingkungan.

Diasumsikan bahwa laju oksidasi bahan organik pada setiap saat waktu sebanding dengan jumlah bahan yang dapat dioksidasi yang ada, yaitu, reaksi orde pertama,

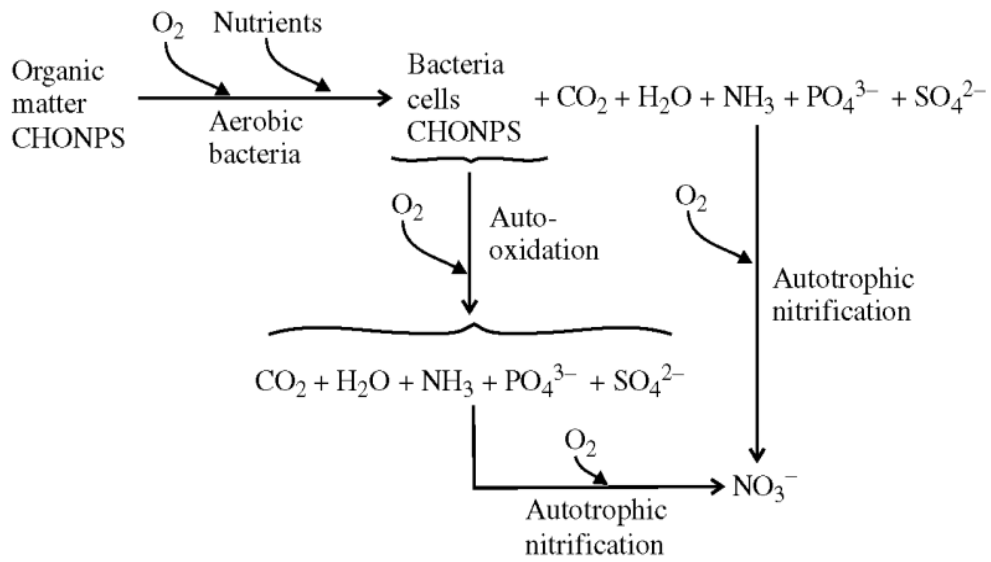
$$\frac{dL}{dt} \propto -L \text{ or } \frac{dL}{dt} = -kL \quad (1)$$

Di mana k adalah konstanta laju dan L adalah konsentrasi bahan organik yang dinyatakan sebagai O_2 .

Uji BOD dilakukan di laboratorium dengan mengencerkan sampel air limbah dengan air yang mengandung jumlah DO dan nutrisi yang cukup, kemudian

mengukur penurunan DO setelah waktu inkubasi tetap pada suhu tetap. Gambar 2 menggambarkan transformasi saat BOD terpenuhi. Jumlah BOD yang digunakan, dari Persamaan (1), tergantung pada waktu dan jumlah bahan organik yang dapat terdegradasi. Ultimate BOD (kadang-kadang ditulis sebagai BOD_u), L_a , untuk sebagian besar tujuan praktis adalah konstan.

$$x = L_a - L = L_a(1 - 10^{-k't}) = L_a(1 - e^{-kt}) \quad (2)$$



Gambar 2.1 Komponen pada BOD

Beberapa peneliti menemukan bahwa L_a meningkat dengan suhu; yaitu, peningkatan suhu mempromosikan degradasi zat yang lebih sulit terdegradasi. Ultimate BOD biasanya dianggap sama dengan COD jika tidak ada pengukuran ultimate BOD. Kurva perkembangan BOD ditunjukkan dalam Gambar 2. Jumlah BOD yang digunakan pada waktu tertentu sama dengan selisih antara BOD yang ada pada waktu awal dan BOD yang tersisa pada waktu tertentu, L . Pemahaman tentang kurva perkembangan BOD ini penting untuk mengelola dan memantau kualitas air limbah secara efektif.

Proses ini membantu menentukan kapasitas sistem pengolahan air limbah dalam mengurangi beban organik sebelum air dilepaskan kembali ke lingkungan. Dengan memahami laju penggunaan BOD, pengelola air limbah dapat menyesuaikan proses pengolahan untuk mencapai efisiensi maksimum. Monitoring BOD juga penting untuk memastikan bahwa air yang dilepaskan memenuhi standar lingkungan yang ditetapkan. Ini membantu mencegah potensi dampak negatif terhadap ekosistem

air. Pengukuran dan analisis BOD adalah alat yang penting dalam manajemen kualitas air.

Nilai x adalah BOD yang dikeluarkan pada waktu t , dan k' adalah konstanta laju ketika satuan $\log_{10}$ digunakan. Penentuan BOD biasanya dilakukan untuk durasi 5 hari ("BOD5"). Gambar 2 membandingkan kurva perkembangan dan BOD akhir untuk sampel yang memiliki BOD5 yang sama atau BOD akhir yang sama.

Nilai BOD (x) yang dikeluarkan pada waktu tertentu (t) ditentukan oleh konstanta laju (k') dalam satuan $\log_{10}$. Uji BOD biasanya dilakukan selama 5 hari, yang dikenal sebagai "BOD5." Gambar 2 menunjukkan kurva perkembangan untuk sampel dengan BOD5 yang sama, seleainitu menunjukkan kurva untuk sampel dengan BOD akhir yang sama. Perbandingan ini membantu dalam memahami dinamika penguraian bahan organik dalam berbagai kondisi.

c. Total Suspended Solid (TSS)

Biosolid umpan terdiri dari dua jenis padatan: padatan tersuspensi dan padatan terlarut. Padatan tersuspensi tidak akan melewati bantalan filter serat kaca. Padatan tersuspensi dapat diklasifikasikan lebih lanjut sebagai total suspended solids (TSS), volatile suspended solids, atau fixed suspended solids dan juga dapat dipisahkan menjadi tiga komponen berdasarkan karakteristik pengendapannya: padatan yang dapat mengendap, padatan yang dapat mengapung, dan padatan koloid. Total suspended solids dalam air limbah biasanya berada dalam kisaran 100 hingga 350 mg/L. Padatan terlarut akan melewati bantalan filter serat kaca. Padatan terlarut juga dapat diklasifikasikan sebagai total dissolved solids (TDS), volatile dissolved solids, dan fixed dissolved solids. Total dissolved solids biasanya berada dalam kisaran 250 hingga 850 mg/L (Spellman, 2009).

Seperti yang disebutkan, istilah padatan berarti bahan apa pun yang tersuspensi atau terlarut dalam air dan air limbah. Meskipun air limbah domestik normal mengandung jumlah padatan yang sangat kecil (biasanya kurang dari 0,1%), sebagian besar proses pengolahan dirancang khusus untuk menghilangkan atau mengubah padatan menjadi bentuk yang dapat dihilangkan atau dibuang tanpa menyebabkan kerusakan lingkungan. Saat mengambil sampel untuk total suspended solids (TSS), sampel dapat berupa grab atau komposit dan dapat dikumpulkan dalam wadah kaca atau plastik. Sampel TSS dapat diawetkan dengan pendinginan pada atau

di bawah 4°C (tidak dibekukan); namun, sampel komposit harus didinginkan selama pengumpulan. Waktu penyimpanan maksimum untuk sampel yang diawetkan adalah 7 hari.

Prosedur uji TSS (Total Suspended Solids) dimulai dengan persiapan sampel yang sudah dicampur dengan baik untuk memastikan representativitasnya. Sampel tersebut kemudian diukur volumenya dan dituangkan ke dalam alat filtrasi yang dilengkapi dengan filter serat kaca yang sudah ditimbang sebelumnya. Dengan bantuan pompa vakum atau penyedot, sampel ditarik melalui filter untuk mengendapkan padatan tersuspensi. Setelah proses filtrasi selesai, filter yang mengandung padatan dikeringkan dalam oven pada suhu 103 hingga 105°C untuk menghilangkan kelembaban hingga berat filter dan padatan mencapai stabil. Langkah terakhir melibatkan pendinginan filter dan padatan dalam desikator hingga mencapai suhu ruang, diikuti dengan penimbangan kembali untuk mendapatkan berat akhir padatan yang terperangkap di dalam filter.

