

## تحلیل و واکاوی فرآیند لجن فعال بعنوان متداولترین سیستم‌های رشد معلق در تصفیه فاضلاب

مریم احمدی<sup>۱</sup>، شیوا حسن زاده گان<sup>۲</sup>

<sup>۱</sup> کارشناسی ارشد مهندسی عمران- مهندسی محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران  
<sup>۲</sup> کارشناسی ارشد مهندسی طراحی محیط زیست- دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات، تهران، ایران

### چکیده:

هدف اصلی تصفیه فاضلاب بوسیله فرآیند واحد بیولوژیکی، حذف موادآلی محلول یا کلوئیدی موجود در فاضلاب به محصولات دیگر توسط میکروارگانیسم‌ها و یا کاهش مواد مغذی<sup>۱</sup> (نیتروژن و فسفر)، فلزات سنگین و ... می‌باشد. فرآیند لجن فعال مهمترین فرآیند واحد بیولوژیکی می‌باشد که عموماً برای تصفیه خانه‌های بزرگ و متوسط بکار گرفته می‌شود. با توجه به اهمیت موضوع هدف این مقاله تحلیل و واکاوی فرآیند لجن فعال به عنوان متداول ترین سیستم‌های رشد معلق در تصفیه فاضلاب است. به منظور تحقق هدف تحقیق از روش کتابخانه ای و ابزار فیش برداری استفاده شد. در این مقاله فرآیند لجن فعال، تجزیه بیولوژیکی در فرآیند هوازی، انواع سیستم‌های هوازی، رژیم اختلاط، فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل، متغیرهای فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل، متغیرهای اصلی فرآیند لجن فعال، درجه حرارت، نسبت لجن برگشتی و نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون مورد بررسی قرار گرفت. بررسی‌ها نشان داد؛ در گذشته طراحی فرآیند لجن فعال بر پایه متغیرهای تجربی که از نمونه‌های ساخته شده واقعی بدست می‌آمد، انجام می‌گرفت و لیکن در حال حاضر طراحی بر پایه روابط سینتیک بیولوژیکی حاکم بر فرآیند تصفیه می‌باشد. این روابط سرعت رشد بیولوژیکی و مصرف موادآلی را بوسیله ضرایب سینتیک بیولوژیکی و نسبت غذا به میکرو ارگانیسم، عمر لجن و غیره بیان می‌کند. فرآیند USBF یک فرآیند سیستم لجن فعال متعارف می‌باشد که با یک منطقه غیر هوازی و یک زلال‌ساز ترکیب شده و در یک بیوراکتور قرار داده شده‌اند. این فرآیند یک سیستم کارآمد جهت تصفیه انواع فاضلابهای مسکونی، بهداشتی، صنعتی، صنایع غذایی و کشاورزی می‌باشد.

**کلید واژه‌ها:** تصفیه فاضلاب، لجن فعال، تجزیه بیولوژیکی، سیستم‌های هوازی، اختلاط کامل

**۱- مقدمه**

هدف اصلی تصفیه فاضلاب بوسیله فرآیند واحد بیولوژیکی، حذف مواد آلی محلول یا کلوئیدی موجود در فاضلاب به محصولات دیگر توسط میکروارگانیسم‌ها و یا کاهش مواد مغذی<sup>۲</sup> (نیتروژن و فسفر)، فلزات سنگین و ... می‌باشد.

این فرآیند واحد بیولوژیکی مشابه واکنش‌های بیولوژیکی است که در آب‌های پذیرنده بطور طبیعی اتفاق می‌افتد (البته در صورتی که، آب‌های پذیرنده ظرفیت و قدرت پاک‌سازی محیط را از مواد آلی داشته باشد). سیستم‌های بیولوژیکی از نظر محیط بیوشیمیایی به سه دسته اصلی سیستم‌های هوازی، سیستم‌های بی‌هوازی و ترکیبی (هوازی - بی‌هوازی) تقسیم می‌شوند.

