

فهرست مطالب

۴ اندازه گیری جریان فاضلاب:
۵ ۲. آشغال گیری:
۶ ۳. متعادل سازی جریان:
۶ ۴. اختلاط:
۷ ۵-ته نشینی :
۷ ۵-۱ ته نشینی نوع اول (ته نشینی ذرات منفرد):
۸ ۵-۲ ته نشینی نوع دوم (ته نشینی لخته ای):
۹ ۵-۳ ته نشینی نوع سوم (ته نشینی تاخیری):
۹ ۵-۴ ته نشینی تراکمی یا ته نشینی نوع چهارم:
۹ ۵-۵ جداسازی تقلی شتابدار:
۱۱ ۶-شناورسازی:
۱۱ ۶-۱ شناور سازی با هوای محلول (DAF):
۱۲ ۶-۲ شناورسازی با تزریق هوا
۱۲ ۶-۳ شناور سازی با خلاء
۱۴ ۷-صاف کردن :
۱۵ ۷-۱ غربال شدن:
۱۶ ۷-۲ ته نشینی:
۱۶ ۷-۳ برخورد
۱۶ ۸-انتقال گاز:
۱۷ ۹-فرآیند های شیمیایی تصفیه فاضلاب:
۱۸ ۹-۱-ترسیب شیمیایی
۱۹ ۹-۱-۱ استفاده از زاج در ترسیب شیمیایی
۱۹ ۹-۱-۲ استفاده از آهک در ترسیب شیمیایی:
۲۰ ۹-۱-۳ استفاده از فرسولفات و آهک بطور هم زمان در ترسیب شیمیایی:
۲۱ ۹-۱-۴ استفاده از فریک کلرید در ترسیت شیمیایی:
۲۱ ۹-۱-۵ استفاده از فریک کلرید و آهک در ترتیب شیمیایی
۲۱ ۹-۱-۶ استفاده از ترسیب شیمیایی در جداسازی فسفات:
۲۴ ۹-۱-۷ جنبه های نظری شیمیایی

۲۶	فرایند جذب سطحی
۲۶	۱-۲-۹ فرایند تولید کربن فعال
۲۷	۲-۲-۹ کربن فعال دانه ای (GAC)
۲۸	۳-۲-۹ کربن فعال پودری (PAC)
۲۸	۴-۲-۹ بازیافت کربن فعال (فعال سازی مجدد)
۲۸	۵-۲-۹ تحلیل فرایند جذب سطحی
۳۱	۳-۹ ضد عفونی کردن
۳۵	۱-۳-۹ ضد عفونی کردن با کلر
۳۶	۱-۱-۳-۹ واکنش کلر با آمونیاک
۳۸	۲-۱-۳-۹ نقطه شکست
۳۹	۳-۱-۳-۹ تعیین بازده گندزدایی توسط کلر
۴۰	۴-۱-۳-۹ کلر زدایی
۴۲	۲-۳-۹ ضد عفونی کردن با دی اکسید کلر
۴۲	۳-۳-۹ ضد عفونی کردن با گاز کلرید برم
۴۳	۴-۳-۴ ضد عفونی کردن با اوزون
۴۴	۵-۳-۹ ضد عفونی با پرتوی فرابنفش UV
۴۴	۱۰-فرایندهای بیولوژیکی تصفیه
۴۵	۱-۱۰ منابع کربن و انرژی میکروارگانیسم ها
۴۷	۲-۱۰ باکتریها
۴۸	۳-۱۰ فرایندهای تصفیه بیولوژیکی
۴۸	۱-۳-۱۰ فرایندهای رشد معلق هوازی
۴۸	۱-۱-۳-۱۰ فرایند لجن فعال
۵۱	۱-۱-۳-۱۰ آماس در فرایند لجن فعال
۵۲	۲-۱-۳-۱۰ تالابهای هوادهی شده
۵۳	۳-۱-۳-۱۰ راکتور ناپیوسته متوالی (SBR)
۵۴	۱-۳-۱-۳-۱۰ مرحله تغذیه در راکتور SBR
۵۴	۲-۳-۳-۱-۱۰ مرحله واکنش در فرایند SBR
۵۵	۳-۳-۱-۳-۱۰ مرحله ته نشینی در فرایند SBR
۵۵	۴-۳-۲-۳-۱۰ مرحله تخلیه در فرایند SBR
۵۵	۵-۳-۱-۳-۱۰ مرحله سکون در فرایند SBR

۵۵ ۴-۱-۳-۱۰ هضم هوازی
۵۶ ۲-۳-۱۰ فرایندهای تصفیه هوازی رشد چسبیده
۵۶ ۱-۲-۳-۱۰ صافی چکنده

فرآیندهای تصفیه:

آن دسته از عملیاتی که در یک تصفیه خانه فاضلاب و یا آب به کمک نیروهای فیزیکی انجام میگیرد، عملیات واحد میگویند. فرآیندهایی که در تصفیه خانه فاضلاب به کمک نیروهای فیزیکی قابل انجام است عبارتند از: اندازه گیری جریان، آشغال گیری، خرد کردن آشغالها، یکنواخت سازی، اختلاط، ته نشینی، ته نشینی شتاب یافته، شناور سازی، صاف کردن، انتقال گاز، تبخیر و استخراج گاز.

۱. اندازه گیری جریان فاضلاب:

اندازه گیری دبی فاضلاب در ورودی و خروجی بخشهای مختلف یک تصفیه خانه از اهمیت بالایی برخوردار است. یک سیستم اندازه گیری دبی از دو بخش تشکیل شده است.

الف) سنسور (حس گر)

ب) مبدل اطلاعات سنسور

سنسور در معرض جریان آب یا فاضلاب قرار گرفته و اطلاعات را به صورتهای گوناگون به آشکار ساز ارسال مینماید. یکی از متداول ترین ابزارهای اندازه گیری میزان فاضلاب پارشال فلوم می باشد. لازم به ذکر است که این ابزار فقط مربوط به کانالهای روباز می باشد. برای مجاری بسته می توان از روشهای مختلفی همچون استفاده از ونچوری و یا ایجاد یک مانع جهت تولید اختلاف فشار یا افت فشار استفاده نمائیم. روشهای دیگر همچون استفاده از امواج صوتی نیز در این زمینه به کار گرفته میشود. جریان سنجهای توربینی، پروانه ای، مغناطیسی و فرا صوت نیز از دیگر دستگاه های سنجش جریان می باشد. در انتخاب دستگاه سنجش جریان می توان به معیارهای زیر توجه نمود. نوع کاربرد، ابعاد مناسب، ترکیب سیال، دقت اندازه گیری، افت فشار، شرایط نصب، محیط بهره برداری و سهولت نگهداری. تکرار

پذیری اندازه گیری جریان به کمک ابزارهای فوق الذکر اهمیت بسیار بالایی دارد. در به کار گیری دستگاههای دبی سنجی باید به مسئله نگهداری و تمیز کردن آنها نیز توجه ویژه نمود. برای اطلاع از این موارد میتوان به کاتالوگهای ارائه شده توسط کارخانه جات سازنده مراجعه نمود.

۲. آشغال گیری:

آشغالگیری به کمک وسایلی انجام میشود که به واسطه منافذی که ایجاد میکنند، امکان جدا نمودن مواد معلق موجود در فاضلاب و یا آب را امکان پذیر میسازند. اشکال مختلفی از آشغالگیرها وجود دارند. آشغالگیر با سوراخهای دایره ای، آشغالگیرهایی با سوراخهای میله ای و آشغالگیرهایی با سوراخهای مربعی. آشغالگیرها میتوانند به دو صورت دستی و اتوماتیک تمیز شوند. در شهرهای بزرگ با جمعیت ۳۰۰۰۰ نفر به بالا از آشغالگیرهای اتوماتیک استفاده میشود. آشغالگیرها میتوانند به صورت سوراخ دار (آشغالگیرهای توری) و یا میله ای باشند. در آشغالگیرهای توری قطر سوراخها کمتر از ۱۵ میلیمتر می باشد. فاصله بین آشغالگیرهای میله ای معمولاً ۱۵ میلیمتر یا بیشتر تقسیم میشود.

تصفیه خانه های فاضلاب صنعتی با توجه به نوع فاضلاب خود، ممکن است به واحد آشغالگیری محتاج باشند. افت فشار در آشغالگیرهای میله ای از طریق معادله ۱-۲ قابل محاسبه است:

$$h_e = \frac{1}{0.7} \left(\frac{v_2^2 - v_1^2}{2g} \right) \quad (2-1)$$

که در این معادله v_2 سرعت جریان در بین میله های آشغالگیر، v_1 سرعت جریان در بالا دست آشغالگیر و g شتاب ثقل زمین میباشد که به طور معمول ۹/۸۱ در نظر گرفته میشود.

یکنواخت سازی برای کاهش تغییرات آهنگ جریان فاضلاب و یا آلودگی آن به کار می رود. متعادل سازی در سیستمهای جمع آوری در هم به دلیل ورود آب باران به صورت غیر متناوب بسیار ضروری است. حوضچه متعادل سازی میتواند بر خط یا خارج از خط باشد.

۴. اختلاط:

اختلاط یکی از عملیات واحد مهم تصفیه آب و فاضلاب میباشد. برای ایجاد اختلاط میتوان از وسایل مکانیکی به منظور ورود هوا به آب استفاده نمود. در فرآیند لجن فعال از ورود هوا به داخل فاضلاب به طور همزمان جهت ایجاد اختلاط و اکسیژن رسانی استفاده می شود. در فرآیند اختلاط و ته نشینی با کمک مواد شیمیایی نیز از فرآیند اختلاط مکانیکی استفاده میشود. جهت توصیف فرآیند اختلاط میتوان از معادله زیر استفاده نمود: که در آن G شدت اختلاط بر حسب معکوس ثانیه، P توان مورد نیاز، μ بر لزجیت دینامیکی و V حجم سیستم اختلاط می باشد.

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu Y}} \quad (4-1)$$

با توجه به اینکه $T = \frac{V}{Q}$ و در آن T زمان ماند، V حجم و نهایتاً Q دبی ورودی به مخزن می باشد می توان معادله فوق را به صورت زیر نوشت با ترکیب دو معادله فوق می توان معادله جدیدی جهت توصیف فرآیند اختلاط بدست آورد.

$$V = T.Q \quad (4-2)$$

$$G.T = \frac{V}{Q} \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \quad (4-3)$$

۵-ته نشینی :

ته نشینی عبارتند از جداسازی ذرات سنگین تر از آب به کمک نیروی جاذبه زمین این فرآیند یکی از پرکاربرد ترین فرآیندهای تصفیه فاضلاب می باشد . چهار نوع، ته نشینی در فرآیند مذکور صورت می گیرد که عبارتند از:

۵-۱ ته نشینی نوع اول (ته نشینی ذرات منفرد):

ته نشین نوع اول به معنای ته نشین شدن ذرات به صورت کاملاً مجزا می باشد در این نوع ته نشینی هیچ گونه لخته سازی صورت نمیگیرد. با کمک معادله فوق می توان سرعت نهایی ذره را در هنگام ته نشینی تعیین نمود. در این معادله G شتاب ثقل زمین، V_C سرعت نهایی ذره P_S چگالی ذره در حال ته نشینی، P_0 چگالی سیالی که ذره باید در آن ته نشینی شود، d قطر ذره و C_d ضریب مقاومت ذره می باشد. از معادله ۵-۲ نیز می توان جهت تعیین عدد رینولدز استفاده نمود.

$$V_c = \left[\frac{4}{3} \times \frac{g(p_s - p)d}{(cd p)} \right]^{\frac{1}{2}} \quad (5-1)$$

$$N_R = \frac{v_d P}{\mu} \quad (5-2)$$

لازم به ذکر است که ضریب C_d یا ضریب مقاومت را نیز در فرمول ۵-۱ می توان با کمک معادله ۵-۳ مشخص نمود که در این معادله N_R مقدار عدد رینولدز بوده و عدد رینولدز خود از معادله شماره ۵-۲ قابل محاسبه می باشد.

$$c_d = \frac{24}{N_R} + \frac{3}{\sqrt{N_R}} + 0.34 \quad (5-3)$$

لازم به ذکر است برای اعداد رینولدز کمتر از ۰/۳ می توان از معادله شماره (۵-۴) که شکل ساده شده معادله شماره ۵-۱ قبل می باشد استفاده نمود .

$$v_c = \frac{g(p_s - p)d^2}{16\mu} \quad (5-4)$$

۵-۲ ته نشینی نوع دوم (ته نشینی لخته ای):

در این نوع ته نشینی ذرات به هم می پیوندند و لخته های بزرگتری را ایجاد می نماید. این لخته ها زودتر ته نشین می شوند. لازم به ذکر است که بازده حذف ذرات در حوضچه های ته نشینی به عمق بستگی ندارند. لیکن برخی محدودیت منجر به عدم امکان به کارگیری حوضچه هایی که با عمق بسیار کم خواهد شد. برای افزایش قدرت ته نشینی حوضچه ها می توان از صفحات مورب استفاده نمود.

زاویه نصب این صفحات باید ما بین ۴۵ الی ۶۰ درجه باشد.

کمتر بودن زاویه از ۴۵ درجه منجر به تجمع ذرات بر روی صفحات و عدم ته نشینی آنها خواهد شد. و ایجاد مشکلاتی نظیر بوی بد در حوض ته نشینی خواهد نمود افزایش زاویه نصب صفحات از ۶۰ درجه نیز منجر به کاهش شدید راندمان حذف ذرات خواهد شد. با کمک معادلات زیر می توان سرعت حرکت یک ذره در حال ته نشینی را در جهت افقی و عمودی مشخص نمود.

$$v_{sx} = u - v = \sin \theta$$

$$v_{sy} = -v_s \cos \theta$$

V_{sx} سرعت حرکت ذره در جهت افقی

V_{sy} سرعت حرکت ذره در جهت عمودی

V_s سرعت عادی ته نشینی ذره بدون وجود صفحات

U سرعت حرکت سیال در جهت افقی

۵-۳- ته نشینی نوع سوم (ته نشینی تاخیری):

در این ناحیه لخته های تشکیل شده به هم نزدیک شده و سپس از برخورد با یکدیگر منجر به کندی عمل ته نشینی می شوند.