Metode ini, meskipun memerlukan beberapa langkah yang teliti dan waktu yang cukup, merupakan standar yang mapan dalam analisis kualitas air. Pengukuran TSS membantu dalam memantau tingkat pencemaran organik dalam air dan memastikan efektivitas sistem pengolahan air limbah dalam mengurangi padatan sebelum air dibuang kembali ke lingkungan. Dengan demikian, pemahaman yang baik tentang prosedur ini adalah kunci untuk pengelolaan lingkungan yang berkelanjutan dan pemantauan yang efektif terhadap kualitas air.

Untuk menentukan konsentrasi total padatan tersuspensi dalam mg/L, kita menggunakan persamaan berikut:

$$TSS (mg/L) = \frac{Dry\ solids (mg) \times 1000\ mL/L}{Sample\ volume (mL)} \quad (3)$$

dimana, A: Berat padatan kering, filter, dan penyangga

C: Berat padatan terbakar, filter, dan penyangga

d. Warna

Warna dalam air dapat disebabkan oleh sejumlah kontaminan seperti besi, yang dalam kehadiran oksigen berubah menjadi sedimen kuning atau merah. Warna air bisa menipu karena dianggap sebagai kualitas estetika air tanpa dampak langsung terhadap kesehatan. Banyak warna yang terkait dengan air bukanlah warna asli tetapi hasil dari suspensi koloid dan disebut sebagai warna tampak. Warna tampak ini sering

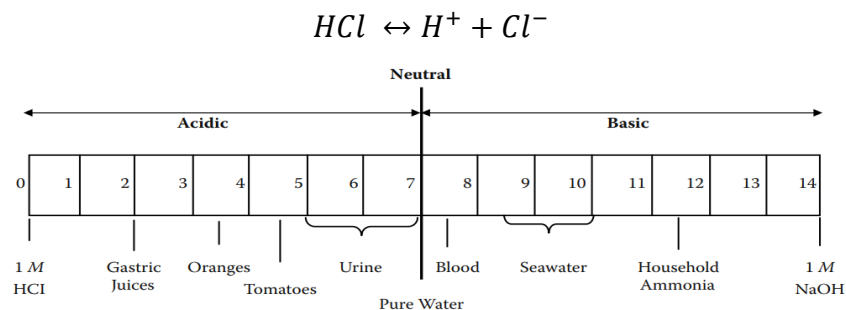
kali disebabkan oleh besi dan tanin terlarut yang diekstraksi dari bahan tanaman yang membusuk (Patel & Vashi, 2015).

Warna asli adalah hasil dari bahan kimia terlarut, sering kali organik, yang tidak dapat dilihat dengan mata telanjang. Warna asli dibedakan dari warna tampak dengan menyaring sampelnya. Proses penyaringan ini membantu mengidentifikasi kontaminan yang sebenarnya terlarut dalam air. Penting untuk membedakan antara warna asli dan warna tampak untuk menilai kualitas air secara akurat. Dengan demikian, pemahaman yang tepat tentang penyebab warna air sangat penting untuk pengelolaan sumber daya air yang efektif.

e. Potential Hydrogen (pH)

pH adalah ukuran konsentrasi ion hidrogen (H^+). Larutan dapat berkisar dari sangat asam (dengan konsentrasi ion H^+ tinggi) hingga sangat basa (dengan konsentrasi ion OH^- tinggi). Skala pH berkisar dari 0 hingga 14, dengan nilai 7 sebagai nilai netral. pH air penting untuk reaksi kimia yang terjadi di dalam air, dan nilai pH yang terlalu tinggi atau rendah dapat menghambat pertumbuhan mikroorganisme. Nilai pH yang tinggi dianggap basa, sedangkan nilai pH yang rendah dianggap asam (Spellman, 2009).

Dengan kata lain, nilai pH yang rendah menunjukkan konsentrasi H^+ yang tinggi, dan nilai pH yang tinggi menunjukkan konsentrasi H^+ yang rendah. Karena hubungan logaritma invers ini, setiap satuan pH mewakili perbedaan sepuluh kali lipat dalam konsentrasi H^+ . Air alami bervariasi dalam pH tergantung pada sumbernya. Air murni memiliki pH netral, dengan konsentrasi H^+ dan OH^- yang sama. Menambahkan asam ke dalam air menyebabkan ion positif tambahan dilepaskan, sehingga konsentrasi ion H^+ meningkat dan nilai pH menurun.



Gambar 2.2 pH

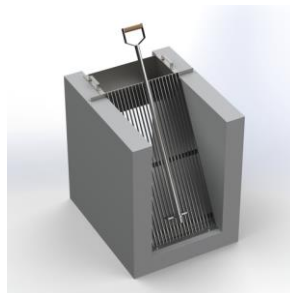
Untuk mengontrol koagulasi dan korosi air, operator pengolahan air harus menguji konsentrasi ion hidrogen dalam air untuk menentukan pH air. Dalam uji koagulasi, ketika lebih banyak alum (asam) ditambahkan, nilai pH menurun. Jika lebih banyak kapur (alkali) ditambahkan, nilai pH meningkat. Hubungan ini harus diingat—jika flok yang baik terbentuk, pH harus ditentukan dan dipertahankan pada nilai pH tersebut sampai air baku berubah. Polusi dapat mengubah pH air, yang pada gilirannya dapat merusak hewan dan tumbuhan yang hidup di dalam air.

Air yang keluar dari tambang batu bara yang ditinggalkan, misalnya, dapat memiliki pH 2, yang sangat asam dan pasti akan mempengaruhi ikan yang mencoba hidup di air tersebut. Menggunakan skala logaritma, air buangan tambang ini akan 100.000 kali lebih asam daripada air netral—jadi, hindarilah tambang yang ditinggalkan. Memantau dan mengendalikan pH air sangat penting untuk menjaga kesehatan ekosistem air. Operator pengolahan air harus waspada terhadap perubahan pH yang disebabkan oleh polusi untuk melindungi kehidupan akuatik.

2.2 *Pre-Treatment*

a. *Bar Screen*

Bar screen merupakan komponen utama dalam proses penyaringan, berfungsi dengan cara menangkap debris saat air limbah influen melewati. Biasanya, *bar screen* terdiri dari serangkaian batang paralel yang teratur atau layar berlubang yang ditempatkan di saluran. Ketika aliran limbah melewati layar, padatan besar seperti sampah atau material organik yang besar tertahan di batang atau layar, sementara air dan material yang lebih kecil dapat melanjutkan alirannya ke proses selanjutnya. Penting untuk membersihkan *screening* secara teratur agar tidak terjadi penumpukan yang dapat menyumbat layar dan menyebabkan gangguan pada operasi instalasi.



Gambar 2. 3 Bar Screen

(Sumber: potentialengineering.com)

Bar screen dapat memiliki bukaan yang berbeda-beda, seperti *screen* kasar dengan bukaan 2 hingga 4 inci atau *screen* halus dengan bukaan 0,75 hingga 2,0 inci. Penentuan jenis *screen* yang digunakan tergantung pada desain pabrik, jumlah padatan yang diharapkan dalam aliran, dan apakah screen tersebut akan digunakan secara terus-menerus atau hanya dalam keadaan darurat. Beberapa bar screen dapat dibersihkan secara manual dengan mengangkat debris secara langsung dari batang atau layar, sementara yang lain mungkin dilengkapi dengan sistem pembersihan mekanis untuk mempermudah proses pengangkatan padatan.