سیستم‌های بیولوژیکی سیستم‌های زنده‌ای هستند که متکی بر جمعیت میکروبی می‌باشند و هدف یک سیستم تصفیه بیولوژیکی فراهم نمودن امکانات رشد هر چه بیشتر این میکروارگانیسم‌ها است که بتوانند هرچه سریعتر و کاملتر مواد آلی را از فاضلاب جدا نمایند (آیتی، ۱۳۸۳).

فرآیند بیولوژیکی تصفیه فاضلاب در صورتی تحقق می‌یابد که موارد ذیل فراهم گردند: جمعیت مخلوطی از میکروارگانیسم‌های فعال شده موجود باشد، تماس کافی بین میکروارگانیسم‌ها و مواد آلاینده فاضلاب موجود باشد، اکسیژن کافی (در صورت هوازی بودن فرآیند) فراهم گردد، سایر مواد مغذی در دسترس باشد و شرایط محیطی مطلوب از جمله؛ درجه حرارت، pH و زمان تماس مناسب برقرار باشند (ویلیام وسلی، ۱۳۸۰).

فرآیند بیولوژیکی رشد معلق به سیستم‌هایی اطلاق می‌گردد که در آن میکروارگانیسم‌ها بصورت معلق در فاضلاب نگه داشته می‌شوند. یکی از متداولترین سیستم‌های رشد معلق در تصفیه فاضلاب، فرآیند لجن فعال<sup>۳</sup> می‌باشد. فرآیند لجن فعال مهمترین فرآیند واحد بیولوژیکی می‌باشد که عموماً برای تصفیه خانه‌های بزرگ و متوسط بکار گرفته می‌شود.

با توجه به اهمیت موضوع، مقاله حاضر درصدد تحلیل و واکاوی فرآیند لجن فعال به عنوان متداولترین سیستم‌های رشد معلق در تصفیه فاضلاب است.

**۲- فرآیند لجن فعال**

فرآیند لجن فعال، سیستم محیط کشت معلق است که از اوایل قرن بیستم مورد استفاده قرار گرفته است. دلیل نامیدن این فرآیند به لجن فعال از این حقیقت سرچشمه می‌گیرد که لجن ته‌نشین شده محتوی میکروارگانیسم‌های زنده یا فعال، برای افزایش بیومس موجود و تسریع واکنش‌ها، واگردانی می‌شود. در فرآیند لجن فعال، جمعیت متنوعی از میکروارگانیسم‌های هوازی بکار گرفته می‌شوند تا مواد آلی فاضلاب را بعنوان سوپستره مصرف نموده و آنها را از طریق تنفس و ساخت سلول‌های میکروبی حذف نماید. همزمان با رشد میکروارگانیسم‌ها توسط به هم زنی هواده‌ها، میکروارگانیسم‌های منفرد به هم متصل شده ولخته‌های جرم میکروبی فعال را تشکیل می‌دهند.

واحدهای اصلی سیستم شامل یک راکتور بیولوژیکی به همراه منبع تأمین اکسیژن (حوض هواده‌ی)، یک جداکننده جامد-مایع و پمپ‌های برگشت لجن می‌باشد.

جریان فاضلاب ورودی بلافاصله قبل از ورود به راکتور بیولوژیکی یا بلافاصله پس از ورود با جریان لجن فعال برگشتی مخلوط می‌شود. مخلوط لجن فعال - فاضلاب، مایع مخلوط<sup>۴</sup> نامیده می‌شود.

پس از ورود به راکتور، لجن فعال، مواد جامد آلی معلق فاضلاب را به سرعت جذب سطحی می‌نماید که این پریود ۲۰ تا ۴۵ دقیقه طول می‌کشد (ویلیام وسلی، ۱۳۸۰).

- 
2. Nutrient
  3. Activated Sludge
  4. Mixed Liquor

پس از جذب سطحی، جامدات آلی جذب شده بصورت محلول درآمده و در مدت حرکت مایع مخلوط در طول استخر، اکسیداسیون بیولوژیکی می‌شوند. در مقابل، مواد آلی محلول معمولاً در ورودی استخر با حداکثر سرعت جذب می‌شوند (هم جذب سطحی و هم جذب عمقی).