۵-۴- ته نشینی تراکمی یا ته نشینی نوع چهارم:

در این نوع ته نشینی لخته ها دیگر امکان ته نشینی ندارند ولی امکان فشرده شدن را دارند، لذا ته نشینی بیشتر در این بخش فقط از طریق فشرده سازی لجن انجام می پذیرد.

۵-۵- جداسازی تقلی شتابدار:

در این روش با کمک نیروهایی همچون نیروی گریز از مرکز نسبت به ایجاد سرعت بیشتر در مخزن اقدام شده و منجر به افزایش سرعت ته نشینی و جداسازی ذرات ریزتر می شوند. استفاده از سیکلون ها در این زمینه رایج است. در ته نشینی مجزا (نوع اول) از معادلات ذکر شده در شرایطی می توان استفاده نمود که شکل ذره کروی باشد. در صورتی که شکل ذره کروی نبوده باشد ضریب مقاومت (اصطکاک) یا C_d تغییر خواهد نمود. لذا می توان با کمک معادله ۷-۵ نسبت به تصحیح ضریب مقاومت اقدام نمود. در این معادله f ضریب شکل ذره ته نشین شونده می باشد که این فاکتور بطور مثال برای شن ۲ و

برای زغال ۲/۲۵ می باشد. در صورتی که شکل ذره کروی باشد می توان با کمک معادله ۳-۵ ضریب مقاومت را در هنگام ته نشینی محاسبه نمود.

$$Cd = \frac{24\phi}{N_R} \quad (5-7)$$

لازم به ذکر است که ضریب مقاومت در حالتی که جریان متلاطم بوده (عدد رینولدز بیش از 10^4) برابر با ۰/۴ ثابت خواهد ماند. یک حوض ته نشینی ایده آل سه شرط زیر را داراست:

الف) جریان مایع در کل حوض یکسان می باشد.

ب) ذرات معلق در مایع نیز به طور یکسان در کل سطح حوض پخش می شوند.

ج) ته نشینی ذرات اغلب در نوع اول می باشد

سرعت نهایی ته نشینی در طراحی سیستم های ته نشینی بسیار موثر است. برای تعیین این پارامتر می توان از معادله ۸-۵ استفاده نمود.

$$V_t = \frac{Q}{A} \quad (5-8)$$

که در این معادله Q دبی ورودی به حوض و A سطح حوض ته نشینی می باشد و V_T برابر با سرعت ته نشینی نهایی ذره است. لازم به ذکر است که بر روی یک ذره دو نیرو وارد می گردد. یکی نیروی جاذبه زمین و دوم نیروی اصطکاک این دو نیرو عکس یک دیگر به ذره اعمال می شوند. این ذره زمانی به سرعت نهایی خود در سقوط می رسد که نیروی اصطکاک و نیروی جاذبه با یکدیگر برابر شوند. همان طور که گفته شد این سرعت را می توان از روی معادله ۸-۵ مشخص نمود. لازم به ذکر است که

در عمل ته نشینی نوع اول عمق تاثیری بر سرعت ته نشینی ندارد. بطور معمول میزان بارگذاری

سطحی برروی حوض ته نشینی اولیه برابر با $\frac{m^3}{m^2 \cdot d}$ ۴۰۰ - ۲۰۰ در نظر گرفته می شود. در ته نشینی

نوع دوم عمق تاثیر فراوان بر ته نشینی ذره دارد. برای بررسی ریاضی ته نشین نوع دوم، سوم و چهارم مدل های ریاضی ساده ای ارائه شده است.

۶- شناورسازی:

در فرایند شناور سازی میتوان ذراتی را که دارای وزن مخصوص کمتر از آب هستند جدا نمود. در این فرآیند همچنین می توان ذرات دارای وزن مخصوص بیشتر از آب را نیز جدا نمود. برای این عمل می توان حباب های ریز هوا را وارد مایع نمود. این حبابهای ریز به اطراف ذرات می چسبد و آنها را از عمق حوض به سطح می آورد. لازم به ذکر است که در این روش می توان ذرات ریزی را که بسیار کند ته نشین می شوند با سرعت نسبتا بالایی شناور نمود و سپس آنها را به کمک پارو از سطح حوض شناور سازی جمع آوری کرد. تولید حبابهای هوا در آبی که باید عمل شناورسازی برروی آن انجام گیرد به سه صورت انجام پذیر است.

۱- تزریق هوا (شناورسازی با هوای محلول)

۲- هوادهی در فشار اتمسفر (شناورسازی با هوا)

۳- اشباع سازی با هوای معمولی و سپس اعمال خلاء (شناورسازی در خلاء)

۶-۱ شناور سازی با هوای محلول (DAF):

در این سیستم ها هوا تحت چندین اتمسفر فشار در آب یا فاضلاب حل شده، سپس فشار تا حد فشار جو کاهش می یابد. این عمل منجر به تولید حبابهای بسیار ریزی می شود که می تواند عمل شناور سازی بسیار موثر باشد. بطور معمول مقداری از آب و فاضلاب در مخزنی تحت فشار ۴۰ الی ۵۰ پوند بر اینچ از

هوا قرار میگیرند و برای چند دقیقه در همین فشار باقی می ماند تا زمان و هم فرصت کافی برای حل شدن مقدار لازم هوا در آن فراهم گردد. سپس این آب که فوق اشباع از هوا می باشد به سطح زیرین حوض شناورسازی تزریق می گردند. کاهش فشار منجر به آزاد شدن هوای محلول در آب شده و هزاران هزار حباب کوچک تولید می نماید. لازم به ذکر است که قطر حبابهای تشکیل شده در این فرآیند بسیار کم بوده لذا کارایی بالاتری نسبت به سایر روشها در آن وجود دارد.

۲-۶ شناورسازی با تزریق هوا

در این روش با کمک تزریق هوا توسط هوا پخشان یا دیفیوزر، حبابهایی در مایع ایجاد می گردد که میتواند منجر به شناور سازی ذرات گردد.

۳-۶ شناور سازی با خلاء

در این روش با کمک روشهای مختلف هوا در فشار معمولی تا حد امکان در آب حل می گردد و نهایتاً با کاهش فشار و ایجاد خلاء نسبی این هوا در حالت محلول به گاز تبدیل شده و تولید حبابهای ریز میگردد این روش عکس فرآیند DAF می باشد. برای کارایی بهتر فرآیندهای مختلف شناورسازی می توان از مواد شیمیایی نیز بهره جست. این مواد ساختاری جهت جذب مناسب تر حبابهای هوا در ذرات معلق ایجاد می نمایند. نمکهای آلومینیوم هر یک و سیلس فعال شده می توانند تعدادی از این مواد باشند. در بین روشهای مختلف شناورسازی روش DAF متداول ترین روش می باشد. جهت طراحی و اجرای سیستم های شناورسازی ساخت و راهبری سیستم های پایلوت (سیستم هایی در مقیاس کوچک) بسیار مهم است. پایلوت به معنای پیشرو بوده و در این جا به معنای ساخت یک سیستم هوادهی کوچک می باشد.

عملکرد سیستم های شناورسازی با هوای محلول را می توان با کمک پارامتر نسبت حجم هوا به حجم جامدات (A/S) مورد بررسی قرار داد. این نسبت با توجه به نوع سوسپانسیون تغییر می نماید. این نسبت را می توان با کمک آزمون های پایلوت در مقیاس کوچک بدست آورد نسبت A/S در تصفیه خانه های فاضلاب از حدود ۰/۰۵ الی ۰/۰۶ تغییر می کند با کمک معادله زیر می توان نسبت A/S را تعیین نمود.

$$A/S = \frac{1/3 s_a (fp - 1)}{S_a} \quad (6-1)$$

در معادله شماره ۱-۶ پارامتر S_a حلالیت هوا بر حسب mg/l ، پارامتر f نسبت هوای محلول در فشار p که معمولاً برابر ۰/۵ می باشد و نهایتاً p فشار مورد نیاز، S_a در معادله فوق غلظت جامدات لجن بر حسب mg/l می باشد.

در صورتی که مقداری از آب اشباع شده از هوا مجدداً به مخزن تحت فشار با گردش شود می توان از معادله ۲-۶ استفاده کرد که در آن R جریان بازگشتی به حسب m^3/day و حلالیت هوا در دماهای مختلف در آب متفاوت است با افزایش دما از حلالیت هوا در آب کاسته می گردد. در جدول زیر حلالیت هوا در دماهای مختلف در آب نمایش داده شده است.

$$\frac{A}{S} = \frac{1/3 s_a (fp - 1)R}{s_a Q} \quad (6-2)$$

جدول شماره ۱: مقدار حل هوا در آب در دماهای مختلف

دما بر حسب °C	۰	۱۰	۲۰	۳۰
حلالیت هوا بر حسب ml/l	۲۹/۲	۲۲/۸	۱۸/۷	۱۵/۷

مثال : جهت یک تصفیه خانه فاضلاب قرار است یک سیستم DAF طراحی گردد تا غلظت جامدات معلق موجود در لجن فعال را از ۰/۳ به ۰/۴ گرم به لیتر تغلیظ کند. شرایط طراحی به صورت زیر می باشد نسبت بهینه A/S برابر با ۰/۰۰۸ میلی لیتر به میلی گرم، دما °C ۲۰ و نسبت هوای محلول در فشار p برابر با نیم می باشد. فشار مورد نیاز برای حل هوای کافی را محاسبه نمایید.

$$\frac{A}{S} = \frac{1/3 S_a (fp - 1)}{S_a} \Rightarrow 0/008 = \frac{1/3 \times 18/7 (0/5 \times p - 1)}{300}$$

$$= 0/5 p = 0/99 + 1$$

فشار مورد نیاز برای حل هوای کافی جهت حذف جامدات معلق مورد نیاز

$$p = 3 / 98 \text{ atm}$$

۷- صاف کردن :

صاف کردن آب شرب یکی از فرایندهای اصلی سیستم های تصفیه آب می باشد. لیکن چندان در تصفیه فاضلاب به کار گرفته نمی شود. فرآیند تصفیه فاضلاب با کمک صافی ها، جزء فرایندهای تصفیه پیشرفته محسوب می گردد. صافی های ماسه ای به دو دسته صافی های ماسه ای پیوسته و ناپیوسته تقسیم می گردد. صافی ها پس از مدتی کار کردن به وسیله ذرات معلق پر شده و افت فشار آنها به شدت افزایش می یابد. در این شرایط مقداری از آب صاف شده به طور معکوس از زیر وارد

صافی شده و با ایجاد تلاطم شدید ذرات گیر کرده به داخل دانه های شن موجود در صافی به سطح آمده و توسط زهکش ها از صافی خارج می گردند. به این عمل فرایند بک واش یا شستشوی معکوس می گویند.

اغلب برای شستشوی بهتر صافی علاوه بر آب، هوا نیز از زیر صافی وارد آن می گردد. صافی ها به دو دسته کلی صافی های ثقیلی و صافی های تحت فشار تقسیم می شوند. از صافی های فشاری در استخرها و یا در اماکنی که فضای کافی برای احداث صافی های ثقیلی وجود ندارد استفاده می شود. صافی های ثقیلی به دو دسته صافی های ماسه ای کند و صافی های ماسه ای تند تقسیم می شوند. لازم به ذکر است که تفاوت این صافی ها در ابعاد بستر می باشد. کوچک شدن ذرات ماسه در صافی های شنی (ماسه ای) کند منجر به افزایش سطح صافی می گردد و نیازمند زمین بیشتری می باشد. صافی های شنی کند بازده بالاتری داشته ولی امروزه به دلیل نیاز به زمین زیاد کمتر مورد استفاده قرار می گیرد. در صافی های ماسه ای کند عمل شستشوی معکوس وجود ندارد و هنگامی که صافی در آن افت فشار ایجاد شد مقدار ی از لایه روئین صافی ماسه ای را از آن جدا کرده و در جایی خارج از صافی مورد شستشو قرار می دهند و مجدداً آن را به صافی باز می گردانند. در صافی های ماسه ای به کمک فرایندهای زیر حذف مواد معلق انجام میگیرد:

۷-۱ غربال شدن:

در فرایند صاف سازی غربال شدن مهمترین عامل حذف مواد معلق محسوب می گردد. این فرآیند به دو دسته مکانیکی و تماسی تقسیم می گردند. در غربال شدن مکانیکی ذرات بزرگتر از فضاهای خالی موجود در صافی در آن گیر کرده و از جریان آب جدا می شوند. در فرآیند غربالگیری به کمک تماس

اتفاقی ذرات کوچکتر از فضاهای خالی بین دانه های صافی بر اثر تماس اتفاقی در داخل صافی به دام می افتند.

۷-۲- ته نشینی:

در اثر کاهش سرعت حرکت آب بر روی صافی بخشی از ذرات قابل ته نشینی بر روی صافی ته نشین می شوند.

۷-۳- برخورد

۷-۴ برخی از فرآیندهای دیگری که در اثر آنها ذرات معلق در صافی جدا می شوند عبارتند از گیر افتادن، چسبندگی، جذب شیمیایی، جذب فیزیکی، لخته سازی و رشد زیست شناختی (ایجاد بیوفیلم). در طراحی صافی های ماسه ای معادلات مختلفی ارائه شده است لیکن بهترین روش برای طراحی این گونه صافی ها استفاده از واحدهای پایلوت می باشد.