Tabel 2.1 Kriteria Perencanaan Bar Screen

Parameter	Unit	Manual	Mechanical
Width	mm	5-15	5-15
Depth	mm	25-38	25-38
Clear spacing between bars	mm	25-50	15-75
Slope	°	30-45	0-30
Velocity max	m/s	0.3-0.6	0.6-1.0
Velocity min	m/s		0.3-0.5
Headloss	mm	150	150-600

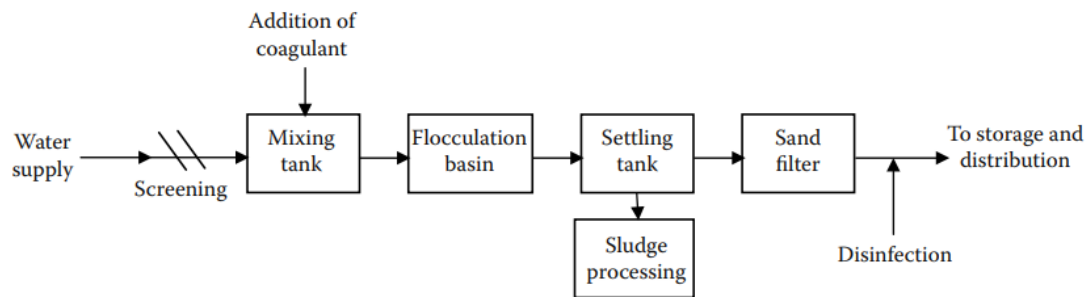
Sumber: Metcalf, 2004

b. Ekualisasi

Ekualisasi adalah proses untuk menangani variasi signifikan dalam jumlah dan kualitas aliran limbah (Droste & Gehr, 2019). Untuk itu, tangki penampungan ditempatkan di dekat bagian depan sistem pengolahan agar limbah dapat dimasukkan ke dalam pabrik dengan laju dan kualitas yang lebih seragam. Aliran dan konsentrasi yang lebih seragam mengurangi variabilitas pengolahan. Hal ini memungkinkan desain instalasi pengolahan limbah yang lebih ringkas dengan pemanfaatan semua unit yang lebih tinggi.

Jumlah pengolahan biologis yang dihasilkan oleh aerasi limbah tidak akan signifikan. Namun, beberapa senyawa volatil akan terurai selama proses ini. Dengan demikian, ekualisasi tidak hanya membantu dalam menjaga kualitas dan kuantitas aliran limbah tetap stabil tetapi juga meningkatkan efisiensi pengolahan limbah

secara keseluruhan. Ini penting untuk desain instalasi yang lebih efektif dan efisien. Ekualisasi memainkan peran penting dalam sistem pengelolaan limbah modern.



Gambar 2. 4 Standar regulasi Ekualisasi

Dalam memilih bar screen untuk teknologi pengolahan air, dua faktor utama yang dipertimbangkan adalah ukuran bukaan layar dan laju aliran air. Parameter ini menentukan kemampuan screen dalam menangkap debris sambil memungkinkan air mengalir dengan lancar. Biaya operasional dan persyaratan perawatan peralatan juga merupakan pertimbangan penting, bersama dengan hidrolika pabrik dan keahlian operator yang tersedia. Pabrik pengolahan air permukaan besar umumnya menggunakan berbagai jenis bar screen, termasuk fixed bar screen dan mechanically cleaned bar screen, yang disesuaikan untuk memenuhi tuntutan operasional spesifik dan kondisi lingkungan. Setiap jenis dirancang untuk mengoptimalkan penghapusan debris dan meningkatkan efisiensi pengolahan secara keseluruhan.

c. Netralisasi

Netralisasi adalah proses untuk menetralkan limbah industri yang memiliki pH sangat tinggi atau rendah dengan menambahkan asam atau basa. Proses ini penting karena pH yang mendekati netral diperlukan jika pengolahan biologis akan digunakan. Dengan netralisasi, kondisi limbah menjadi lebih stabil dan sesuai untuk proses pengolahan berikutnya. Hal ini memastikan bahwa sistem pengolahan limbah dapat berfungsi secara optimal. Netralisasi memainkan peran penting dalam menjaga keseimbangan kimia dalam pengolahan limbah industri.

Dalam proses netralisasi, penambahan asam digunakan untuk menurunkan pH limbah yang terlalu basa, sedangkan penambahan basa digunakan untuk meningkatkan pH limbah yang terlalu asam. Proses ini harus dikendalikan dengan

hati-hati untuk mencapai pH yang diinginkan. Selain itu, netralisasi membantu mencegah kerusakan pada peralatan pengolahan akibat kondisi pH ekstrem. Dengan menjaga pH limbah mendekati netral, proses pengolahan limbah selanjutnya dapat berlangsung lebih efisien dan efektif. Netralisasi adalah langkah awal yang penting dalam sistem pengelolaan limbah industri (Droste & Gehr, 2019).

Pengendalian pH merupakan tahap krusial dalam proses pengolahan air, terutama setelah penerapan metode pelembutan kapur di mana tingkat pH dapat meningkat secara signifikan. Pelembutan kapur digunakan untuk mengurangi kekerasan air yang disebabkan oleh senyawa kalsium dan magnesium, yang mengakibatkan peningkatan pH dengan mengubah bikarbonat menjadi karbonat. Penyesuaian pH ini memudahkan pengendapan kalsium sebagai kalsium karbonat, yang secara efektif mengurangi tingkat kekerasan air. Namun, jika pH air yang telah dilembutkan melebihi 9,5, yang sering kali terjadi setelah perlakuan kapur, netralisasi perlu dilakukan untuk menurunkan pH ke tingkat yang sesuai untuk air minum.

Dalam kasus di mana pH terlalu tinggi karena proses pelembutan kapur, netralisasi dilakukan melalui recarbonation menggunakan karbon dioksida. Recarbonation melibatkan pengenalan karbon dioksida ke dalam air, yang bereaksi dengan kapur berlebih dan menurunkan pH menjadi rentang yang lebih netral, yaitu sekitar 7 hingga 8. Penyesuaian ini tidak hanya memastikan air aman untuk dikonsumsi tetapi juga menstabilkan keseimbangan kimia dengan menetralkan sisa alkali dari proses pelembutan kapur. Netralisasi yang efisien sangat penting untuk memenuhi standar regulasi dan memastikan air aman serta enak diminum bagi konsumen. Berikut merupakan kriteria perencanaan dari unit netralisasi:

- o Waktu detensi (td) = 20 – 60 detik
- o Gradien kecepatan (G) = 700 – 1000 /detik
- o Diameter *Paddle* (Di) = 30 – 80 % dari Diameter bak
- o Lebar *Paddle* (Wi) = 1/6 – 1/10 Diameter *paddle*
- o Kecepatan putaran *Paddle* (n)= 20 – 150 rpm
- o Kedalaman bak (H) = 1-1.25 D/W
- o *Reynold number* (RNe) = >10.000
- o Kecepatan pipa Outlet (v) = 1 – 1.25 m/s

o Jenis *Impeller* = *Flat paddles, 2 blades (single paddle)*

o Koefisien Turbulen (KT) = 2.25

(Sumber: Reynolds & Richards, 1996).

2.3 Primary Treatment

a. Koagulasi-Flokulasi

Koagulasi adalah proses destabilisasi partikel koloid. Partikel-partikel tersebut pada dasarnya dilapisi dengan lapisan kimia yang lengket, yang memungkinkan mereka untuk membentuk flok (agregat) dan mengendap dalam waktu yang wajar. Koagulasi air untuk membantu klarifikasi telah dipraktikkan sejak zaman kuno (Baker, 1981). Banyak senyawa alami, mulai dari pati hingga garam besi dan aluminium, dapat melakukan koagulasi. Selain itu, polimer kationik, anionik, dan nonionik sintetis sangat efektif sebagai koagulan tetapi biasanya lebih mahal daripada senyawa alami.

Koagulasi dan flokulasi digunakan dalam proses pengolahan air dan air limbah. Dalam pengolahan air, biasanya lebih efektif biaya untuk menerapkan koagulasi dan flokulasi guna menghilangkan partikel koloid dan partikel kecil yang mengendap secara lambat. Koagulasi-flokulasi juga dapat diterapkan untuk meningkatkan penghilangan padatan dalam air alami yang sangat pekat yang mengandung jumlah padatan mengendap yang signifikan (Guibai & Gregory, 1991). Biasanya, presedimentasi tanpa penambahan koagulan atau filter kasar digunakan untuk menghilangkan konsentrasi tinggi padatan mengendap sebelum proses koagulasi-flokulasi-sedimentasi.