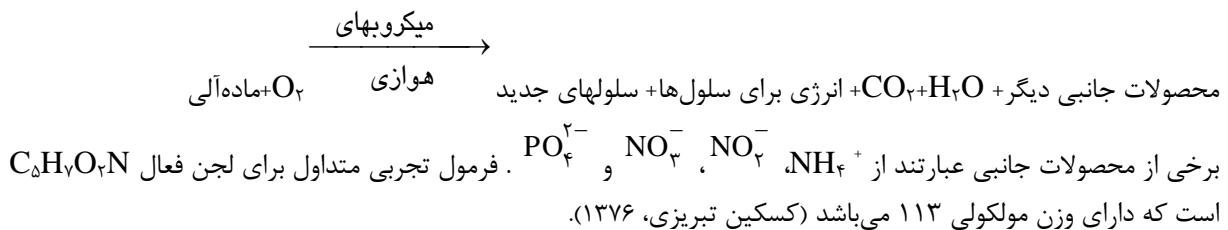
نرخ جذب<sup>۵</sup> به تدریج با حرکت مایع مخلوط در استخر کاهش می‌یابد. تأمین اکسیژن برای استخر هوادهی به دو منظور انجام می‌شود: تأمین اکسیژن برای بیواکسیداسیون هوازی و تأمین اختلاط کافی برای تماس مناسب لجن فعال و مواد آلی فاضلاب. در انتها الیه پایین دست راکتور، مواد آلی که بصورت سطحی<sup>۶</sup> و عمقی<sup>۷</sup> جذب شده‌اند، اکسید بیولوژیکی شده و مایع مخلوط به جدا کننده جامد - مایع (زلال‌ساز) جریان می‌یابد. در آنجا جامدات بیولوژیکی فعال در کف ته‌نشین شده و فاضلاب تصفیه و جداسازی شده از سرریزهای اطراف، وارد کانالهای خروجی می‌شود. لجن فعال توسط پمپ‌های برگشت از کف زلال‌ساز پمپ می‌شود و لجن فعال برگشتی با فاضلاب ورودی مخلوط می‌شود.

غلظت مطلوب مواد جامد معلق مایع مخلوط<sup>۸</sup> حوض واکنش، از طریق برگشت میزان مشخص از لجن فعال ته‌نشین شده در زلال‌ساز در حد ثابتی نگه‌داشته می‌شود. نسبت برگشت به غلظت مواد جامد معلق مایع مخلوط و غلظت لجن فعال در جریان برگشتی بستگی دارد.

از آنجا که در اکسیداسیون بیولوژیکی، ماده غذایی (سوبستره) برای تنفس و ساخت سلولهای میکروبی جدید مصرف می‌شود، تولید خالص سلول (لجن فعال مازاد) باید از سیستم خارج شود تا غلظت ثابتی از جامدات معلق مایع مخلوط در راکتور حفظ شود.

روش های مختلفی از فرآیند لجن فعال وجود دارند. تفاوت این روش ها در نحوه اختلاط و الگوی جریان فاضلاب در حوضچه هوادهی و شیوه اختلاط لجن برگشتی با فاضلاب ورودی به حوضچه هوادهی می‌باشد.

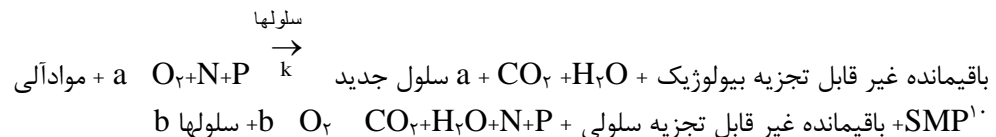
عبارت فعال<sup>۹</sup> از خصوصیات جذبی جامدات بیولوژیکی نشأت می‌گیرد. در انتها الیه راکتور، لجن فعال در شرایطی با فقر سوبستره قرار دارد و مواد آلی جذب شده خود را مصرف نموده است، در نتیجه ظرفیت جذب نسبتاً بالایی را برای جذب مواد آلی معلق و محلول دارد. در ناحیه ورودی راکتور، لجن بیشتر ظرفیت جذب خود را مصرف کرده و تا زمانی که مواد آلی جذب شده را اکسید نکند مجدداً فعال نخواهد شد. معادله بیوشیمیایی ساده شده برای مصرف مواد آلی بعنوان سوبستره برای تنفس و ساخت سلول در داخل فرایند لجن فعال عبارت است از (کسکین تبریزی، ۱۳۷۶):