۸- انتقال گاز:

انتقال گاز به فرآیندی گفته می شود که گاز از یک محیط به محیط دیگر انتقال یابد. در فرآیندهای تصفیه آب و فاضلاب از فرایند انتقال گاز بسیار استفاده می گردد. بطور مثال فرایند هوادهی فاضلاب که به منظور انتقال اکسیژن به فاز مایع انجام می گیرد و یا فرایند کلر زنی که جهت ضد عفونی پساب تصفیه شده انجام می شود و برای انجام آن از انحلال گاز کلر در آب استفاده می گردد.

رایج ترین فرایند انتقال گاز هوادهی فاضلاب می باشد. در این فرایند از دو روش انتقال فاضلاب به داخل هوا و یا به عکس انتقال هوا به داخل آب استفاده می گردد. برای انتقال فاضلاب به داخل هوا می توان از توربین های مختلف استفاده نمود. این توربین ها با اختلاط شدید فاضلاب و پرتاب فاضلاب از

داخل مخزن به هوا منجر به ایجاد سطح بیشتری جهت جذب مناسب هوا توسط فاضلاب می گردد. به این گونه هواده ها، هواده های سطحی نیز می گویند. در روش انتقال هوا به فاضلاب با کمک کمپرسورهای مختلف هوا از طریق لوله به زیر مخزن انتقال یافته و توسط هواپاشان (دیفیوزر) در داخل فاضلاب پخش می گردد. نمونه کوچک این عمل در آکواریوم ها جهت انحلال اکسیژن در آب انجام می شود.

در برخی موارد هدف از انتقال گاز می تواند گاز گیری از یک مایع باشد بطور مثال حذف گاز H_2S از فاضلاب. همچنین از فرآیندهای انتقال گاز می توان برای خارج کردن مواد آلی فرار یا VOC استفاده نمود. برای خارج کردن این ترکیبات VOC از آب می توان از دو فرایند استفاده نمود (الف) تبخیر و (ب) گاز زدایی. فرآیند تبخیر زمانی انجام میگیرد که غلظت گاز حل شده در فاز مایع (فاضلاب) کمتر از غلظت آن در هوا یا هر گاز دیگری که مایع در آن قرار دارد باشد. در مورد رهاسازی VOC از فاضلاب به دلیل اینکه غلظ آنها در هوا بی نهایت کمتر از فاضلاب می باشد لذا این فرایند (تبخیر) به صورت خود به خود اتفاق می افتد. در فرایند گاز زدایی نیز با کمک وارد نمودن گازی بی اثر همچون هوا گازهای محلول در آب از جمله VOC را از آن خارج می نمایند. فرایند گاز زدایی در تصفیه بیولوژیکی هوازی، دانه گیری هوادهی شده سیستم های پیش هوادهی و... بطور همزمان با فرایندهای مربوط انجام می گیرد.

۹- فرآیند های شیمیایی تصفیه فاضلاب:

در تصفیه فاضلاب فرآیندهایی که در آنها از واکنش های شیمیایی جهت حذف آلاینده ها استفاده می شود فرآیندهای شیمیایی می نامند. بطور معمول در بیشتر تصفیه خانه ها از فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی جهت حذف آلاینده ها استفاده می گردد. در فرآیندهایی تصفیه شیمیایی یک

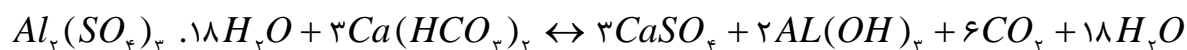
ضعف عمده وجود دارد و آن این است که برای حذف یک ماده از فاضلاب در روش شیمیایی یک ماده جدید شیمیایی به فاضلاب اضافه می گردد یعنی حذف یکی از مواد آلاینده منجر به افزایش سطح یک ماده شیمیایی خاص در فاضلاب می گردد. بطور مثال در فرآیند انعقاد و ته نشینی به کمک پلی الکترولیت ها مواد کلوئیدی از آب حذف شده به جای آن پلی الکترولیت در آب باقی می ماند. لذا استفاده از فرآیندهای فیزیکی نسبت به فرآیندهای شیمیایی برتری دارد. با این حال در اکثر موارد استفاده از فرآیندهای شیمیایی اجباری می باشد. یکی دیگر از معایب فرآیندهای شیمیایی هزینه بالای به کارگیری آن می باشد در ادامه به تشریح برخی فرآیندهای شیمیایی تصفیه آب و فاضلاب پرداخته خواهد شد.

۹-۱- ترسیب شیمیایی

ترسیب شیمیایی به معنای اضافه نمودن برخی مواد شیمیایی خاص جهت ایجاد تغییرات فیزیکی در مواد جامد جهت نامحلول نمودن و ته نشینی آنها می باشد.

بطور معمول فرآیند ترسیب شیمیایی می تواند باعث کاهش مواد معلق و افزایش مواد محلول در فاضلاب گردد (بخش محلول خود ماده شیمیایی اضافه شده می باشد). با کمک فرآیند ترسیب شیمیایی می توان ۸۰ الی ۹۰ درصد کل مواد معلق (TSS)، ۴۰ الی ۷۰ درصد BOD_5 ، ۳۰ الی ۶۰ درصد COD و ۸۰ الی ۹۰ درصد باکتری ها را حذف نمود. در مقابل با کمک ته نشینی عادی فقط ۵۰ الی ۷۰ درصد کل مواد معلق و ۳۰ الی ۴۰ درصد مواد آلی حذف می گردند. در فرآیندهای ترسیب شیمیایی از زاج، آهک، فرسولفات و آهک، استفاده همزمان از فریک کلرید و آهک و همچنین استفاده هم زمان از فریک سولفات و آهک استفاده می شود.

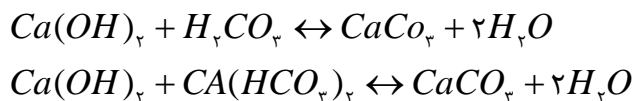
وقتی زاج را به فاضلابهایی حاوی بیکربنات کلسیم و بیکربنات منیزیم اضافه می نماییم واکنش هایی به شکل زیر رخ می دهد:



در معادله فوق هیدرواکسید آلومینیوم ترکیبی ژلاتینی می باشد که به مرور زمان ته نشین شده و با خود ذرات معلق موجود در آب را ته نشین می نماید. این فرایند را انعقاد جارویی نیز می نامند. اگر به جای نمک کلسیم در فاضلاب نمک منیزیم مورد استفاده قرار گیرد، واکنش دقیقاً مانند واکنش فوق می باشد و فقط به جای کلسیم باید در آن منیزیم را جانشین نمود. همان طور که در واکنش فوق مشخص است اضافه نمودن زاج به آب منجر به مصرف قلیائیت در فاضلاب می گردد ($Ca(HCO_3)_2$). لذا بایست در فاضلابی که ترسیب شیمیایی با کمک زاج در آن انجام می گیرد قلیائیت لازم تامین گردد. به ازای هر ۱۰ میلی گرم بر لیتر زاج نیاز به ۴/۵ میلی گرم در لیتر قلیائیت می باشد. در صورتی که مقدار قلیائیت کمتر از میزان لازم باشد می توان با کمک موادی همچون آهک قلیائیت مورد نیاز فاضلاب را تامین نمود.

۹-۱-۲ استفاده از آهک در ترسیب شیمیایی:

اگر از آهک به عنوان تنها ماده مورد استفاده در ترسیب شیمیایی به استفاده گردد واکنش های زیر رخ خواهد داد:



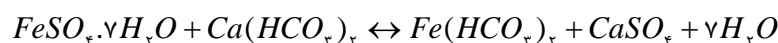
آب + کربنات کلسیم \leftrightarrow اسید کربنیک + هیدرو کسید کلسیم

آب + کربنات کلسیم \leftrightarrow بی کربنات کلسیم + هیدرو کسید کلسیم

اضافه نمودن آهک می تواند منجر به مصرف اسید کربنیک و بی کربنات کلسیم موجود در فاضلاب شده و تولید کربنات کلسیم (CaCO_3) نماید. کربنات کلسیم ماده ای لخته کننده می باشد. لذا منجر به حذف کدورت از محیط می شود.

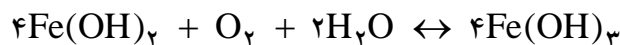
۹-۱-۳ استفاده از فروسولفات و آهک بطور هم زمان در ترسیب شیمیایی:

بیشتر اوقات جهت ارتقاء راندمان فرآیند ترتیب شیمیایی از فروسولفات (FeSO_4) و آهک به طور هم زمان استفاده می شود. واکنش های انجام شده در این فرآیند به قرار زیر است:



آب + کلسیم سولفات + فرو بی کربنات \leftrightarrow بی کربنات کلسیم + فرو سولفات هفت آبه

همان طور که در واکنش های فوق مشخص می باشد در ابتدای امر با اضافه نمودن فروسولفات به فاضلاب یا آب منجر به تولید بی کربنات فرو می شویم. در مرحله بعد با اضافه نمودن آهک (هیدرواکسید کلسیم) منجر به تولید فروهیدروکسید می شویم. فروهیدرواکسید تولیدی در مجاورت اکسیژن محلول موجود در فاضلاب یا آب طبق واکنش زیر فریک هیدروکسید ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) تولید می نماید که لخته ای ژلاتینی شبیه به لخته تولیدی توسط زاج است. این لخته ژلاتینی در حیت ته نشینی ذرات را با خود جارو نموده و به ته مخزن انتقال می دهد (انعقاد جارویی).

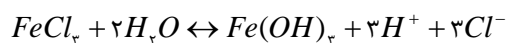


فریک هیدروکسید → آب + اکسیژن + فروهیدروکسید

در واکنش فوق به دلیل نیاز به اکسیژن نمی توان از آن در فاضلابهایی که به شرایط بی هوازی رسیده اند استفاده نمود. برای رفع این مشکل می توان از فریک سولفات به جای فروسولفات استفاده نمود. در این شرایط دیگر نیازی به اضافه نمودن آهک به آب نیز نمی باشد.

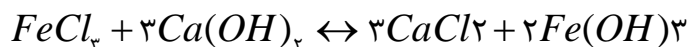
۹-۱-۴ استفاده از فریک کلرید در ترسیت شیمیایی:

واکنش هایی انجام شده در هنگام استفاده از این ترکیب به صورت زیر است:



کلر + هیدروژن + فریک هیدروکسید → آب + فریک کلوید

۹-۱-۵ استفاده از فریک کلرید و آهک در ترتیب شیمیایی



فریک هیدروکسید + کلرید کلسیم → هیدروکسید کلسیم + فریک سولفات

۹-۱-۶ استفاده از ترسیب شیمیایی در جداسازی فسفات:

برای جداسازی فسفات از فاضلاب به روش ترسیب شیمیایی می توان فسفات را با مواد جامد معلق ترکیب نمود، سپس با کمک فرایند ته نشینی آنها را از فاضلاب جدا کرد. لازم به ذکر است که

جداسازی فسفر را می توان با کمک روشهای بیولوژیکی نیز انجام داد که در جای خود توضیح داده خواهد شد.

برای جداسازی فسفر از طریق ترسیب شیمیایی می توان از اضافه نمودن نمکهای فلزی و آهک بطور هم زمان استفاده نمود. معمول ترین نمکهایی که به این منظور استفاده می شوند فریک کلرید و آلومینیوم سولفات (زاج) می باشند. استفاده از برخی پلی مرها می تواند به افزایش راندمان استفاده از ترکیبات فوق نماید.

با توجه به محلی که نمک فلزات به فاضلاب اضافه می شود ترسیب شیمیایی فسفر به سه بخش زیر تقسیم می گردد:

- ❖ پیش ترسیب فسفر
- ❖ ترسیب همزمان
- ❖ پس ترسیب

در فرایند پیش ترسیب، ترکیبات شیمیایی لازم (نمک فلزات) به فاضلاب خام اضافه شده و در سیستم ته نشینی اولیه رسوبات تشکیل شده از فاضلاب ته نشین شده و از فاضلاب جدا می گردد.

در فرایند ترسیب هم زمان نمکهای فلزی پس از سیستم هوادهی (تصفیه بیولوژیک) به فاضلاب اضافه شده و رسوبات آن در ته نشینی ثانویه از فاضلاب جدا خواهد شد در فرایند پس ترسیب نمکهای فلزی به پساب خروجی و تصفیه شده فاضلاب اضافه شده و رسوبات تشکیل شده به وسیله تاسیسات ته نشینی مجزایی از فاضلاب جدا می گردد.

در جداسازی فسفر به روش ترسیب همان طور که قبلاً گفته شد از نمکهای یونهای فلزی چند ظرفیتی همچون : کلسیم دو ظرفیتی، آلومینیوم سه ظرفیتی و آهن سه ظرفیتی استفاده می گردد و برای وارد

نمودن کلسیم دو ظرفیتی می توان از آهک Ca(OH)_2 استفاده نمود. پس از اضافه نمودن آهک به فاضلاب مطابق واکنش های قبلی رسوب CaCO_3 ایجاد می گردد در صورتی که اضافه نمودن آهک ادامه یابد مقدار pH از ۱۰ بالاتر رفته و در این pH یونهای اضافی کلسیم مطابق واکنش زیر با یونهای فسفات واکنش داده و رسوب هیدروکسیل اپتیت با فرمول شیمیایی $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6 (\text{OH})_2$ تشکیل می دهد. ماده اخیر در آب نامحلول بوده و نهایتاً رسوب می نماید.