Kemampuan agen koagulan untuk menggumpal bahan-bahan terlarut dan tersuspensi terkait erat dengan muatan listriknya dan ukuran molekulnya. Polimer sintetis yang digunakan sebagai koagulan juga berperan dalam efektivitas proses. Tabel 2 memberikan gambaran daya koagulasi relatif dari beberapa koagulan anorganik, di mana terdapat peningkatan yang signifikan dalam efektivitas koagulasi seiring dengan peningkatan muatan satu ion, mengikuti aturan Schultze-Hardy yang dikembangkan berdasarkan karya dua peneliti pada tahun 1882 dan 1900. Tawas (aluminium sulfat) dan garam besi merupakan koagulan yang paling umum digunakan dalam pengolahan air, dengan tawas menjadi agen yang paling banyak diterapkan. Sifat multivalen dari kation ini mengakibatkan daya tarik yang kuat

terhadap partikel koloid bermuatan, sementara kelarutannya yang rendah memastikan penghilangannya dari larutan secara efektif.

Penerapan teknologi koagulasi-flokulasi dalam pengolahan air limbah menunjukkan pentingnya dalam menjaga kualitas air yang sesuai dengan standar lingkungan dan kesehatan. Penggunaan yang bijak dari koagulan membantu mengurangi pencemaran organik dan memperbaiki kondisi lingkungan air, yang penting untuk keberlanjutan pengelolaan sumber daya air di berbagai konteks industri dan perkotaan.

Tabel 2.2 Kekuatan koagulasi dari elektrolit anorganik

Relative power of coagulation		
Electrolyte	Positive colloids	Negative colloids
NaCl	1	1
Na ₂ SO ₄	30	1
Na ₃ PO ₄	1000	1
BaCl ₂	1	30
MgSO ₄	30	30
AlCl ₃	1	>1000
Al ₂ (SO ₄) ₃	30	>1000
FeCl ₃	1	>1000
Fe ₂ (SO ₄) ₃	30	>1000

Reaksi tipikal garam aluminium dan besi dalam air ditunjukkan dalam Tabel 2. Garam-garam ini mengkonsumsi alkalinitas, yang mungkin memerlukan penambahan agen alkalin. Kapur biasanya merupakan sumber alkalinitas yang paling murah. pH pada proses koagulasi sangat kritis. Garam besi bekerja paling baik dalam rentang pH 4,5–5,5, sedangkan garam aluminium paling efektif pada rentang pH 5,5–6,3. Nilai-nilai pH ini harus dicapai setelah koagulan ditambahkan. Jika perlu, pH dapat disesuaikan dengan asam atau alkalin. Residu aluminium atau besi akan diminimalkan ketika pH berada dalam rentang optimum.

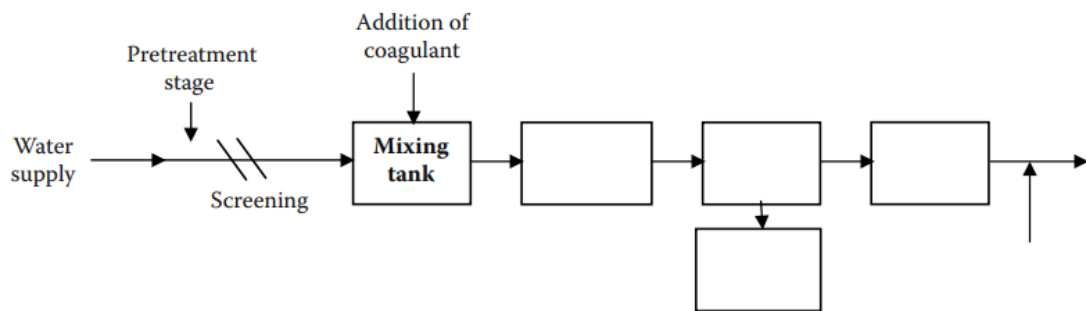
Koagulan merupakan bahan kimia yang dibutuhkan untuk membantu proses pengendapan partikel – partikel kecil yang tidak dapat mengendap dengan sendirinya

(secara grafitasi). Kekeruhan dan warna dapat dihilangkan melalui penambahan koagulan atau sejenis bahan – bahan kimia antara lain (Haryanto, 2010).
Jenis-jenis koagulan

- a) Alumunium sulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$) atau biasanya disebut tawas, bahan ini sering dipakai karena efektif untuk menurunkan kadar karbonat. Tawas berbentuk kristal atau bubuk putih, larut dalam air, tidak larut dalam alkohol, tidak mudah terbakar, ekonomis, mudah didapat dan mudah disimpan. Penggunaan tawas memiliki keuntungan yaitu harga relatif murah dan sudah dikenal luas oleh operator water treatment. Namun Ada juga kerugiannya, yaitu umumnya dipasok dalam bentuk padatan sehingga perlu waktu yang lama untuk proses pelarutan.
- b) *Sodium aluminate* (NaAlO_2), digunakan dalam kondisi khusus karena harganya yang relatif mahal. Biasanya digunakan sebagai koagulan sekunder untuk menghilangkan warna dan dalam proses pelunakan air dengan lime soda ash.
- c) *Ferrous sulfate* ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), dikenal sebagai *Copperas*, bentuk umumnya adalah granular. Ferrous Sulfate dan lime sangat efektif untuk proses penjernihan air dengan pH tinggi ($\text{pH} > 10$).
- d) *Chlorinated copperas*, dibuat dengan menambahkan klorin untuk mengioksidasi *Ferrous Sulfate*. Keuntungan penggunaan koagulan ini adalah dapat bekerja pada jangkauan pH 4,8 hingga 11.
- e) *Ferrie sulfate* ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), mampu untuk menghilangkan warna pada pH rendah dan tinggi serta dapat menghilangkan Fe dan Mn.
- f) *Ferrie chloride* ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), dalam pengolahan air penggunaannya terbatas karena bersifat korosif dan tidak tahan untuk penyimpanan yang terlalu lama.

Koagulasi sendiri adalah reaksi yang terjadi ketika garam atau besi atau aluminium ditambahkan ke dalam air, membantu untuk menggumpalkan partikel-partikel kecil sehingga mudah untuk diendapkan atau dihilangkan dari air. Koagulan umum yang digunakan termasuk aluminium sulfat (alum), natrium aluminate, ferri sulfat, ferri klorida, dan polimer. Meskipun koagulasi umumnya efektif dalam pengendapan partikel, langkah-langkah tambahan seperti sedimentasi dan filtrasi biasanya diperlukan dalam proses pengolahan air untuk memastikan air yang

dihasilkan memenuhi standar kualitas yang diinginkan sebelum didistribusikan ke masyarakat atau industri.



Gambar 2. 5 Tahapan Koagulasi

b. Flokulasi

Flokulasi mengikuti proses koagulasi dalam pengolahan air konvensional. Proses ini melibatkan pencampuran perlahan air yang telah diolah dengan koagulan untuk meningkatkan kemungkinan partikel saling bertabrakan. Melalui pengalaman, terbukti bahwa pencampuran yang efektif dapat mengurangi jumlah bahan kimia yang dibutuhkan dan secara signifikan memperbaiki proses sedimentasi, yang menghasilkan operasi filter yang lebih efisien dan air berkualitas lebih tinggi. Tujuan utama dari flokulasi adalah membentuk flok yang seragam dan kuat, mirip dengan material berbulu yang dapat menangkap partikel halus, tersuspensi, dan koloid, lalu mengendapkannya dengan cepat di bak pengendapan.