### ۳- تجزیه بیولوژیکی در فرآیند هوایی

هنگام حذف ماده آلی توسط میکروارگانیسم‌های هوایی از فاضلاب دو پدیده عمده روی می‌دهد: ۱- اکسیژن توسط ارگانیسم‌ها برای انرژی مصرف می‌شود و توده سلولی جدید بوجود می‌آید. ۲- ارگانیسم در داخل توده سلولی تحت اتو اکسیداسیون فراینده‌ای قرار می‌گیرد. این واکنش‌ها را می‌توان با معادلات زیر تشریح کرد (ویلیام وسلی، ۱۳۸۰):

5. Sorption
6. Adsorb
7. deep
8. Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS)
9. Activated



در معادله قبل،  $k$  ثابت سرعت بوده و تابعی از تجزیه پذیری بیولوژیکی ماده آلی یا مخلوط مواد آلی فاضلاب است. ضریب  $a$  بخشی از مواد آلی حذف شده است که برای تولید انرژی به محصولات نهایی اکسید می شود و ضریب  $a$  بخشی از مواد آلی حذف شده است که به توده سلولی جدید تبدیل می شود. ضریب  $b$  جزء توده بیولوژیکی قابل تجزیه اکسید شده در روز است و  $b$  اکسیژن لازم برای این اکسیداسیون می باشد.

بخش کوچکی از مواد آلی حذف شده در معادله بالا بصورت فرآورده های جانبی باقی می ماند که به صورت  $^{11}\text{TOC}$  یا  $^{12}\text{COD}$  (نه بصورت  $^{13}\text{BOD}$ ) می شوند و بعنوان فرآورده های میکروبی محلول  $\text{SMP}$  توصیف می شوند (ویلیام وسلی، ۱۳۸۰).

صرفنظر از  $\text{SMP}$ ، تمام مواد آلی حذف شده یا اکسید می شوند یا به محصولات نهایی  $\text{CO}_2$  و  $\text{H}_2\text{O}$  اکسید شده یا به توده بیولوژیکی تبدیل می شوند بنابراین (ویلیام وسلی، ۱۳۸۰):

$$a_{\text{COD}} + a'_{\text{COD}} \cong 1$$

حذف  $\text{BOD}$  توسط لجن بیولوژیکی از فاضلاب می تواند در دو فاز مورد توجه قرار گیرد. حذف اولیه  $\text{BOD}$  معلق، کلوئیدی و محلول که با حذف آهسته  $\text{BOD}$  محلول باقیمانده دنبال می شود. حذف اولیه  $\text{BOD}$  بسته به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی ماده آلی، توسط یک یا چند مکانیسم به انجام می رسد این مکانیسم ها عبارتند از: ۱- حذف ماده آلی از طریق محصور شدن آن در لخته بیولوژیکی. این حذف سریع بوده و به اختلاط کافی فاضلاب با لجن بستگی دارد. ۲- حذف ماده کلوئیدی از طریق جذب سطحی فیزیکو شیمیایی بر روی لخته بیولوژیکی. ۳- جذب بیولوژیکی ماده آلی محلول توسط میکروارگانیسم ها. میزان حذف سریع  $\text{BOD}$  محلول با غلظت لجن موجود، عمر لجن و ویژگی های شیمیایی ماده آلی محلول نسبت مستقیم دارد.