به دلیل اینکه برای حذف فسفر با کمک اضافه نمودن آهک نیازمند ایجاد pH بالایی می باشد لذا استفاده از روش ترسیب هم زمان امکان پذیر نمی باشد و یا مشکل است. در صورت استفاده از آهک تنظیم pH پساب تصفیه خانه امری ضروری است. برای کاهش pH علاوه بر اضافه نمودن اسیدهای مختلف می توان از دمیدن CO_2 به داخل آب استفاده نمود لازم به ذکر است که دمیدن CO_2 به آب می تواند منجر به تولید اسید کربنیک گردد و pH آب را افزایش دهد.

در استفاده از آلومینیوم و آهن برای ترتیب شیمیایی فسفر واکنش های زیر انجام شده و تولید ترکیبات نامحلول فسفر خواهد نمود:

واکنش های فوق در هنگام کاربرد واقعی به تنهایی انجام نمی گیرد و چندین واکنش مختلف در کنار آن قابل انجام می باشد. لذا از واکنش های فوق نمی توان بطور دقیق برای محاسبه مقدار آهن و آلومینیوم استفاده نمود و برای تخمین مقدار آن باید به کمک آزمایش آنها را مشخص کرد. واکنش های

ذکر شده در مطالب قبلی به سادگی انجام پذیر نمی باشند و معمولاً با توجه به مواد شیمیایی موجود فاضلاب، هزاران واکنش مختلف در کنار آنها انجام می گیرد.

۹-۱-۷ جنبه های نظری شیمیایی

همان طور که گفته شد با توجه به ترکیب شیمیایی فاضلاب در کنار واکنش های قبلی ذکر شده در ترسیب شیمیایی هزاران واکنش مختلف قابل انجام می باشد. ماهیت ذرات کلوئیدی (آبدوست و یا آب گریز) و نوع مقدار بار سطحی (بار الکتریکی ذرات کلوئیدی) بر روی فرآیند ترسیب شیمیایی کلوئیدها موثر می باشد.

وجود بار سطحی یکی از مهمترین عوامل پایداری ذرات کلوئیدی در آب می باشد. بار روی ذرات کلوئیدی در اثر جذب سطحی انتخابی فرایندهایی همچون یون هیدروکسیل (OH^-) انجام می گیرد. برخی از میکروارگانیسم ها و حتی ملکولهای غول پیکری همچون پروتئین ها می توانند دارای بار سطحی شده و جزء ذرات کلوئیدی محسوب گردند. برای ناپایدار نمودن ذرات کلوئیدی می توان از ۳ روش زیر استفاده نمود.

۱- اضافه نمودن یون های مورد نیاز و یا محلول های الکترولیت؛

۲- اضافه نمودن ملکولهای آلی بلند زنجیره (پلی مری) که منومرهای تشکیل دهنده آنها قابل یونش با ترکیبات ایجاد کننده باز بر روی ذرات کلوئیدی می باشند. به دلیل امکان واکنش همه منومرهای تشکیل دهنده پلی مرها با ذرات تشکیل دهنده بار بروی سطح ذرات به آنها پلی الکترولیت نیز می گویند. اضافه نمودن پلی الکترولیت ها باعث جداسازی ذرات از طریق جذب سطحی و یا پلی زنی بین ذرات می شود؛

۳- افزودن موادی که می توانند یونهای فلزی هیدروکسیل شده تشکیل دهند. این مواد با یونهای OH^- (یون هیدروکسیل) واکنش داده و باعث خنثی شدن بار ناشی از آنها می گردد. بطور مثال اضافه نموده اسیدهای قوی و یا بازهای قوی می تواند بار هیدروکسیدها را تا حد صفر کاهش دهد. پلی الکترولیت ها به دو دسته تقسیم می شوند:

۱- پلی الکترولیت های طبیعی (نشاسته، سلولز، آلژیناتها و...)

۲- پلی الکترولیت های مصنوعی

پلی الکترولیت ها بسته به بار منفی، خنثی و یا مثبت در هنگام اضافه کردن به آب به سه دسته آنیونی، نانیونی و کاتیونی تقسیم می گردند. پلی الکترولیت ها به سه صورت می توانند سبب حذف ذرات کلوئیدی می شوند:

الف) استفاده از پلی الکترولیت ها به عنوان لخته ساز:

از آنجایی که پلی الکترولیت ها می توانند بار سطحی را خنثی کنند، می توانند منجر به ته نشین شدن ذرات کلوئیدی گردد.

ب) پلی الکترولیت ها می توانند با پل زنی بین ذرات منجر به درشت شدن آنها و ته نشینی شان گردند. در شکل زیر نحوه پل زنی بین ذرات توسط پلی الکترولیت ها نمایش داده شده است همان طور که در این شکل مشخص است پلی الکترولیت ها با ایجاد پل هایی بین ذرات شده و منجر به تشکیل لخته های سنگین می گردد. که این لخته ها قابلیت ته نشینی زیادی را دارا می باشند.

ج) اضافه نمودن پلی الکترولیت هایی با وزن ملکولی بالا می تواند منجر به ایجاد همزمان پدیده های بخش الف و ب گردد. در این شرایط هم خنثی سازی باز سطحی انجام می گیرد و هم پل زنی بین ذرات لذا سرعت ته نشینی زیاد می گردد.

۹-۲ فرایند جذب سطحی

بطور کلی جمع آوری مواد محلول در آب در داخل یک فاز جامد را فرایند جذب گویند. فرایند جذب سطحی را می توان برای جداسازی گازهای خاصی از هوا و یا هر گاز دیگری نیز به کار برد. لیکن در اینجا فقط به بررسی حذف مواد محلول در آب به کمک مواد جاذب پرداخته خواهد شد.

یکی از مواد جاذب مشهور کربن فعال می باشد. از کربن فعال بطور معمول جهت حذف آلاینده های خاص استفاده می شود. بطور معمول این فرایند پس از پایان فرایندهای تصفیه متداول همچون فرایندهای بیولوژیکی و ته نشینی نهایی به کار می رود اما بعضاً بطور همزمان با فرایند بیولوژیکی هم قابل استفاده می باشد.

۹-۲-۱ فرایند تولید کربن فعال

کربن فعال را می توان از طریق برخی مواد آلی همچون پوست نارگیل، بادام، گردو و... تهیه نمود. بسیاری از محققان ایرانی و خارجی نیز بر روی تولید کربن فعال از بسیاری زائدات و مواد مختلف کار نموده اند. بطور مثال برگ درختان، خاک اره، زائدات جامد، پوست میوه ها، شلتوک و...

برای تولید کربن فعال مواد اولیه مذکور را تا حد گداختگی (بیش از ۵۵۰ درجه سانتی گراد) حرارت می دهیم. در این شرایط باید مقدار اکسیژن را محدود سازیم تا تنها بخشی از مواد اولیه کربن دار اکسید

شوند. در این شرایط بخشی از مواد اولیه اکسید شده و ساختاری بسیار متخلخل را ایجاد می نمایند. تخلخل زیاد می تواند منجر به ایجاد سطح وسیعی در ماده جاذب گردد. مقدار تخلخل و ابعاد آن به نوع ماده اولیه ای که مورد استفاده قرار می گیرد بستگی دارد. هر چه میزان تخلخل افزایش یابد جاذب مرغوب تر بوده و قدرت جذب زیادتری هم خواهد داشت. کربن فعال به دو شکل گرانول و پودری تولید و مصرف می گردد. کربن فعال گرانوله ذراتی درشت بوده لیکن کربن فعال پودری ذرات بسیار ریز و پودری شکل می باشد.

۹-۲-۲ کربن فعال دانه ای (GAC)

از این نوع کربن فعال در ستون هایی ثابت محبوس شده و با عبور آب از آنها برای حذف آلاینده ها استفاده می گردد. با توجه به شکل ستون بستر ثابت کربن فعال امکان ورود جامدات معلق به ستون کربن فعال و ایجاد گرفتگی در آن وجود دارد لذا قبل از آن باید فرایندهای ته نشینی و صاف سازی با کمک صافی های شنی پیش بینی گردد. همچنین باید پیش بینی های لازم جهت پس شویی و جلوگیری از گرفتگی ستون کربن فعال صورت پذیرد. ستون کربن فعال را می توان بطور مستقل، موازی و یا متوالی به کار بست بستر ثابت دارای افت فشار زیادی می باشد لذا محققین برای رفع این مشکل از بسترهای متحرک استفاده نمایند.

در این بسترها مقدار کربن فعال گرانوله کمتر از بستر ثابت بوده لذا گرانولها امکان حرکت کردن را دارند. در برخی موارد برای حرکت کردن گرانولها با کمک تزریق هوا به داخل ستون موجبات حرکت شدید ذرات گرانوله خواهد شد. در این گونه ستون ها گرفتگی بستر بسیار کم تر بوده و بعضاً مشکلی به نام گرفتگی بستر وجود ندارد. در این نوع ستون کربن فعال اشباع شده از ستون خارج و کربن تازه به داخل آن تزریق می گردد.

۹-۲-۳ کربن فعال پودری (PAC)

این کربن را به پساب تصفیه شده اضافه می کنند. پودر کربن فعال منجر به جذب آلاینده های باقی مانده در پساب می گردد. کربن فعال پودری خود به عنوان یک آلاینده آب محسوب می گردد، لیکن جداسازی آن از پساب خروجی الزامی است بدین منظور می توان از فرایندهایی مثل صاف سازی با کمک صافی های شنی و یا انعقاد و لخته سازی نسبت به جداسازی پودر کربن فعال از پساب خروجی اقدام نمود.

۹-۲-۴ بازیافت کربن فعال (فعال سازی مجدد)

استفاده از کربن فعال به شرطی اقتصادی می باشد که برنامه ای برای بازیافت کربن فعال اشباع شده در نظر گرفته شود. لازم به ذکر است که کربن فعال پس از مدتی استفاده از مواد آلی اشباع شده و دیگر امکان جذب ماده جدید را نخواهد داشت. لذا باید کربن فعال را از ستون کربن فعال خارج نمود و پس از فعال سازی مجدد آن را به ستون بازگرداند. برای فعال سازی کربن فعال اشباع شده می توان آن را مجدداً به داخل گروه باز گرداند. ظرفیت کربن فعال بازیافتی اندکی کمتر از کربن فعال تازه می باشد. در هر بار فعال سازی کربن فعال حدود ۵ الی ۱۰ درصد کربن فعال از بین رفته و باید کربن فعال جدید جایگزین آن گردد.

۹-۲-۵ تحلیل فرایند جذب سطحی

فرایند جذب سطحی در سه بخش کاملاً مجزا انجام میگیرد:

۱- حرکت مواد آلاینده به فصل مشترک فاضلاب و ماده جاذب: این عمل به کمک فرایندهای اختلاط صورت می گیرد و با مخلوط نمودن مناسب فاضلاب مواد به خوبی به آن فصل مشترک می رسند.

۲- پخش شدن مواد آلاینده در مجموعه حفره های موجود در کربن فعال (تخلخل موجود در آن) و نهایتاً رسیدن آن به نواحی جذب در داخل کربن فعال.

۳- جذب مواد آلاینده در محل های مخصوص جذب:

جذب مواد آلاینده در جاذب ها به دو صورت شیمیایی و جذب فیزیکی تقسیم میشود. به طور معمول تشخیص این دو جذب در کربن فعال مشکل است، لیکن برخی از مواد جاذب می تواند با برخی از آلاینده ها ترکیب شده و یا اصطلاحاً جذب شیمیایی شود. به طور مثال: جذب فرمالدئید بر روی موی انسان یک جذب شیمیایی است. به طور معمول فرآیند جذب شیمیایی غیر قابل برگشت بوده، لذا بازیافت ماده جاذب در این زمینه غیر ممکن است.

در ابتدای شروع فرآیند جذب سطحی (جذب فیزیکی) مقدار جذب آلاینده و مقدار دفع آلاینده و مقدار دفع آلاینده از سطح کربن فعال با یکدیگر برابر می شوند (به تعادل رسند)، در این حالت کربن فعال اشباع شده و تمام ظرفیت آن پر شده است. برای تحلیل فرآیند جذب از نظر ریاضی معادلات مختلفی همچون معادلات فروندلیخ، لانگمویر، رامت و تلو توسط محققین مختلف ارائه شده است. در میان تمام این معادلات، معادلات فروندلیخ و لانگمویر از همه پر کاربرد تر می باشد.

$$\frac{M}{m} = k_f C_e^{1/n} \quad (9-1) \quad \text{معادله فروندلیخ به قرار زیر است:}$$

در این معادله $\frac{M}{m}$ مقدار ماده جذب شده در واحد وزن جذب کننده، k_f و n ثابت هاب تجربی میباشد. برای تعیین ثابت های تجربی در این معادله می توان از آزمایشات عملی استفاده نمود. برای تعیین ثابتهای معادله فروند لیخ ابتدا باید معادله را خطی نمود. برای این امر از دو طرف معادله Log میگیریم.

$$(9-2) \log \frac{M}{m} = \log k_f + \frac{1}{n} \log C_e$$

معادله شماره ۹-۲ همان حالت کلی $y=ax+b$ می باشد. در این حالت a شیب خط و b عرض از مبدا معادله می باشد. پس در صورتی که با کمک داده های تجربی موفق به یافتن مقادیری برای x و y شویم و رگرسیون خطی معادله را رسم نماییم به معادله کلی فوق خواهیم رسید. مطالب ذکر شده در مثال زیر ملموس تر خواهد بود.

مثال : پس از انجام آزمایشاتی در جذب فرمالدوئید توسط کربن فعال داده های زیر بدست آمد. ضرایب ثابت k_f و C_e در معادله فروید لیخ محاسبه نمائید. لازم به ذکر است که C_e مقدار غلظت فرمالدوئید در حالت تعادلی و m جرم کربن فعال به کار رفته در آزمایش می باشد.