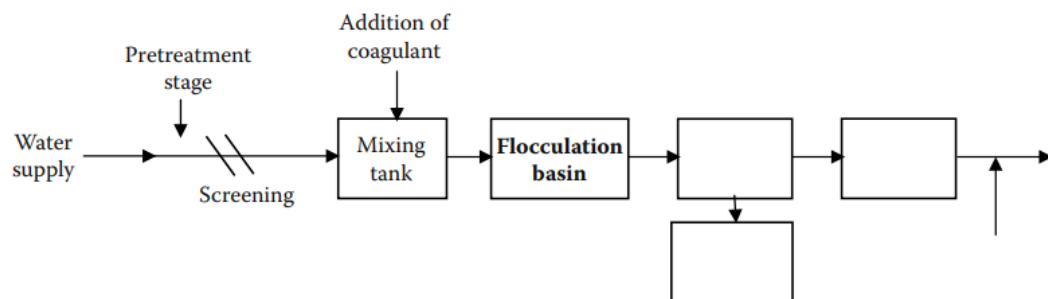
Untuk meningkatkan kecepatan pembentukan flok dan kekuatannya, serta bobot flok, seringkali polimer ditambahkan. Polimer ini membantu meningkatkan efisiensi flokulasi dengan mengikat partikel-partikel ke dalam flok yang lebih besar dan berat, sehingga memudahkan proses pengendapan. Dengan demikian, flokulasi bukan hanya meningkatkan efisiensi proses pengolahan air, tetapi juga memastikan air yang dihasilkan memenuhi standar kualitas yang ketat sebelum didistribusikan untuk konsumsi dan penggunaan lainnya.

Flokulasi adalah tahapan yang mengikuti koagulasi dalam proses pengolahan air konvensional. Flokulasi merupakan proses fisik dimana air yang telah diolah dengan koagulan dicampur perlahan-lahan untuk meningkatkan kemungkinan tumbukan antar partikel. Partikel-partikel yang tidak stabil akan bertumbukan dan saling menempel membentuk flok yang lebih besar. Hasil dari pengalaman praktis

menunjukkan bahwa pencampuran yang efektif dapat mengurangi jumlah bahan kimia yang dibutuhkan dan secara signifikan memperbaiki proses sedimentasi, sehingga meningkatkan masa operasi filter dan kualitas air hasil akhir.

Tujuan utama dari flokulasi adalah membentuk flok yang padat dan kuat, mirip dengan material berbulu dan seragam seperti salju. Flok ini memiliki sifat menangkap partikel halus, tersuspensi, dan koloid, serta membawanya dengan cepat menuju bak pengendap. Waktu yang dibutuhkan untuk flokulasi biasanya berkisar antara 15 hingga 45 menit, tergantung pada kimia air, suhu, dan intensitas pencampuran. Suhu air memainkan peran penting dalam menentukan kecepatan pembentukan flok. Polimer sering ditambahkan untuk meningkatkan kekuatan dan berat flok, serta mempercepat proses flokulasi.

Proses flokulasi merupakan langkah krusial dalam pengolahan air untuk memastikan air yang dihasilkan memenuhi standar kualitas yang ditetapkan. Dengan mengoptimalkan flokulasi, pabrik pengolahan air dapat mencapai efisiensi yang lebih tinggi dalam penggunaan bahan kimia, memperpanjang umur operasional filter, dan menghasilkan air bersih yang aman bagi konsumsi dan lingkungan.



Gambar 2. 6 Tahapan flokulasi

Untuk menentukan volume sebuah ruang atau bak persegi atau persegi panjang, kita menggunakan Persamaan 5 atau Persamaan 6:

$$Volume (gal) = Length (ft) \times Width(ft) \times Depth(ft) \times \frac{7.48gal}{ft^3} \quad (4)$$

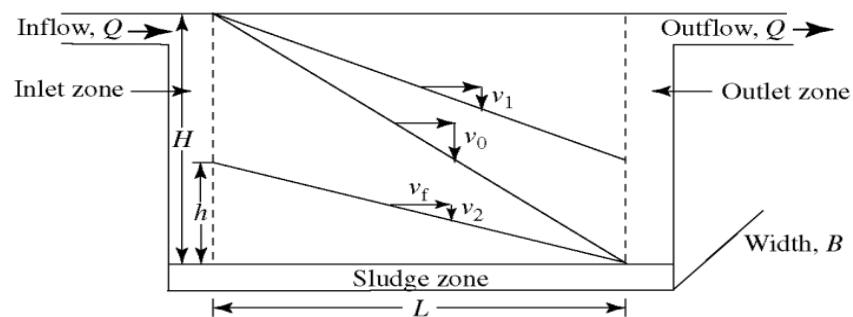
Karena reaksi koagulasi berlangsung cepat, waktu penahanan untuk mixer kilat diukur dalam detik, sementara waktu penahanan untuk bak flokulasi umumnya berkisar antara 5 hingga 30 menit. Persamaan yang digunakan untuk menghitung waktu penahanan ditunjukkan di bawah ini:

$$\text{Detention time (min)} = \frac{\text{Volume of tank (gal)}}{\text{Flow rate (gpm)}} \quad (5)$$

c. Sedimentasi I

Sedimentasi adalah proses pemisahan fisik partikel padatan terlarut dari air menggunakan gaya gravitasi. Proses ini umum dilakukan dalam pengolahan air untuk menghilangkan padatan yang tersuspensi dan ditemukan di hampir semua pabrik pengolahan air limbah. Biaya operasional sedimentasi cenderung lebih rendah dibandingkan dengan operasi pengolahan lainnya. Sedimentasi Tipe I mengacu pada pengendapan partikel secara diskrit, di mana desain kolam sedimentasi ideal didasarkan pada kemampuan untuk menghilangkan semua partikel yang memiliki kecepatan pengendapan lebih besar dari nilai tertentu. Teori sedimentasi dan desain kolam berdasarkan karya Hazen (1904) dan Camp (1945), yang memberikan dasar bagi pemahaman tentang proses ini.

Pada sketsa kolam sedimentasi ideal dengan aliran horizontal dan penampang persegi panjang, terdapat beberapa komponen penting seperti kedalaman efektif zona pengendapan (H), kecepatan longitudinal air (v_f), dan lebar kolam (B). Pengendapan partikel diatur berdasarkan kecepatan pengendapan v_1 dan v_0 untuk partikel yang memasuki kolam dari bagian atas, serta v_2 untuk partikel yang masuk pada ketinggian h di atas zona lumpur. Proses sedimentasi tidak terjadi di zona masuk dan keluar kolam, di mana terjadi disipasi energi (turbulensi) saat aliran air membentuk profilnya melalui kolam (Hazen, 1904). Lumpur yang mengendap di zona lumpur tidak dianggap sebagai bagian dari zona pengendapan efektif. Ini menunjukkan bahwa sedimentasi bukan hanya penting dalam penghilangan partikel padatan dari air, tetapi juga dalam desain sistem pengolahan air yang efisien secara biaya (Camp, 1945).



Gambar 2. 7 Kolam sedimentasi aliran horizontal ideal

Setelah air mentah dan bahan kimia dicampur dan flok terbentuk, air yang mengandung flok mengalir ke bak sedimentasi atau pengendapan (lihat Gambar 7). Proses pengendapan ini juga dikenal sebagai klarifikasi, di mana padatan yang dapat mengendap secara gravitasi dipisahkan dari air. Di dalam ubmer atau bak pengendapan, air bergerak dengan lambat untuk menghindari turbulensi yang berlebihan baik di titik masuk maupun keluar, serta meminimalkan terjadinya short-circuiting. Lumpur yang terbentuk dari flok-flok ini akan mengendap di bagian dasar ubmer atau bak. Beberapa jenis ubmer atau bak yang umum digunakan termasuk bak konvensional berbentuk persegi ubmers, bak pakan ubmer konvensional, bak pakan tepi, dan bak aliran spiral.

Tabel 2. 3 Parameter desain mikrostrainer.