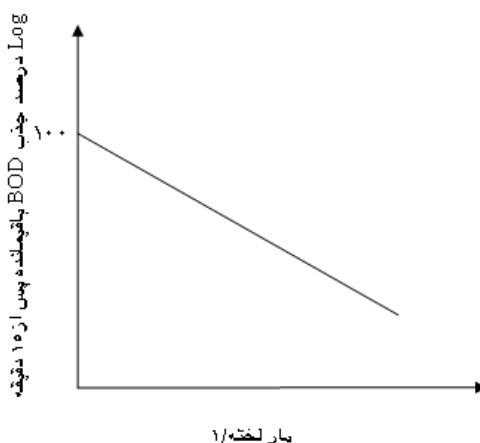
پدیده جذب بیولوژیکی در زمان تماس ۱۰ تا ۱۵ دقیقه به بار لخته میکروبی بستگی دارد (ویلیام وسلی، ۱۳۸۰):

$$\text{بار لخته} = \frac{\text{میلی گرم BOD بکاررفته}}{\text{گرم VSS بیولوژیکی}}$$

$\text{VSS}$ : جامدات معلق فرار

رابطه بین بار لخته و حذف ماده آلی توسط جذب بیولوژیکی در شکل ۱- نشان داده شده است (ویلیام وسلی، ۱۳۸۰).

10. Soluble Microbial Product
11. Total Organic Carbon
12. Chemical Oxygen Demand
13. Biochemical Oxygen Demand



شکل ۱- رابطه بین بار لخته و حذف ماده آلی توسط جذب بیولوژیکی

این سه مکانیسم بلافاصله با تماس توده بیولوژیکی و فاضلاب شروع می‌شوند. مواد کلوئیدی و معلق باید بطور مداوم به مولکولهای کوچکتر شکسته شوند تا بتوانند برای اکسیداسیون و سنتز در دسترس سلولها قرار گیرند. زمان لازم برای این کار در درون یک سیستم خو گرفته، عمدتاً به خصوصیات ماده آلی و غلظت لجن فعال بستگی دارد. در مخلوط فاضلاب کمپلکس و در غلظت‌های بالای BOD، سرعت سنتز مستقل از غلظت بوده و در نتیجه سرعت ثابت و حداکثر رشد سلولی وجود دارد. با ادامه هوادهی، ترکیباتی که سریعتر حذف می‌شوند، به اتمام رسیده و سرعت رشد با کاهش غلظت BOD باقیمانده در محلول کاهش خواهد یافت.

این امر باعث کاهش توده سلولی شده و کربن سلولی با کاهش متناظری در نیتروژن سلولی همراهی می‌شود. این پدیده توسط Gaudy, Englebrecht, Mckinney, Mcwhorter, Heukelekian و به اثبات رسیده است (ویلیام و سلی، ۱۳۸۰). مصرف اکسیژن تا تمام شدن BOD جذب شده با حداکثر سرعت ادامه یافته و با کاهش سرعت حذف BOD کاهش می‌یابد. در فاضلاب های حاوی مواد معلق و کلوئیدی، نرخ درون بری اکسیژن، نشانگر سرعت بصورت محلول در آمدن و سپس سنتز شدن BOD کلوئیدی و معلق می‌باشد.

#### ۴- انواع سیستم‌های هوازی

بسته به انرژی ورودی در واحد حجم سیستم و ترتیب برگشت لجن، جامدات در سیستم یا ته نشین می‌شوند یا با جریان فاضلاب خارج می‌شوند یا این که در سیستم تجمع می‌یابند. بنابراین بسته به روشی که جامدات کنترل می‌شوند سه نوع متمایز از سیستم‌های هوازی وجود دارد:

۴-۱- سیستم هوادهی اختیاری: در سیستم‌های هوادهی اختیاری، انرژی ورودی در واحد حجم تنها برای انتشار مقدار اکسیژن لازم در مایع کافی است اما برای نگهداری همه جامدات بصورت معلق کافی نیست در نتیجه مقادیری از جامدات معلق که وارد سیستم شده‌اند و بعضی از جامدات که در نتیجه حذف مواد آلی در سیستم تولید شده‌اند تمایل به ته‌نشینی دارند و در کف تحت تأثیر تجزیه بی‌هوازی قرار می‌گیرند. بنابراین فعالیت در بخشی از این استخرها هوازی و در بخشی بی‌هوازی است و به همین دلیل نام اختیاری به آنها داده شده است. این استخرها دارای راندمان ۷۰-۹۰ درصد در حذف BOD از فاضلاب خانگی هستند (آرسی والا، ۱۳۷۲).