Ce (mg/L)	M(g)
۳/۳۷	۰
۳/۲۷	۰/۰۰۱
۳/۷۷	۰/۰۱
۱/۸۹	۰/۱
۱/۳۳	۰/۵

حل: برای حل این مسئله باید در ابتدا همچون جدول زیر پارامترهای موجود در معادله فروند لیخ را محاسبه نمود.

$Ce(mg/L)$	$C.(mg/c)$	$m(gr)$	$M(gr)$	$\frac{M}{m}$	$\frac{M}{m}$	$\log ce$	$cog \frac{M}{m}$
۳/۳۷	۳/۳۷
۳/۲۷	۳/۳۷	۰/۰۰۱	۰/۱	۱۰۰	۰/۱	۰/۵۱۴	-۰/۹
۳/۷۷	۳/۳۷	۰/۰۱	۰/۶	۶۰	۰/۰۶	۰/۴۴۲	-۱/۱۶
۱/۸۶	۳/۳۷	۰/۱	۱/۵۱	۱۵/۰۱	۰/۰۱۵۱	۰/۲۶۹	-۱/۸
۱/۳۳	۳/۳۷	۰/۵	۲/۰۴	۴/۰۸	۰/۰۰۴۰۸	۰/۱۲۳	-۲/۳۸

رگرسیون خطی را می توان با کمک برنامه اکسل انجام داد. این رگرسیون ما بین ستون $\log \frac{M}{m}$ و $\log c_e$ انجام می گیرد. این رگرسیون منجر به ایجاد معادله $y=۳/۷۹۱M-۲/۸۴۲$ می گردند. که در آن k_f برابر است $\log_{۱۰} = -۲ / ۸۴۲$ که با لگاریتم معکوس گرفتن از آن این ضریب برابر با ۰/۰۰۱۴ بدست می آید. شیب خط نیز $\frac{1}{n}$ می باشد پس $\frac{1}{n} = ۳ / ۷۹۱$ و از این جهت n برابر است با ۰/۲۶

۳-۹ ضد عفونی کردن

در واقع ضد عفونی کردن نابودی انتخابی میکروارگانیسم های بیماری زا می باشد. این نکته وجه تمایز ضد عفونی کردن و سترون سازی می باشد. مجدداً تاکید می شود که در فرآیند ضد عفونی کردن همه میکرو ارگانیسم ها از بین نمی روند، بلکه میکرو ارگانیسم های بیماری زا از بین می روند. در زیر مشخصات یک ماده گندزدایی ایده آل ارائه شده است:

- ۱- در رقت زیاد باید به شدت برای میکروارگانیسم ها سمی باشد.
 - ۲- باید در آب یا بافت سلولی قابل حل باشد.
 - ۳- برای میکروارگانیسم ها باید به شدت سمی ولی برای انسان و حیوانات غیر سمی باشد.
 - ۴- در هنگام مخلوط شدن با آب باید محلولی یکنواخت ایجاد نماید.
 - ۵- نباید غیر از سلولهای باکتریها جذب مواد آلی دیگر شود.
 - ۶- در دمای معمولی محیط کاملاً موثر باشد.
 - ۷- نباید خورنده بوده و در تماس با فلزات در آنها تغییر شکل ایجاد نماید.
 - ۸- در حین ضد عفونی کردن باید بو را از بین ببرد.
 - ۹- باید در مقادیر زیاد و با قیمتی معقول در دست رس باشد.
 - ۱۰- حمل و نقل آن بی خطر بوده و مقدار آن در آب آشامیدنی قابل اندازه گیری باشد.
- در دنیای واقعی ممکن است چنین ماده گندزدایی یافت نشود ولی مواد گندزا باید تا حد ممکن به مشخصات فوق نزدیک باشند. بطور معمول ۴ روش برای گندزدایی وجود دارد:

۱- استفاده از عوامل شیمیایی

۲- استفاده از عوامل فیزیکی

۳- استفاده از عوامل مکانیکی

۴- استفاده از تابش

عوامل شیمیایی مختلفی به عنوان مواد گندزا به کار می روند بطور مثال:

- کلر
- برم

- ید
- اوزون
- فنول و ترکیبات فنولی
- الکله‌ها
- فلزات سنگین
- اسیدها و قلیاها
- صابون‌ها و شوینده‌های سنتزی

از میان ترکیبات فوق برخی ترکیبات اکسید کننده بیش از سایرین مورد استفاده قرار می گیرند. بطور مثال کلر یکی از رایج ترین مواد گندزدا می باشد. اوزون نیز از مواد گندزدایی است که هیچ گونه باقی مانده ای در آب از خود به جای نمی گذارد. استفاده از اوزون روز به روز رو به گسترش نهاده است.

از آبهای بسیار اسیدی و یا بسیار قلیایی نیز می توان برای از بین بردن میکرو ارگانیسم های بیماری زا استفاده نمود. زیرا آب با pH بیش از ۱۱ و یا کمتر از ۳ برای اکثر باکتریها کشنده و سمی است. از عوامل فیزیکی نیز می توان به منظور گندزدایی استفاده نمود. بطور مثال حرارت و نور خورشید دو عامل فیزیکی گندزا محسوب می گردد. افزایش دمای آب تا حد جوش آن باعث مرگ اکثر باکتریهای بیماری زا می گردد. البته این روش گران بوده و در مقایس وسیع کاربرد ندارد. با این حال در برخی کشورهای اروپایی از روش پاستوریزه کردن لجن به منظور گندزدایی لجن باقی مانده از فرایند تصفیه بیولوژیکی استفاده می شود. نور خورشید نیز به دلیل دارا بودن پرتوهایی همچون فرابنفش که دارای انرژی زیادی هستند می توانند عامل گندزا محسوب گردد. به جای استفاده از نور خورشید می توان از لامپ های ساطع کننده پرتوی فرابنفش نیز برای عمل گندزدایی استفاده نمود.

از روشهای مکانیکی نیز می توان برای جداسازی باکتریها و سایر ارگانیسم های مضر استفاده نمود. بطور مثال: صافی های شنی و ته نشینی می توانند منجر به حذف عوامل بیماری زا و در کل میکروارگانیسم ها گردد.

مواد ضد عفونی کننده به چهار روش منجر به از بین رفتن میکرو ارگانیسم ها می شوند:

۱- آسیب رساندن به دیواره سلولی

۲- تغییر در خاصیت تراوایی غشای سیتوپلاسمی

۳- تغییر ماهیت کلوئیدی پرتو پلاسم

۴- ممانعت از فعالیت انزیمی

عوامل موثر بر عمل گندزدایی عبارتند از:

- زمان تماس
- غلظت و نوع عامل شیمیایی
- شدت و عامل فیزیک
- دمای محیط
- تعداد ارگانیسم های موجود در محیط
- نوع ارگانیسم های موجود در محیط
- ماهیت مایع نگهدارنده ارگانیسم ها

شاید یکی از مهمترین پارامترهای موثر در فرایند گندزدایی زمان تماس باشد. دانشمندی به نام چیک^۱ برای اولین بار رابطه ما بین زمان تماس و میزان مرگ و میر باکتریها را بر اثر تماس با ماده گندزا فرمول بندی نمود.

$$\ln \frac{N_t}{N_0} = -Kt^m \quad (9-3)$$

در معادله ۹-۳ پارامتر N_t تعداد میکروارگانیسم ها در زمان t و N_0 تعداد میکروارگانیسم ها قبل از اضافه نمودن ماده گندزا، t مدت زمان تماس ماده گندزا با میکروارگانیسم ها و m و k اعداد ثابت می

¹ chick

باشند که با کمک آزمایش مشخص می شوند. اگر m کمتر از ۱ باشد آهنگ مرگ و میر ارگانیسم ها با گذشت زمان کاهش می یابد و اگر m بزرگتر از ۱ باشد آهنگ مرگ و میر ارگانیسم ها با گذشت زمان افزایش می یابد. معادله ۳-۹ را می توان با \log گیری از طرفین به صورت زیر خطی نمود.

$$\ln \left(-\ln \frac{N_t}{N_0} \right) = \log K + M \log t \quad (9-4)$$

برای تعیین مقدار ضرایب می توان مقدار $-\ln \frac{N_t}{N_0}$ را در زمانهای مختلف در برابر t رسم نمود. و از روی رگرسیون نتایج حاصله مقدار k و m را محاسبه نمود.

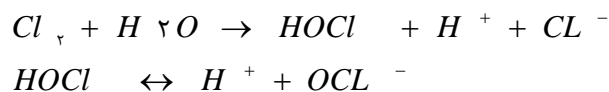
همچنین بطور معمول افزایش دمای محیط می تواند منجر به گندزدایی موثرتر محیط گردد. در کنار همه موارد تراکم میکروارگانیسم ها نیز می تواند عامل مهمی دیگری باشد. هر چه تراکم میکروارگانیسم ها در محیط بیشتر باشد زمان تماس ماده گندزدا برای گندزدای موثر بیشتر می گردد.

۹-۳-۱ ضد عفونی کردن با کلر

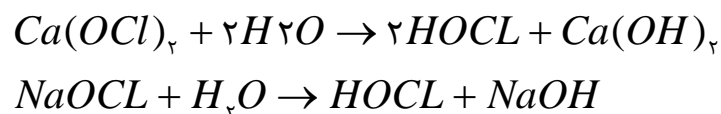
در میان تمام مواد گندزدا در جهان کلر پر کاربرد ترین آنها شناخته میشود و رایج ترین ترکیباتی که در آنها کلر وجود داشته باشد و به عنوان ماده ضد عفونی کننده نیز به کار میروند عبارتند از:

- گاز کلر (Cl_2)
- هیپو کلریت کلسیم ($Ca(OCl)_2$)
- هیپو کلریت سدیم ($NaOCl$)
- کلر دی اکسید (ClO_2)

هیپوکلریت سدیم و کلسیم در تصفیه خانه های آب و فاضلاب کوچک و یا برای گند زدایی در شرایط اضطراری همچون در هنگام وقوع سیل، زلزله و... به کار می رود. کاربرد هیپوکلریت سدیم و یا کلسیم ساده بوده و از ایمنی بالایی برخوردار است. در صورت استفاده از گاز کلر به عنوان ماده گندزا پس از ورود آن به آب واکنشهای زیر رخ میدهد:



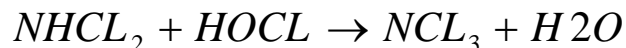
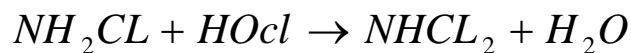
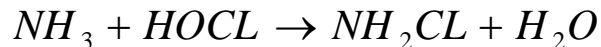
کلر حلالیت زیادی در آب داشته و مقداری از آن می تواند در آب حل شود $HOCl$ و OCl^- تولیدی در آب کلر آزاد می نامند. بازده ضد عفونی $HOCl$ در حدود ۴۰ الی ۸۰ برابر OCl^- می باشد. مقدار و نسبت $HOCl$ و OCl^- بستگی به دما و pH محیط دارد. در این میان دما در سیستم های کلر زنی چندان قابل کنترل نیست لیکن میتوان pH را کنترل نمود. هر چه pH کمتر باشد مقدار $HOCl$ تولیدی بیشتر بوده و بارزه گند زدایی بالا تر خواهد رفت. در pH برابر هفت مقدار $HOCl$ تولیدی ۷۰ درصد و OCl^- تولیدی ۳۰ درصد می باشد. در صورت استفاده از هیپوکلریت سدیم و کلسیم در ضد عفونی آب واکنش های زیر انجام خواهد شد.



۹-۳-۱ واکنش کلر با آمونیاک

فاضلاب ها، خصوصاً فاضلاب خانگی حاوی اشکال مختلف نیتروژن می باشد مانند نیتروژن آمونیاکی، نیتروژن آلی و... در صورتی که در تصفیه خانه های فاضلاب فرایند نیتریفیکاسیون به صورت کامل انجام شود نیتروژن موجود در محیط به صورت NO_3 (نیترات) خواهد بود. $HOCl$ تولیدی در اثر ورود

انواع کلر به آب بسیار خورنده و اکسید کننده می باشد. لذا با نیتروژن آمونیاکی واکنش های پی در پی داده و تولید ۳ نوع کلر آمین زیر می نماید:



در بسیاری از موارد کلر آمین های غالب منو کلر آمین (NH_2CL) و دی کلر آمین ($NHCL_2$) می باشد. این ترکیبات می تواند به عنوان عامل گندزدا نیز به کار روند. هرچند که قدرت ضد عفونی کنندگی کمی هم دارند. همان طور که قبلاً گفته شد کلر آزاد بسیار اکسنده است، لذا نه تنها با آمونیاک بلکه با بسیاری از مواد دیگر نیز واکنش می دهد.

وقتی کلر به آب یا فاضلاب تصفیه شده اضافی می شوند، کلر با بسیاری ترکیبات موجود در آنها واکنش داده و آنها را اکسید می نماید. از جمله موادی که کلر آزاد با آنها واکنش می دهد عبارتند از Fe^{+2} , Mn^{+2} , H_2S و مواد آلی. ورود کلر به آب و اندازه گیری مقدار باقی مانده آن در آب می تواند منجر به ایجاد منحنی رو به رو شود.

در بخش اول اضافه کردن کلر به دلیل واکنش تمام آن با مواد آلی و... منجر به تولید کلر باقی مانده می شود. لیکن با از بین رفتن مواد آلی و اکسید شدن آنها توسط کلر، آرام، آرام با اضافه نمودن کلر به آب مقدار کلر باقی مانده افزایش می یابد. در این مرحله کلر با ترکیبات آمونیاکی واکنش داده و کلر آمین تولید می نماید. به دلیل برگشت پذیر بودن واکنش تولید کلر آمین در این مرحله مقدار کلر باقی مانده در آب افزایش می یابد تا نهایتاً به نقطه B خواهیم رسید. در این بخش مقداری از کلر آمین ها با HOCL واکنش داده و به HCL و N_2O و گاز N_2 تبدیل می شوند. لذا مقدار کلر باقی مانده در این مرحله کاهش می یابد. در نقطه C تمام مواد آلی و کلر آمین های قابل واکنش با کلر بطور کامل اکسید شده و دیگر ماده ای برای واکنش با کلر در آب وجود نخواهد داشت. لذا افزودن کلر به آب منجر به افزایش شدید مقدار کلر باقی مانده در آب خواهد شد. این نقطه را نقطه شکست می نامند. بطور معمول پس از رسیدن به نقطه شکست در فرآیند ضد عفونی می توان از گندزدایی کامل اطمینان حاصل نمود.