Item	Typical value
Screen mesh	20–35 μm
Submergence	75% of height (66% of area)
Hydraulic loading	180–360 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-h}$ of submerged drum surface area
Headloss through screen (h_L)	7.5–15 cm
Max. h_L	30–45 $\text{cm}^{\text{a)}$
Peripheral drum speed	4.5 m min ⁻¹ at 7.5 cm h_L
	40–45 m min ⁻¹ at 15 cm h_L
Typical drum diameter	2.5–5m
Washwater flow	2% of throughput at 345 kPa
	5% of throughput at 100 kPa

Dalam perancangan sistem pengendapan partikel, beberapa asumsi krusial harus dipertimbangkan. Pertama, distribusi air dan partikel terlarut harus merata di zona masukan untuk memastikan konsentrasi Suspended Solids (SS) tetap stabil di semua kedalaman. Aliran harus berlangsung secara kontinu dengan laju yang konstan agar sistem dapat beroperasi efisien. Setelah memasuki zona lumpur, partikel harus

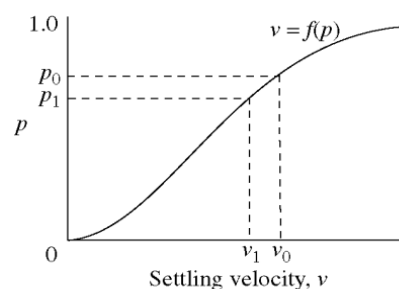
tetap berada di sana tanpa adanya resuspensi, memastikan proses pengendapan berlangsung optimal.

Kedua, volume desain harus sesuai dengan laju aliran influen dan kecepatan pengendapan partikel. Kecepatan pengendapan desain, yang ditandai dengan v_0 , menentukan partikel mana yang memerlukan waktu terlalu lama untuk dihapus dari sistem. Hal ini dihitung berdasarkan kecepatan pengendapan partikel melalui kedalaman efektif total tangki selama waktu detensi hidrolis teoritis, θ_d . Selain itu, kondisi PF (Plug Flow) harus terpenuhi untuk memastikan aliran partikel bergerak maju seiring dengan cairan, tanpa adanya pergerakan kembali di zona lumpur.

Terakhir, asumsi ideal pengendapan diskrit dan tidak adanya pergerakan cairan di zona lumpur memastikan bahwa proses pengendapan partikel berlangsung sesuai dengan teori. Tidak adanya ruang mati atau jalur pintas dalam volume di atas zona lumpur juga penting untuk memastikan waktu aliran sama dengan waktu tahanan detensi, sehingga tidak ada kebocoran atau penundaan dalam pengendapan partikel. Semua asumsi ini bersama-sama membentuk dasar perancangan yang efektif untuk sistem pengendapan partikel yang efisien dan andal.

$$v_0 = \frac{Q}{BL} = \frac{Q}{A_s} \dots (7)$$

Desain kolam sedimentasi sering kali tidak bergantung pada kedalaman kolam, melainkan lebih terfokus pada laju overflow permukaan atau loading rate (Q/A_s) untuk partikel dengan kecepatan sedimentasi v_0 yang telah ditentukan. Asumsi bahwa semua kondisi terpenuhi memungkinkan efisiensi sedimentasi menjadi mandiri terhadap waktu retensi di dalam kolam. Sebagai contoh, dalam sebuah kolam dengan aliran masuk dari bawah yang tersebar merata di permukaan, partikel-partikel dengan kecepatan sedimentasi lebih besar dari v_0 akan mengendap segera setelah memasuki kolam, tanpa memperhatikan berapa lama air tinggal di dalamnya.



Gambar 2. 8 Kurva kecepatan pengendapan untuk suspensi

Ada dua mode operasional utama untuk kolam sedimentasi: aliran horizontal dan aliran naik. Dalam kedua mode ini, partikel-partikel dengan kecepatan sedimentasi lebih besar dari v_0 akan terhapus efektif. Dalam aliran horizontal, bahkan beberapa partikel dengan kecepatan sedimentasi kurang dari v_0 dapat terhapus jika mereka memasuki kolam pada kedalaman yang cukup untuk memungkinkan pengendapan. Namun demikian, asumsi-asumsi ini sangat penting untuk analisis total penghapusan partikel dalam proses sedimentasi.

Dengan demikian, kesimpulan bahwa efisiensi sedimentasi tidak tergantung pada waktu detensi di kolam bukanlah semata-mata sebuah keanehan matematis, tetapi hasil dari prinsip-prinsip dasar dalam desain dan operasional kolam sedimentasi. Hal ini menunjukkan bahwa desain yang tepat, dengan mempertimbangkan parameter-parameter seperti v_0 dan Q/A_s , mampu menghasilkan penghapusan partikel yang efektif tanpa bergantung pada variabel waktu tinggal air di dalam kolam.

Tabel 2. 4 Kriteria desain sedimentasi

Kriteria Perencanaan			
Kedalaman Bak	3-4.9	m	(Sumber: Metcalf & Eddy, 1996. Waste Water Engineering Treatment & Reuse, 4th Edition, halaman 398)
Lebar Bak	3-24	m	
Panjang Bak	15-90	m	
Slope Dasar	1/16-1/6	m/m	
Flight Speed	0.6-1.2	m/menit	
Waktu Tinggal (T_d)	1.5-3	jam	
Overflow Rate Rata-Rata	30-50	m ³ /m ² .hari	

Kriteria Perencanaan			
Overflow Rate Jam Puncak	80-120	m ³ /m ² .hari	
Weir Loading	125-500	m ³ /m ² .hari	
Massa Jenis Air	996,81	kg/m ³	(Sumber: Reynolds, Tom D. dan Paul A. Richards. 1996. Unit Operations and Processes in Environmental Engineering 2nd edition, hal 762 (Appendix C). Boston: PWS Publishing Company)
Viskositas Kinematik	0.0008746	m ² /s	
Viskositas Dinamik	0.0000008744	N.s/m ²	
Spesific Gravity Solid (Ss)	1,4		(Sumber: Metcalf & Eddy, Waste Water Engineering Treatment & Reuse, 4th Edition, halaman 1456)
Spesific Gravity Sludge (Sg)	1,02		
Konsentrasi Solid	4%-12%		(Sumber: Metcalf & Eddy, Waste Water Engineering Treatment & Reuse, 4th Edition, halaman 398)
NRe untuk Vs	<1		(Sumber: Kawamura, Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities, Jilid 2, hal. 638)
NRe untuk Vh	<2000		
Nfr	>10 ⁵		
Koefisien Elbow	1,1		
Koefisien Tee Aliran Lurus	0,35		
Koefisien Gate Valve	0,2		

Sumber: tertera pada tabel

2.4 Secondary treatment

Proses lumpur aktif atau *activated sludge* yang merupakan proses biologis yang terbentuk ketika udara terus menerus disuntikkan ke dalam air limbah. Dalam proses ini, mikroorganisme tercampur rata dengan senyawa organik yang terkandung dalam air limbah dalam kondisi yang merangsang pertumbuhannya melalui penggunaan senyawa organik

sebagai substrat. Ketika mikroorganisme tumbuh dan bercampur oleh gejolak udara, masing-masing organisme berflokulasi membentuk massa aktif mikroba (flok biologis) yang disebut lumpur aktif (Davis, 2010).

Dalam proses oksidasi aerobik konvensional, air limbah mengalir terus menerus ke dalam tangki aerasi dimana udara diinjeksikan untuk mencampur lumpur aktif dengan lumpur aktif air limbah dan untuk memasok oksigen yang dibutuhkan organisme untuk mengoksidasi senyawa organik. Campuran lumpur aktif dan air limbah dalam tangki aerasi disebut cairan campuran. Konsentrasi biomassa aktif disebut padatan tersuspensi cairan campuran yang mudah menguap (MLVSS). Konsentrasi biomassa aktif ditambah padatan inert disebut padatan tersuspensi cairan campuran (MLSS).

Dalam proses oksidasi aerobik konvensional, cairan campuran mengalir dari tangki aerasi ke penjernih sekunder tempat lumpur aktif diendapkan. Sebagian besar lumpur yang mengendap dikembalikan ke tangki aerasi (disebut lumpur balik) untuk mempertahankan populasi mikroba yang tinggi sehingga memungkinkan pemecahan senyawa organik dengan cepat. Karena lebih banyak lumpur aktif yang dihasilkan daripada yang diinginkan dalam proses tersebut, sebagian dari lumpur yang kembali dialihkan atau terbuang ke sistem penanganan lumpur untuk pengolahan dan pembuangan. Waktu tinggal sel rata-rata (MCRT atau θ_c), juga disebut waktu retensi padatan (SRT) atau umur lumpur, didefinisikan sebagai jumlah rata-rata waktu mikroorganisme bertahan dalam sistem.