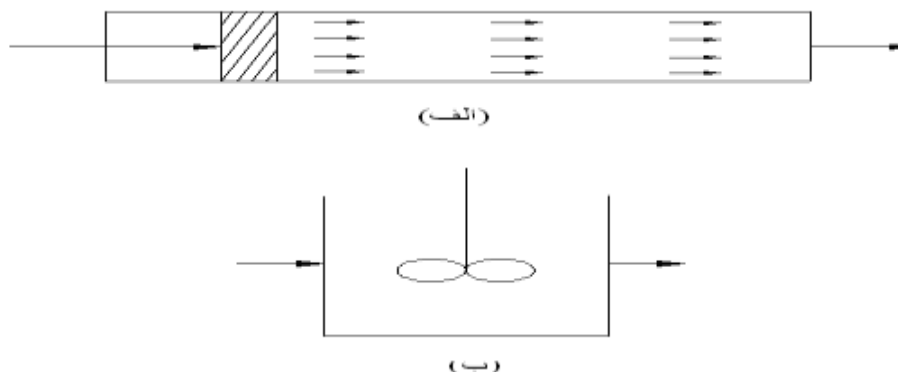
۴-۲- سیستم هوازی بدون برگشت لجن: سیستم هوازی بدون برگشت لجن، سیستم‌هایی هستند که در آنها انرژی ورودی در واحد حجم به اندازه کافی بالاست و نه تنها برای انتشار اکسیژن کافی در مایع، بلکه برای نگهداری همه جامدات بصورت معلق مانند سیستم لجن فعال کافی است و در آنها هیچگونه ته‌نشینی جامدات رخ نمی‌دهد. در این سیستم، فاضلاب همراه با جامدات سیستم را ترک می‌کند. بنابراین راندمان حذف BOD در این سیستم‌ها خیلی بالا نیست (در حدود ۵۰ تا ۶۰ درصد (آرسی والا، ۱۳۷۲)) زیرا جامدات زیادی در پساب وجود دارند. در صورتیکه حذف BOD و جامدات بالاتر مطلوب باشد تصفیه اضافی لازم است.

۴-۳- سیستم هوازی با برگشت لجن: سیستم هوازی با برگشت جامدات مانند لجن فعال می‌باشد که در این سیستم‌ها میزان انرژی ورودی در واحد حجم به اندازه کافی است و قادر است اکسیژن لازم را تأمین نموده و همه جامدات را بصورت معلق نگه دارد. اما غلظت جامدات در استخر نسبتاً بالاست چون سیستم به گونه‌ای طراحی می‌شود که از خروج جامدات همراه با پساب جلوگیری می‌شود. این عمل با استفاده از سیستم ته‌نشینی جامدات و برگشت آنها صورت می‌گیرد. راندمان حذف BOD در این روش حدود ۸۰-۹۵ درصد می‌باشد (آرسی والا، ۱۳۷۲).

#### ۵- رژیم اختلاط

همه حوضچه‌ها و استخرها که برای تصفیه فاضلاب مورد استفاده قرار می‌گیرند را می‌توان به عنوان یک راکتور در نظر گرفت که الگوهای جریان به شرایط اختلاط در آنها بستگی دارد و اختلاط خود به شکل راکتور، انرژی ورودی در واحد حجم، اندازه و مقیاس واحد و سایر عوامل بستگی دارد. الگوهای جریان- زمان در معرض بودن تصفیه و توزیع ماده‌آلی در راکتورها را تحت تأثیر قرار می‌دهد.