بطور معمول افت pH در کلرزنی پساب فاضلاب اندک خواهد بود. به دلیل آن واکنش باقلیاهای فاضلاب واکنش های انجام شده در هنگام اضافه نمودن کلر به آب می تواند منجر به افزایش جامدات محلول (TDS) آب گردد.

۳-۱-۳-۹ تعیین بازده گندزدایی توسط کلر

در صورتی که از شاخص کلی فرم برای تعیین آلودگی میکروبی آب استفاده شود می توان روابط مختلفی در این زمینه را به کار بست. مقدار مرگ و میر کلی فرمها به دو عامل مهم زمان تماس با کلر و غلظت آن وابسته است. در یک راکتور ناپیوسته که محتویات آن کاملاً با هم مخلوط شده است می توان از رابطه زیر به منظور پیش بینی تعداد مرگ و میر کلی استفاده نمود:

$$\frac{N_t}{N_0} = (1 + 0.23 C t)^{-3} \quad (9-5)$$

در این معادله N_t تعداد کلی فرمها در زمان t و N_0 تعداد کلی فرمها قبل از افزودن کلر، C_t غلظت کلر باقی مانده بر حسب میلی گرم بر لیتر و نهایتاً t زمان گندزدایی می باشد. با توجه به این موضوع که زمان تماس در گندزدایی موثر بسیار مهم است لذا باید دقت کرد که در صورتی که مقدار کلر اضافه شده چندان زیاد نبوده و واکنش ها به نقطه شکست نمی رسند باید زمان تماس کافی جهت ایجاد فرآیند گندزدایی لازم فراهم گردد. رژیم هیدرولیکی راکتوری که در آن کلر به آب اضافه می گردد نیز در فرآیند گندزدایی موثر می باشد، استفاده از کلر در رژیم هیدرولیکی بسیار متلاطم با عدد رینولدز بیش از 10^4 می تواند نرخ مرگ و میر میکروارگانیسم ها را افزایش دهد.

لازم به ذکر است که قدرت میکروب کشی منوکلوآمین و هیپوکلرواسید (HOCL) برابر بوده و فقط منوکلوآمین برای ایجاد تاثیر برابر، نیازمند زمان ماند یا تماس طولانی تری نسبت به HOCL می باشد.

ماهیت فاضلاب از نوع مواد آلی موجود در آن نیز بر روی میزان تاثیر کلر اثر بخش است. بطور مثال هیدروکربن های اشباع شده تاثیری بر روی مصرف کلر نداشته ولی وجود هیدروکربن غیر اشباع و یا اروماتیک ها می تواند منجر به کاهش تولید کلر باقی مانده گردد و در این شرایط برای گندزدایی موثر می توان زمان ماند را افزایش داد.

سن میکروارگانیسم ها نیز در ضد عفونی با کمک کلر موثر می باشد. تماس کلر، میکروارگانیسم هایی که یک روزه (جوان) در کمتر از یک دقیقه می تواند منجر به مرگ آنها شود. لیکن برای همین میزان مرگ و میر میکروارگانیسم های ۱۰ روزه تقریباً ۳۰ دقیقه وقت نیاز است. تحقیقات مختلف نشان داده است که برای از بین بردن موثر ویروسها رسیدن به نقطه شکست لازم و ضروری است.

۹-۳-۱-۴ کلر زدایی

کلر ماده ای سمی برای جانداران می باشد. لذا اگر قرار باشد پسآب گندزدایی شده به آبهای سطحی تخلیه شود حذف کلر آزاد موجود در آن بسیار لازم و ضروری است. برای انجام فرایند کلر زدایی می توان از ترکیبات زیر استفاده نمود.

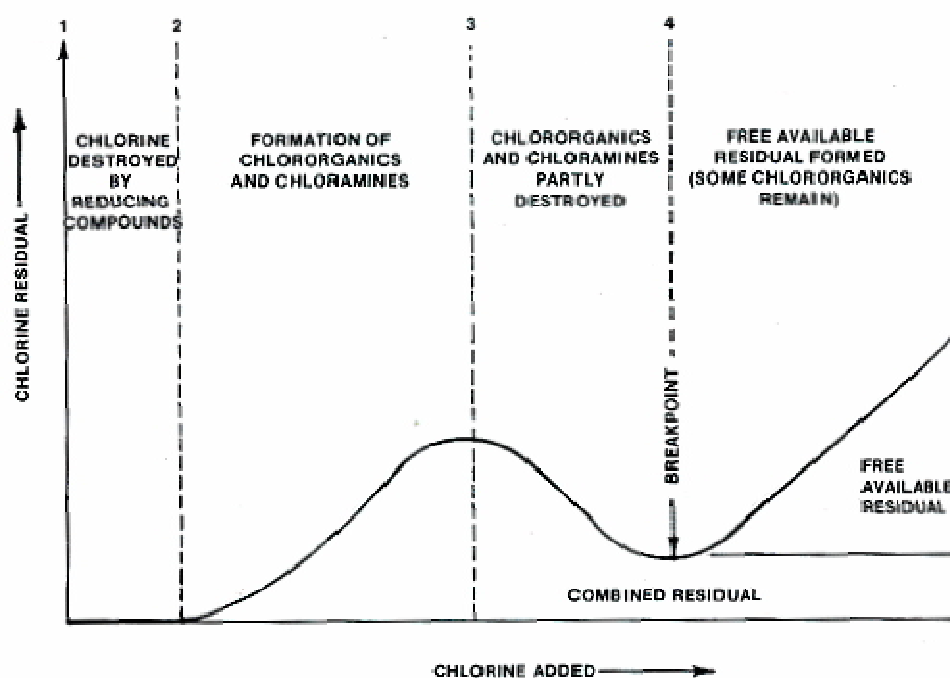
❖ دی اکسید گوگرد (SO_2)

❖ کربن فعال

❖ سدیم سولفیت (Na_2SO_3)

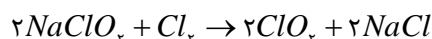
❖ سدیم متابی سولفیت ($Na_2S_2O_5$)

دی اکسید گوگرد می تواند منجر به حذف کلیه اقسام کلر باقی مانده شود. این ماده به راحتی می تواند منو کلروآمین، دی کلروآمین و تری کلروآمین را به همراه HOCl و OCl را از پساب حذف نماید، در عمل مشخص شده برای کلرزدایی پسابی حاوی یک میلی گرم بر لیتر کلر باقی مانده حدود یک میلی گرم بر لیتر دی اکسید گوگرد نیاز است. لازم به ذکر است که واکنش دی اکسید گوگرد با کلر آزاد تقریباً آنی می باشد لذا نیازی به زمان ماند زیادی ندارد. مصرف بیش از حد دی اکسید گوگرد می تواند منجر به واکنش آن با اکسیژن محلول موجود در آب شود و سطح اکسیژن آزاد را کاهش دهد. تمامی مراحل شرح داده شده در شکل زیر مشخص است.



نمودار تغییرات غلظت کلر آزاد در هنگام کلر زنی

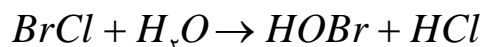
دی اکسید کلر بعضاً از کلر در گندزدایی موثرتر است. خصوصاً این تاثیر بیشتر بر روی ویروسها مهشود تر می باشد. دی اکسید کلر گازی بسیار ناپایدار و قابل انفجار می باشد. لذا باید آن را در محل مصرف تولید نمود. برای تولید آن می توان از واکنش کلر با NaClO_2 استفاده نمود. این واکنش به صورت زیر است:



عامل فعال در ضدعفونی کردن خود ClO_2 می باشد که بسیار اکسید کننده است. به گفته برخی محققین آثار زیان بار زیست محیطی ClO_2 از Cl_2 کمتر است.

برای حذف دی اکسید کلر اضافی در پساب نیز می توان از دی اکسید گوگرد استفاده نمود. در هنگام استفاده از ClO_2 ترکیبات تری هالومتان که بسیار خطرناک و سرطان زا بوده تولید نمی گردد در حالی که در اثر واکنش میان Cl_2 با مواد آلی مقدار زیادی تری هالومتان (THM) تولید می گردد.

اضافه نمودن گاز کلرید برم به آب می تواند منجر به انجام واکنش زیر گردد:



واکنش HOBr با آمونیاک نیز می تواند همچون واکنش HOCl با آمونیاک منجر به تولید برم آمین ها گردد برم آمین ها پایدار نیستند و ظرف کمتر از یک ساعت به نمکهای بی ضرر برمید و کلرید تجزیه می شوند. آثار زیان بار کاربرد برم کلراید کمتر از کلر گازی می باشد.

برای اولین بار در اوایل قرن بیستم در فرانسه از اوزون به منظور ضد عفونی کردن آب استفاده شد. از اوزون علاوه بر ضد عفونی کردن می توان در کنترل عوامل تولید کننده بو نیز استفاده نمود. اوزون بسیار اکسید کننده بوده لذا می تواند ترکیبات آلی موجود در فاضلاب را به خوبی اکسید نموده و مقدار COD فاضلاب را به شدت کاهش دهد. واکنش اکسیداسیون مواد آلی توسط اوزون منجر به تولید هیچگونه ترکیب خطرناکی همچون THM ها نمی گردد.

اوزون از لحاظ شیمیایی بسیار ناپایدار بوده لذا به سرعت تجزیه می گردد. به همین دلیل اوزون باید در محل مصرف تولید شود. پربازده ترین روش تولید اوزون استفاده از تخلیه الکتریکی می باشد در این روش با عبور جریانی بالا از میان دو قطعه فلز و ایجاد انرژی بسیار زیاد یک مولکول اکسیژن را به دو اتم اکسیژن تبدیل می نمایند. هر کدام از این دو اتم با یک مولکول O_2 واکنش داده و تولید مولکول O_3 یا اوزون را می دهد. اگر برای تولید اوزون از هوا استفاده شود مقدار اوزون تولیدی در حدود ۰/۵ الی ۳ درصد خواهد بود لیکن در صورت استفاده از اکسیژن خالص این مقدار به ۱ الی ۶ درصد افزایش خواهد یافت. در هنگام واکنش آب با افزودن رادیکالهای HO_2 و OH تشکیل می شود که عامل فعال و ضد عفونی کننده اوزون می باشد.

قدرت میکروب کشی و ویروس کشی اوزون از کلر بیشتر است و هیچ گونه باقی مانده ای در آب ندارد. همچنین اوزون باعث افزایش مقدار مواد جامد محلول TDS در آب نمی شود. لذا می تواند جانشین مناسبی برای کلر باشد.

ازون در آب بسیار سمی و خطرناک است لیکن در مدت چند دقیقه پس از ازون زنی به طور کامل از آب خارج می شود. به دلیل اینکه اوزون نهایتاً در آب به اکسیژن تبدیل می شود می تواند سطح اکسیژن محلول در آب را تا حد اشباع افزایش دهد.

۹-۳-۵ ضد عفونی با پرتوی فرابنفش UV

بطور معمول از پرتوی فرابنفش برای ضد عفونی آبهای بسیار تمیز (آشامیدنی) استفاده می گردد. اما امروزه در برخی موارد برای گندزدایی فاضلاب نیز به کار می رود. ابزار اصلی تولید پرتوی فرابنفش لامپ جیوه ای میباشد. طول موج فرابنفش برای ضد عفونی مناسب ۲۵۰ الی ۲۷۰ نانومتر می باشد. اگر برای ضد عفونی کردن آب مجبور به غرق نمودن لامپ در آب شویم باید آنها را درون محفظه ای از جنس کوارتز قرار دهیم. چون شیشه تقریباً تمام پرتوی فرابنفش را جذب نموده و آن را از خود عبور نمی دهد. در حالی که مقدار جذب پرتوی مذکور توسط کوارتز بسیار اندک می باشد، پرتوی فرابنفش با کمک اثر بر روی DNA باعث نابودی میکروارگانیسم ها می شود. برای ضد عفونی موثر به کمک پرتوی فرابنفش مقدار کدورت آب باید بسیار اندک باشد. در غیر اینصورت پرتوی فرابنفش جذب ذرات کدورت شده و کارایی گندزدایی به شدت کاهش می یابد. لازم به ذکر است که پرتوی فرابنفش هیچ باقی مانده سمی تولید نمی کند.

۱۰- فرایندهای بیولوژیکی تصفیه

هدف اصلی از تصفیه بیولوژیکی فاضلاب خانگی کاهش مواد آلی و بعضاً حذف مواد معدنی از فاضلاب همچون فسفر و نیتروژن می باشد. هدف اصلی از تصفیه بیولوژیکی فاضلاب کشاورزی حذف مواد مغذی فسفر و نیتروژن می باشد. در فرایند بیولوژیکی مواد آلی محلول و کلوئیدی مورد تغذیه میکروارگانیسم ها قرار گرفته و به جرم بیولوژیک جدید تبدیل می شوند. میکروارگانیسم ها به دلیل

اینکه جرم حجمی بیشتری از آب دارند ته نشین شده و می توان آنها از آب جدا نمود. باید توجه نمود تا زمانی که جرم بیولوژیک (میکروارگانیسم) از آب جدا شده باشد فرایند تصفیه کامل نیست. زیرا بدن میکروارگانیسم ها خود از مواد آلی تشکیل شده است.