Dalam sistem lumpur aktif konvensional, air limbah biasanya diangin-anginkan selama enam hingga delapan kali jam di bak aerasi yang panjang dan berbentuk persegi panjang. Udara yang cukup disediakan untuk menjaga lumpur tetap tersuspensi. Udara disuntikkan di dekat bagian bawah tangki aerasi melalui sistem diffuser. Volume lumpur yang dikembalikan ke bak aerasi biasanya berjumlah 20 hingga 30 persen dari aliran air limbah (Davis, 2010).

Tabel 2. 5 Kriteria perencanaan activated sludge

Kriteria Perencanaan			
Umur Lumpur	5-15	hari	(Sumber : (Metcalf & Eddy, 1979). Reuse,

Kriteria Perencanaan			
Rasio F/M	0.2-0.4	kg BOD/kg MLS.d	Wastewater Engineering: Treatment Disposal. McGrawHill. Halaman 484 – 48
Volumetric Loading	0.6-1	kg BOD/m ³ /d	
MLSS (X)	2000-3500	mg/L	
Waktu Detensi (HRT)	3 sampai 5	jam	(Sumber: (Reynolds & Richards, 1996) Unit Operations and Processes in Environmental Engineering, Second Edition. PWS Publishing Company. Halaman 450 – 459)
Rasio Resirkulasi (R)	0.25-0.75		
Rata-rata penggunaan substrat (k)	2 sampai 10	/hari	
Konsentrasi Substrat (Ks)	25-100	mg/L.BOD	
Koefisien Endogeneous (Ke)	0.025-0.7075	/hari	
Yield Coefficient (Y)	0.4-0.8	mgMLVSS/mg BOD	
Suhu correction Coefficient (θ)	1.03-1.09		
Kedalaman bak aerasi (H)	3-4.5	m	
MLVSS (X _v)	60-75%	MLSS	
Suhu air buangan 26°C, sehingga			
Kinematic Viscosity (ϑ)	0.000000877	m ² /s	(Sumber: Appendix C (Reynolds & Richards, 1996) Unit Operations and Processes in Environmental Engineering, Second Edition. PWS
Absolute Viscosity (μ)	0.000875	(N)(s)/m ²	
Massa Jenis (ρ)	0.99681	gr/cm ³	
	996,81	kg/m ³	

Kriteria Perencanaan			
			Publishing Company. Halaman 762)
Freeboard	10-20%		(Sumber: (Von
Safety factor	2		Sperling, 2007)
return Sludge Ratio	0.7-1.2		Activated Sludge
SS in return sludge	8000-12000	mg/l	and Aerobic Biofilm Reactors. In Water Intelligence Online (Vol. 6, Issue 0). Halaman 36)

Sumber: tertera pada tabel

2.5 Teritiary Treatment

Sludge drying bed (SDB) berfungsi untuk membantu proses pengeringan lumpur dari unit final clarifier dengan penguapan alamiah oleh sinar matahari. Unit ini biasanya berbentuk persegi panjang, yang terdiri dari lapisan pasir, kerikil, dan pipa drain untuk mengalirkan air dari lumpur yang dikeringkan. Waktu pengeringan tergantung dari cuaca, terutama sinar matahari (Metcalf dan Eddy, 2003). SDB dilengkapi dengan filter cloth dan lapisan pasir sehingga air yang terkandung dalam lumpur akan meresap melewati filter dan pasir. Sedangkan partikel padatan akan tertahan di permukaan lapisan pasir dan akan mengalami proses pengeringan (Hamonangan et al., 2017). Unit SDB berfungsi untuk menampung endapan lumpur dari unit pengolahan biologis. Lumpur diangkat dan diletakkan di atas lapisan pasir sehingga cairan akan turun ke pasir dibawahnya. Pasir berfungsi sebagai media penyaring untuk memisahkan cairan dan padatan pada lumpur.

Adapun prinsip dari pengoperasian SDB adalah sebagai berikut: • Tahap I : terjadi pengurangan kadar air dalam lumpur melalui proses filtrasi pada tekanan rendah. Pada tahap ini kadar air bisa turun hingga 80%. • Tahap II: terjadi proses penguapan dari sisa kandungan air dalam lumpur. Pada tahap ini kadar air dalam lumpur bisa mencapai 65%.

$$Volume (gal) = Length (ft) \times Width (ft) \times Depth (ft) \times 7.48 \frac{gal}{ft^3} \quad (7)$$

Tabel 2. 6 Kriteria perencanaan SDB

Waktu pengeringan	10-15	hari
Tebal sludge cake	20-30	cm

Tebal pasir	23-30	cm
Lebar	3-9	m
Panjang	6-30	m
Slope	1%	
Kecepatan aliran pipa (v)	>0.75	m/s
Berat air dalam cake (Pi)	60%-70%	
Kadar air (P)	60%-80%	
Kadar solid	20-40%	
Sludge loading rate	120-150	kg/solid kering/m ² .tahun

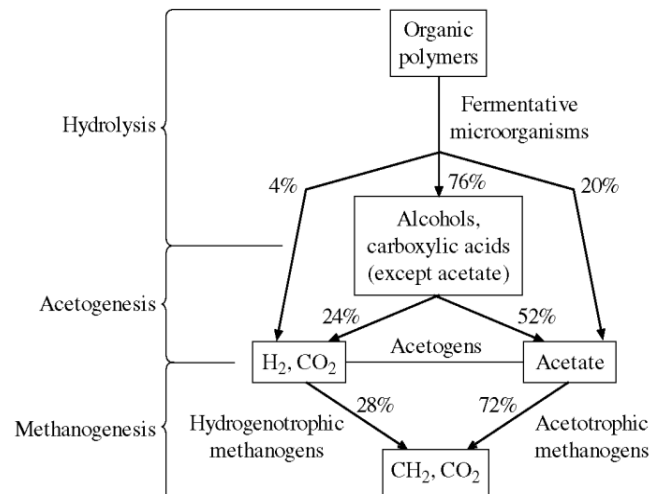
Sumber: Metcalf, 1979

2.6 Profil Hidrolis

Molekul besar dan padatan tersuspensi (SS) tidak dapat langsung dimetabolisme oleh anaerob. Ketika konsentrasinya signifikan, reaksi hidrolisis dan disintegrasi menjadi tahap pertama penting dalam metabolisme anaerob. Hidrolisis, yaitu pemecahan molekul besar kompleks menjadi molekul yang lebih kecil yang dapat diangkut ke dalam sel untuk dimetabolisme, merupakan proses utama dalam penguraian bahan organik kompleks (Droste & Gehr, 2019). Contoh dari reaksi hidrolisis termasuk pemecahan polimer menjadi monomer, dan protein yang dipecah menjadi asam amino yang membentuk struktur protein. Selain reaksi kimia, proses fisik juga berperan dalam memecah aglomerat menjadi entitas yang lebih kecil, meningkatkan ketersediaan bahan organik untuk mikroorganisme. Enzim ekstraseluler dari mikroorganisme fermentatif primer bertanggung jawab untuk memulai proses ini, yang membutuhkan energi dalam bentuk ATP untuk menghidrolisis dan mensintesis molekul-molekul yang lebih kecil.

Mikroorganisme yang terlibat dalam tahap hidrolisis ini tidak menghasilkan metana, berbeda dengan mikroorganisme metanogenik yang berperan dalam tahap selanjutnya dari proses anaerob. Meskipun hidrolisis adalah langkah penting dalam siklus degradasi anaerobik, ini juga merupakan langkah yang relatif lambat dalam metabolisme mikroorganisme. Kecepatan reaksi hidrolisis dipengaruhi oleh kondisi lingkungan seperti

suhu, pH, dan ketersediaan nutrisi yang mempengaruhi aktivitas enzim dan pertumbuhan mikroorganisme secara keseluruhan.