۱-۱۰ منابع کربن و انرژی میکروارگانیسم ها

دو عدد از منابع کربن بسیار مهم دی اکسید کربن (CO_2) و مواد آلی (Organic) می باشند. میکروارگانیسم هایی که از دی اکسید کربن به عنوان منبع کربن استفاده می کنند را اتوتروف می گویند. میکروارگانیسم هایی که از مواد آلی به عنوان منبع کربن استفاده می نمایند هتروتروف می نامند. استفاده از دی اکسید کربن نسبت به مواد آلی به عنوان منبع کربن مشکل تر بوده و انرژی بیشتری مصرف می کند این امر منجر می گردد که سرعت رشد اتوتروفها از هتروتروف ها کمتر باشد. منبع انرژی هم می تواند به عنوان یکی دیگر از شاخص های طبقه بندی میکروارگانیسم ها به کار می رود. میکروارگانیسم هایی که انرژی مورد نیاز خود را از نور خورشید بدست می آورند. فتوتروف و آنهایی که انرژی خود را از تجزیه مواد آلی بدست می آورند شیمیوتروف می گویند. لذا با توجه به منبع انرژی و منبع کربن میکروارگانیسم ها می توان آنها را به دسته های زیر تقسیم نمود:

۱- **شیمیوتوتروف:** منبع انرژی و منبع کربن هر دو از طریق مواد آلی تامین می شود.

۲- **فتوتوتروف:** منبع انرژی نور و منبع کربن دی اکسید کربن می باشد.

۳- **شیمیواتوتروف:** منبع انرژی مواد آلی و منبع کربن دی اکسید کربن می باشد.

۴- **فتوفتوتروف:** منبع انرژی نور و منبع کربن مواد آلی می باشد.

لازم به ذکر است که مواد آلی را هیدروکربن (HC) نیز می نامند. دلیل این نامگذاری نیز این است که بخش اعظم مولکول این مواد از هیدروژن و کربن تشکیل شده است. میکروارگانیسم ها علاوه بر منابع کربن و انرژی به منابع مواد مغذی غیر آلی همچون نیتروژن، فسفر گوگرد، پتاسیم، منیزیم، کلسیم، آهن و کلرینیز نیاز دارند. این گونه مواد که به مقدار تقریباً زیاد مورد نیاز میکروارگانیسم ها می باشند را ماکرو نونریت می نامند. برخی ترکیبات کم اهمیت تر که به مقدار کمتری توسط میکروارگانیسم ها مورد نیاز می باشند همچون روی، منگنز، مولیبدن، سلنیم، کبالت، مس، نیکل، وانادیم و تنگستن را میکرونوتریت می نامند. میکروارگانیسم ها بعضاً نیازمند برخی مواد آلی نیز می باشند که خود قادر به ساخت آن نمی باشند. بطور مثال ویتامین ها، اسیدهای آمینه، پورینها و پریمیدینها.

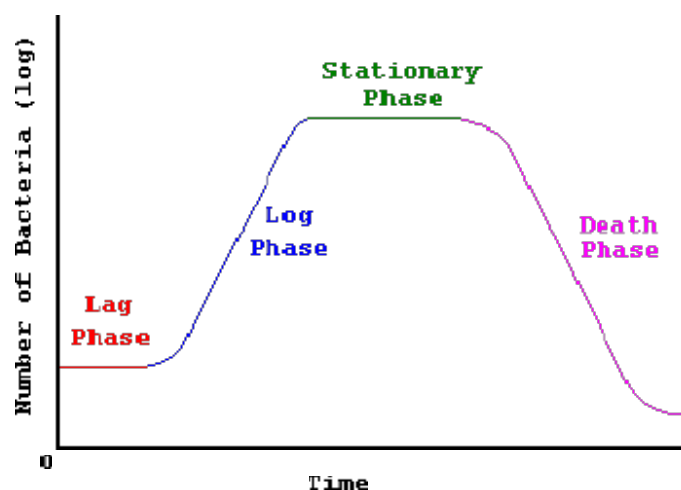
هدف اصلی فرآیندهای تصفیه بیولوژیک کاهش محتوای آلی (BOD_5) می باشد. لذا باکتریهای شیمیوهتروتروف در این زمینه بهترین کارایی را دارند. زیرا آنها هم برای منبع کربن و هم انرژی خود ناچار به تجزیه مواد آلی می باشند. مواد مغذی که در بالا به آنها اشاره شد در فاضلابهای شهری و خانگی بطور کامل وجود دارند لیکن امکان دارد در برخی از فاضلابهای صنعتی وجود نداشته باشد. لذا در صورت اجبار به تصفیه فاضلابهای صنعتی که فاقد مواد مغذی مورد نیاز رشد میکروارگانیسم ها به روش بیولوژیکی باشد، اضافه نمودن این مواد به فاضلاب ضرورت می یابد. یکی از روشهایی که به کمک آن مواد مغذی را به فاضلابهای صنعتی اضافه می نمایند، مخلوط نمودن فاضلاب صنعتی با فاضلاب خانگی است.

میکروارگانیسم ها بر اساس نیاز به اکسیژن نیز به چند دسته زیر تقسیم می شوند:

۱- هوازی

۲- بی هوازی

میکروارگانیسم های تک سلولی بوده که اغلب از طریق تقسیم دوتایی تولید مثل می نمایند. به رغم وجود هزاران نوع باکتری شکل ظاهری همه آنها در سه دسته کروی (کوکسی)، میله ای (باسیل) و نهایتاً حلزونی (اسپریل) تقسیم می شوند. آزمونهای مختلف نشان داده است که ۸۰ درصد وزن باکتریها را آب و ۲۰ درصد مابقی را مواد خشک تشکیل می دهد. pH و دما نیز بر روی رشد میکروارگانیسم ها تاثیر فراوانی دارد. pH مناسب برای رشد اکثر باکتریها ۶/۵ الی ۷/۵ می باشد. باکتریها به ازای هر ۱۰ درجه افزایش دما فعالیتشان دو برابر می شود. رشد میکرو ارگانیسم ها در ۴ دوره کاملاً متمایز بررسی می شود که عبارتند از:



منحنی رشد میکروارگانیسم ها

۱- مرحله تاخیری : در این مرحله میکروارگانیسم ها وارد محیط جدید خود شده و با آن آشنا و سازگار می شوند و پس از گذشت این مدت شروع به تقسیم می نمایند.

۲- مرحله رشد لگاریتمی : در این مرحله میکروارگانیسم ها به سرعت شروع به رشد و تقسیم شدن می نمایند و تا زمانی که غذا و یا یک عامل محدود کننده دیگر تداخلی در محیط ایجاد ننمایند به رشد خود ادامه می دهند.

۳- مرحله ثبات : در این مرحله تعداد سلولها ثابت می ماند. دلیل عدم تکثیر باکتریها می تواند اتمام مواد غذایی، منبع کربن، منبع انرژی و... باشد.

۴- مرحله مرگ لگاریتمی : در این مرحله نرخ مرگ و میر میکروارگانیسم ها از نرخ تولید مثل آنها بیشتر می شود. لذا تعداد آنها به مرور زمان کاهش می یابد.

۱۰-۳ فرایندهای تصفیه بیولوژیکی

فرایندهای تصفیه بیولوژیکی می توانند به دو صورت کلی رشد معلق و رشد چسبیده انجام گیرد. در فرایندهای رشد معلق میکروارگانیسم هایی که فرایند تصفیه را انجام می دهند در فاضلاب به صورت معلق وجود دارند در حالی که در فرایندهای رشد چسبیده، این میکروارگانیسم ها به سطحی خاص همچون سنگ، مواد پلاستیکی و... چسبیده و لایه ای از میکروارگانیسم ها را تشکیل می دهند که به آن بیوفیلم نیز می گویند بیوفیلم به معنای لایه بیولوژیک می باشد.

۱۰-۳-۱ فرایندهای رشد معلق هوازی

فرایندهای اصلی رشد معلق هوازی عبارتند از (۱) فرایند لجن فعال، (۲) تالاب های هوادهی شده، (۳) راکتور ناپیوسته متوالی و (۴) فرایند هضم هوازی.

۱۰-۳-۱-۱ فرایند لجن فعال

این فرایند در سال ۱۹۱۴ در انگلستان ابداع شد. در این فرایند یک توده باکتریایی به صورت معلق و در حال هوازی نگهداشته می شود. محیط هوازی در راکتور به کمک هوادهی نفوذی یا مکانیکی ایجاد

می شود. پس از گذشت مدت زمانی خاص محتوای راکتور به همراه میکروارگانیسم های آن به حوض ته نشینی منتقل می شوند. در این حوض میکروارگانیسم ها ته نشین شده و از پساب خروجی جدا می شود. بخشی از میکروارگانیسم های جدا شده در حوض ته نشینی برای افزایش غلظت میکروارگانیسم ها به راکتور باز گردش می شود و بخش دیگری از آن دور ریخته می شود. مقدار لجن دور ریز باید برابر با مقدار رشد میکروارگانیسم ها باشد تا غلظت میکروارگانیسم ها در راکتور ثابت بماند. میکروارگانیسم ها در این فرایند عامل اصلی تجزیه و حذف مواد آلی آلاینده در فاضلاب می باشند. در این فرایند میکروارگانیسم ها پس از مصرف مواد آلی انرژی لازم برای تولید مثل را بدست می آورند. بخشی از مواد آلی نیز به CO_2 ؛ SO_4^{2-} ، NO_3^- تبدیل می گردد. در این فرایند لخته های بیولوژیکی تشکیل می شود. لخته های بیولوژیکی مجموعه ای از میکروارگانیسم های بهم چسبیده می باشند. تشکیل لخته های بیولوژیکی منجر به ته نشینی سریع آنها در حوض ته نشینی خواهد شد. دیده شده که افزایش زمان ماند سلولی منجر به بهبود وضعیت ته نشینی لجن در حوض ته نشینی خواهد شد. در تصفیه فاضلاب خانگی به روش لجن فعال به میانگین زمان ماندگاری متوسط ۳ الی ۴ روز نیاز است.

در سیستم لجن فعال برای محاسبه زمان ماند هیدرولیکی از معادله شماره (۱-۱۰) استفاده می شود. که در آن V حجم راکتور Q دبی ورودی به آن می باشد.

$$\theta = \frac{V}{Q} \quad (10-1)$$

همچنین برای تعیین زمان ماند میکروبی یا θ_c از معادله شماره (۲-۱۰) استفاده می شود. که در آن Q_w دبی لجن دفعی، Q_e دبی خروجی از راکتور، X_e غلظت میکروارگانیسم ها در پساب خروجی و x غلظت میکروارگانیسم ها در داخل راکتور می باشد.

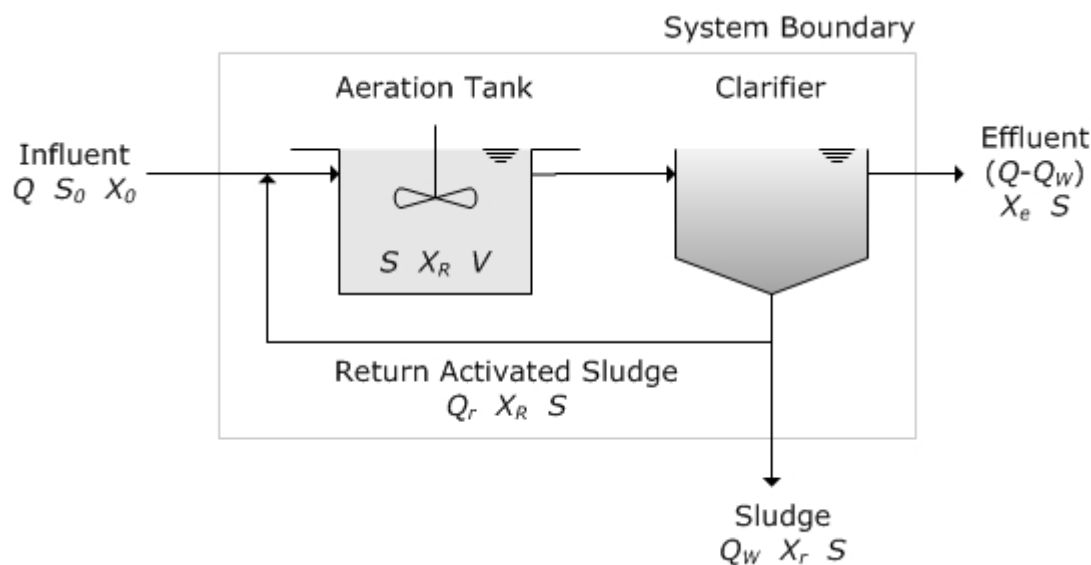
$$\theta_c = \frac{vx}{Q_w X + QeX_e} \quad (10-2)$$

دفع لجن مازاد در راکتور لجن فعال می تواند با خروج مستقیم مایع مخلوط موجود در راکتور انجام شود و یا مقدار مشخصی از لجن برگشتی به دور ریخته شود. برای محاسبه زمان ماند سلولی در این نوع اخیر راکتور می توان از معادله شماره (۲-۱۰) استفاده شود.

در صورتی که برای کاهش غلظت میکروارگانیسم ها لجن دور ریز از لجن برگشتی انتخاب شود می توان از معادله شماره ۳-۱۰ استفاده نمود. که در آن X_r غلظت میکروارگانیسم ها در خط برگشت لجن می باشد.

$$\theta_c = \frac{vx}{Q_w X_r + QeX_r} \quad (10-3)$$

تاسیسات ته نشینی بخش جدا نشدنی سیستم لجن فعال می باشد. سیستم ته نشینی به دو منظور در لجن فعال به کار می رود. (الف) جداسازی مواد معلق (میکروارگانیسم ها) و (ب) حفظ زمان ماند میکروبی θ_c به صورت کاملاً مستقل از زمان ماندهیدرولیکی یا همان θ .



شماتیک سیستم لجن فعال

۱۰-۳-۱-آماس در فرایند لجن فعال

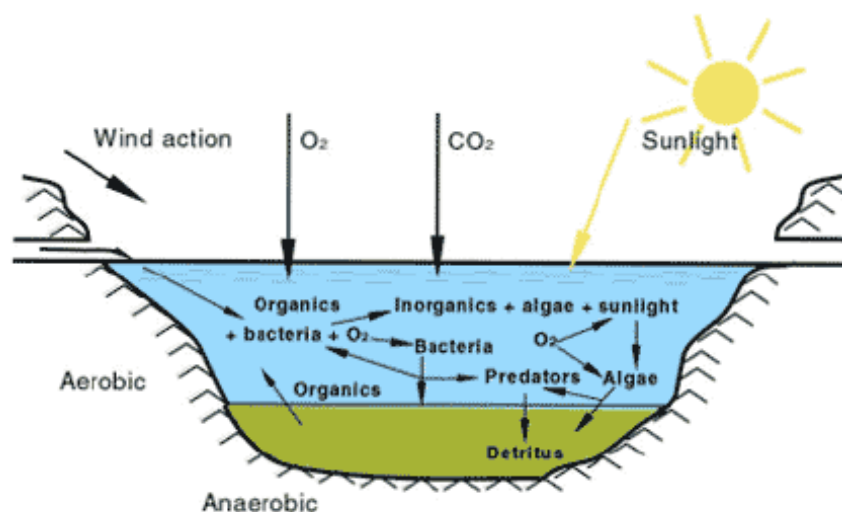
آماس به شرایطی گفته می شود که انبوهی از میکروارگانیسم های رشته ای در محلول امیخته لجن فعال وجود داشته باشد. میکروارگانیسم های رشته ای در تعداد زیاد منجر به تولید لخته های بیولوژیکی بسیار بزرگ می شود. این لخته ها به خوبی ته نشین نشده و در فرایند ته نشینی اختلال ایجاد می نماید. میکروارگانیسم های رشته ای شامل انواع باکتریها رشته ای، اکتینومیست ها و قارچ ها می شود. شرایط مطلوب برای رشد رشته ای ها بسیار زیاد است و در هر تصفیه خانه تغییر می نماید. کنترل ارگانیسم های رشته ای به روشهای مختلفی از جمله افزودن کلر یا هیدروژن پراکساید به لجن فعال برگشتی، تغییر غلظت اکسیژن محلول در مخزن هوادهی، تغییر نقاط افزودن فاضلاب به مخزن هوادهی به منظور افزایش نسبت f/m ، افزودن مواد مغذی اصلی (نیتروژن و فسفر)، افزودن مواد مغذی نادر و یا عوامل رشد به انجام رسد. اخیراً استفاده از انتخاب کننده ها نیز در کنترل ارگانیسم های رشته ای موثر شناخته شده است. انتخاب کننده حوضچه ای بی هوازی است که لجن فعال برگشتی را برای مدتی در آن نگهداری می نمایند. تجارب عملی نشان داده اند که ته نشینی در محلول آمیخته فرایندهای جریان

قابلی لجن فعال بهتر از محلول فرایندهای با اختلاط کامل انجام می شود و اغلب ارگانیزم های رشته ای کمتری دارد.

۱۰-۳-۱-۲ تالابهای هوادهی شده

این تالابها گونه تکمیل شده برکه های تثبیت اختیاری هستند که در آنها برای جلوگیری از بوی زیاد تولیدی به دلیل بار آلی زیاد از هوادهی سطحی استفاده می شود. این فرایند در حقیقت فرایند لجن فعال بدون بازگشت لجن و با زمان ماند میکروبی بالا می باشد.

فرایندهای میکروبیولوژی تالاب های هوادهی شده تقریباً همانند سیستم لجن فعال می باشد. در سیستم های تالاب های هوادهی شده به دلیل سطح زیاد، آثار دمایی مشهود تری از سیستم های صنعتی لجن فعال دارا می باشد. در این سیستم ها فرایند نیتریفیکاسون نیز قابل انجام است. موارد زیر می تواند بر روی فرایند نیتریفیکاسیون موثر باشد: (۱) دمای فاضلاب ورودی و (۲) شرایط طراحی و بهره برداری. عموماً دمای بالاتر و بارگذاری آلی کمتر و زمان بیشتر ماندگاری لجن میزان فرایند نیتریفیکاسیون را افزایش می دهد.



نمایی از یک لاگون تصفیه فاضلاب

این راکتور یک راکتور ناپیوسته تغذیه و تخلیه می باشد. فرایندهای دخیل در SBR مشابه فرایند لجن فعال می باشند و در هر دو، هوادهی و ته نشینی انجام می شود. اما یک تفاوت مهم بین این دو سیستم وجود دارد. در فرایندهای لجن فعال متعارف کلیه فرایندهای تصفیه در مخازن جداگانه و بطور هم زمان انجام میگردد در حالی که در عملیات SBR کلیه فرایندها در یک مخزن و بطور متداول و متوالی انجام میگردد.

فرایندهای SBR در پنج مرحله انجام می شود:

۱- تغذیه

۲- واکنش (هوادهی)

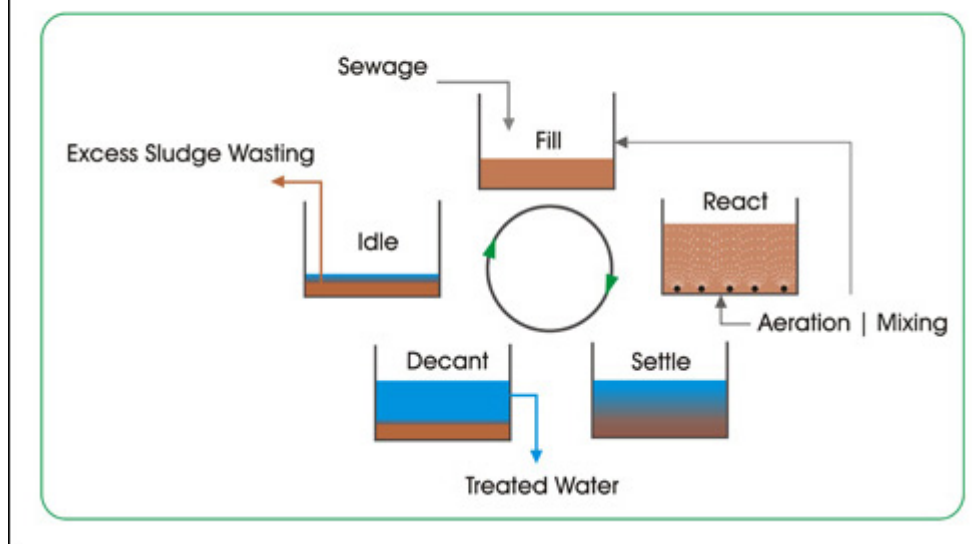
۳- ته نشینی

۴- تخلیه

۵- سکون

این مراحل در تصویر زیر نمایش داده شده است.

SBR Operating Principle



شماتیک فرایند SBR

۱۰-۳-۱-۳-۱ مرحله تغذیه در راکتور SBR

هدف از عملیات تغذیه وارد کردن فاضلاب خام به اکتور می باشد. فرایند تغذیه نوعاً امکان بالا آمدن سطح فاضلاب از ۰/۲۵ ظرفیت راکتور (در پایان مرحله سکون) به ۱۰۰٪ ظرفیت را فراهم می کند. حدوداً ۲۵٪ زمان کامل چرخه تصفیه فاضلاب در سیستم SBR را فرایند تغذیه تشکیل می دهد.

۱۰-۳-۳-۱-۲ مرحله واکنش در فرایند SBR

هدف از این بخش تماس میکروارگانیسم ها با مواد آلی موجود در فاضلاب بوده و در این بخش هوادهی سیستم و اختلاط کامل آن انجام می شود. بطور معمول ۰/۳۵ زمان کل عملیات SBR را مرحله واکنش تشکیل میدهد.

هدف از این مرحله جداسازی مواد جامد (میکروارگانسیم ها) و تولید مایع زلال می باشد، بطور معمول این فرایند در سیستم SBR بسیار کار آمدتر از سیستم لجن فعال متعارف با جریان پیوسته می باشد زیرا محتویات راکتور در زمان ته نشینی به دلیل عدم وجود جریان ورودی کاملاً بی حرکت می باشد.

۱۰-۳-۲-۳-۴ مرحله تخلیه در فرایند SBR

هدف از فرایند تخلیه خارج کردن آب زلال راکتور می باشد. زمان ویژه تخلیه می تواند بین ۵ تا ۳۰ درصد کل زمان عملیات SBR باشد.

۱۰-۳-۱-۳-۵ مرحله سکون در فرایند SBR

در این مرحله با رهاسازی لجن باقی مانده در راکتور برای مدت زمان کافی به تقویت کافی میکروارگانسیم ها کمک می شود. البته این مرحله ضروری نیست و می توان آن را حذف نمود. بطور معمول فرایند دورریزی لجن در مرحله های ته نشینی یا سکون رخ می دهد. از آنجا که هر دو مرحله ته نشینی و هوادهی در یک راکتور انجام می شود هیچ لجنی در این فرایند از دست نمی رود. لذا نیازی به سیستم ته نشینی مجزا و بازگشت لجن نیز نمی باشد. تقریباً تمام انواع فاضلابهایی را که با کمک سیستم لجن فعال قابل تصفیه هستند می توان با SBR نیز تصفیه نمود.

۱۰-۳-۱-۴ هضم هوازی

یکی از روشهای تصفیه لجن های حاصل از فرایندهای بیولوژیکی هضم هوازی می باشد. در فرایند هضم هوازی می توان برای تصفیه لجن های زیر استفاده نمود:

۱- لجن دور ریز سیستم لجن فعال

۳- لجن حاصل از سیستم های تصفیه اولیه (ته نشینی اولیه).

۴- مخلوطی از لجن دور ریز سیستم های صافی چکنده، لجن فعال و ته نشینی اولیه

توصیه شده است که فرایند هضم لجن اولیه و ثانویه در راکتورهای متفاوت و جداگانه انجام پذیرد. زیرا لجن اولیه حاوی مواد آلی غیر زنده و لجن ثانویه حاوی هزاران میکروارگانیسم زنده می باشد.

در سیستم هضم هوازی می توان از هوا و یا اکسیژن خالص استفاده نمود. همچنین می توان با افزایش دما فرایند هضم را تشدید نمود. در فرایند هضم هوازی لجن را به کمک روشهای مختلف هوادهی می کنند. لذا میکروارگانیسم ها با وجود هوا و عدم وجود مواد آلی محلول در لجن وارد مرحله خود خوری شده و لجن آرام، آرام تصفیه و تثبیت خواهد شد. این سیستم را می توان به صورت پیوسته و یا ناپیوسته به کار گرفت. هضم گرماخواه با کمک باکتریهای ترموفیلیک (گرمادوست) انجام گرفته و باعث کوتاه شدن زمان هضم می گردد. این فرایند در دمای ما بین ۲۲ الی ۵۰ درجه سانتی گراد بالاتر از دمای محیط انجام می شود. زمان هضم هوازی در روش هضم گرماخواه بسیار کوتاه تر از روش معمول بوده و در ۳ الی ۴ روز به اتمام می رسد. راکتورهای هضم هوازی را می توان راکتورهای جریان بی نظم بدون بازگردش لجن تلقی نمود.

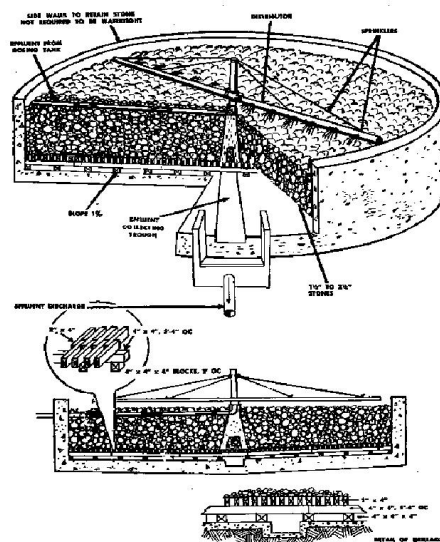
۱۰-۳-۲ فرایندهای تصفیه هوازی رشد چسبیده

۱۰-۳-۱ صافی چکنده

اولین صافی چکنده در سال ۱۸۹۳ و در کشور انگلستان به کار گرفته شد. صافی چکنده از یک بستر متخلخل تشکیل یافته که میکروارگانیسم ها به بستر متخلخل می چسبند و فاضلاب از میان آنها می

چکد. دلیل نامگذاری این سیستم نیز همین است محیط پر کننده این دو نوع سیستم تصفیه می تواند قلوه سنگ و یا قطعات پلاستیکی باشد. اندازه قطر سنگ های به کار گرفته شده به صافی چکنده ۲۵ الی ۱۰۰ میلی متر می باشد.

در صافی های چکنده پر شده از سنگ عمق صافی چکنده بین ۰/۹ الی ۲/۵ متر می باشد ولی بطور معمول عمق سنگها ۱/۸ متر میباشد. استفاده از عمق های بیشتر به دلیل سنگینی زیاد محتوای بستر و نیاز به دیواره های محکم تر غیر اقتصادی می باشد. صافی های چکنده که در آنها از مواد پر کننده پلاستیکی استفاده شده را می توان تا اعماق ۴ الی ۱۲ متر ساخت. در تصویر زیر نمایی از یک صافی چکنده نمایش داده شده است.





نمایی از یک صافی چکنده بزرگ