Gambar 2. 9 Penguraian anaerobik bahan organik

Mikroorganisme yang melakukan hidrolisis juga bertanggung jawab atas fermentasi dalam proses ini. Hidrolisis menghasilkan produk akhir berupa asam organik, senyawa berbobot molekul rendah, hidrogen, dan karbon dioksida. Proses ini disebut asidogenesis, di mana mikroorganisme mengubah substrat sederhana dari hidrolisis menjadi campuran produk seperti asam organik, alkohol, H₂, dan produk lainnya. Dominasi asam asetat dan asam lemak volatil (VFAs) seperti butirat dan propionat adalah karakteristik dari reaksi ini (Gujer & Zehnder, 1993).

Bakteri yang terlibat dalam proses ini mampu menghasilkan asam asetat dan hidrogen, dikenal sebagai bakteri asetogenik. Mereka bekerja secara sinergis dengan metanogen yang menggunakan hidrogen sebagai substrat. Reaksi yang terlibat dalam pembentukan asam asetat dari etanol, butirat, dan propionat menunjukkan kompleksitas interaksi mikrobiologis dalam lingkungan anaerobik. Produksi hidrogen yang signifikan selama degradasi mikrobial dari produk hidrolisis juga menjadi bagian penting dari proses ini.

Pembentuk asam adalah mikroorganisme yang relatif tangguh dan dapat bertahan dalam berbagai kondisi lingkungan. Meskipun pH optimal mereka adalah antara 5 hingga 6, digester biasanya dioperasikan pada pH mendekati 7. Meskipun demikian, meskipun tidak seoptimal dengan pembentuk metana pada pH ini, laju metabolisme mereka masih cukup

menguntungkan. Pengaturan pH yang tidak tepat dapat menyebabkan kondisi yang tidak menguntungkan bagi pembentuk metana, mengganggu keseluruhan proses penguraian bahan organik menjadi metana.

Model keseluruhan proses ini menyederhanakan kompleksitas dengan hanya mempertimbangkan satu jenis mikroba dan menggabungkan berbagai jenis substrat bersama. Pendekatan ini dianggap valid karena pembentukan metana sering kali merupakan langkah yang paling lambat dalam fermentasi anaerob. Hal ini berarti laju proses secara keseluruhan banyak ditentukan oleh seberapa cepat metana dapat terbentuk.

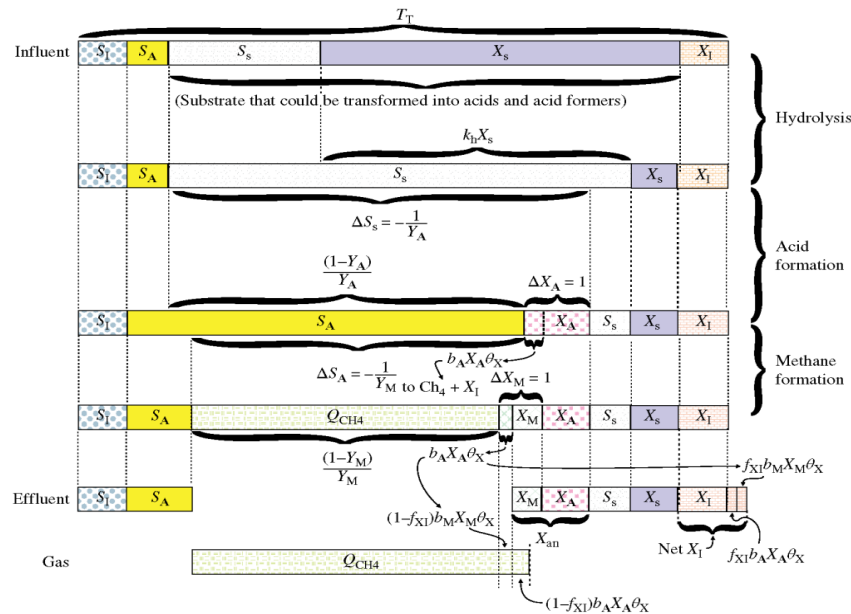
Koefisien yang digunakan dalam model keseluruhan cenderung mencerminkan karakteristik mikroba yang menghasilkan metana. Namun, jika masukan COD terutama terdiri dari partikel-partikel padat, proses hidrolisis yang tidak dijelaskan secara langsung dalam model bisa menjadi faktor penting dalam mengatur seberapa cepat substrat dapat dihilangkan dari sistem.

Pengolahan anaerobik memungkinkan pemisahan fase dalam dua reaktor utama untuk meningkatkan efisiensi proses. Reaktor pertama bertanggung jawab untuk tahap hidrolisis dan produksi asam, sementara reaktor kedua difokuskan pada produksi metana. Kedua tahap ini krusial karena memungkinkan pengukuran parameter yang spesifik untuk setiap kelompok mikroorganisme anaerob. Studi-studi yang menggunakan sistem ini bersama dengan penelitian kultur murni menghasilkan pemahaman yang mendalam tentang metabolisme anaerobik.

Model matematis yang digunakan mencakup formulasi laju untuk setiap proses, yang telah dikembangkan untuk memasukkan hidrolisis sebagai langkah kunci dalam pemecahan molekul besar. Hidrolisis, yang sering kali menjadi langkah pembatas dalam metabolisme anaerobik, diterapkan dengan pendekatan laju orde pertama untuk mengoptimalkan konversi substrat menjadi energi (Gujer & Zehnder, 1983). Proses ini juga mempertimbangkan dekomposisi endogenus, di mana mikroorganisme yang membusuk menghasilkan material debris non-degradable dan bagian degradable yang difermentasi menjadi metana, memberikan kontribusi penting dalam siklus penguraian bahan organik.

Pemahaman ini didukung oleh simplifikasi aljabar model, yang memperlakukan semua substrat dalam bentuk COD (Chemical Oxygen Demand) untuk memudahkan manipulasi neraca massa. Penggunaan faktor konversi COD untuk mengukur berbagai senyawa seperti asam volatil sebagai asam asetat dan substrat sederhana sebagai glukosa,

memastikan konsistensi dalam perhitungan. Dengan demikian, pendekatan ini tidak hanya meningkatkan efisiensi pengolahan anaerobik tetapi juga memperdalam pemahaman terhadap dinamika mikrobiologis yang terlibat dalam proses tersebut.



Gambar 2. 10 Sistem Reaktor Hidrolisis

Reaktor ini merupakan sistem CM dengan daur ulang di mana aktivitas biologis di pengendap dianggap tidak signifikan. Pada umumnya, influen reaktor akan mengandung substrat yang dapat dihidrolisis, asam volatile, dan senyawa sederhana yang dapat dirombak oleh pembentuk asam. Proses hidrolisis, yang memecah bahan organik partikulat menjadi substrat yang lebih sederhana, merupakan langkah krusial namun memakan waktu dalam reaktor. Studi oleh Eastman dan Ferguson pada tahun 1981 menunjukkan bahwa hidrolisis adalah langkah pembatas utama dalam reaktor pembentuk asam terpisah. Hidrolisis ini umumnya dimodelkan sebagai reaksi orde pertama terhadap substrat yang terdegradasi secara lambat.

Hasil dari reaksi hidrolisis ini berupa substrat yang lebih mudah terdegradasi, namun akan terjadi akumulasi substrat yang terdegradasi secara lambat seiring waktu. Akumulasi ini dapat mempengaruhi kinerja reaktor dan memerlukan perhatian khusus dalam perancangan dan operasi. Penggunaan ekspresi kinetik yang sesuai dengan data dapat membantu mengoptimalkan proses hidrolisis dan kinerja reaktor secara keseluruhan. Dengan memahami pentingnya hidrolisis dalam proses ini, dapat ditingkatkan efisiensi penguraian limbah organik kompleks dalam aplikasi pengolahan air limbah dan bioproses lainnya.