یکی از اساسی‌ترین عوامل طراحی فرآیند لجن فعال، انتخاب نوع راکتور یا همان حوضچه هوادهی می‌باشد. عموماً دو نوع اصلی از رژیم‌های اختلاط در فرآیند لجن فعال مورد استفاده قرار می‌گیرد. نوع اول جریان نهرگونه<sup>۴</sup> است که در آن هر المان طولی از مایع مخلوط با المان دیگر مخلوط نمی‌گردد و جریان فاضلاب بصورت نهرگونه با طول زیاد در راکتور حرکت می‌کند. نوع دوم جریان اختلاط کامل<sup>۵</sup> می‌باشد. جریان با اختلاط کامل ایده‌آل جریانی است که همه اجزاء وارد شونده بطور کامل و و آبی در راکتور پراکنده می‌شوند به گونه‌ای که تمام محتویات در همه نقاط راکتور بخوبی بهم زده شده و یکنواخت و همگن می‌باشد. بطوریکه غلظت خروجی از راکتور نظیر غلظتی است که در داخل راکتور وجود دارد. دو نوع مختلف از رژیم اختلاط در شکل ۲- نشان داده شده‌اند.

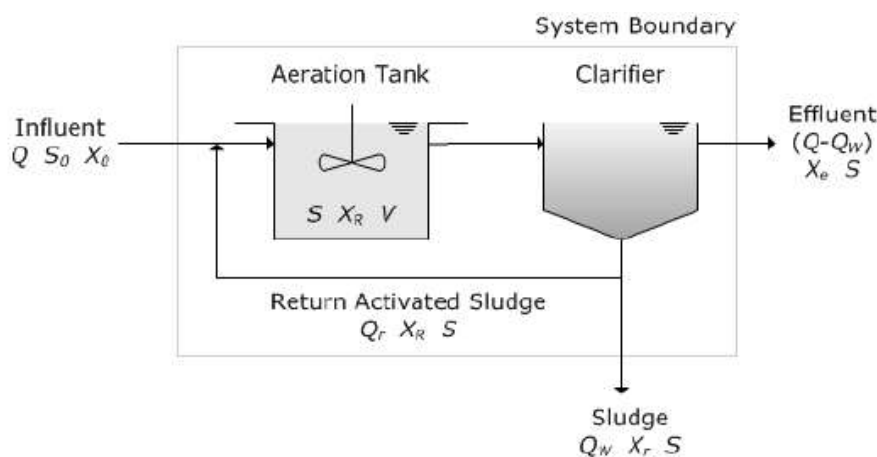


شکل ۲- انواع رژیم اختلاط (الف) جریان نهر گونه . (ب) جریان با اختلاط کامل

14. Plug Flow  
15. Completely Mixed

## ۶- فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل

مدل سینتیک بیولوژیکی فرآیند لجن فعال برای شرایط ماندگار و یکنواخت تعریف گردیده و بسط داده شده است. برای درک عمیق از این مدل و استفاده از آن در طراحی فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل نیاز به شناخت محدودیت‌های این مدل می‌باشد. شمای کلی جریان تصفیه در فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل در شکل ۳- نشان داده شده است.



شکل ۳- فرایند لجن فعال با اختلاط کامل

در این شکل:

$Q$ : بیانگر دبی جریان فاضلاب خام ورودی

$S$ : میزان بار آلودگی جریان فاضلاب ورودی

$V$ : حجم حوضچه هوادهی

$X_R$ : غلظت میکروبی یا میزان مخلوط مواد معلق فرار در حوضچه هوادهی

$Q_R$ : دبی جریان لجن برگشتی

$Q_W$ : دبی لجن اضافی

$X_e$ : غلظت جرم میکروبی در جریان خروجی از بخش ته‌نشینی می‌باشد.

لجن اضافی می‌تواند از دو طریق از سیستم خارج شود. روش اول دفع از مسیر لجن برگشتی و روش دوم دفع لجن اضافی از حوضچه هوادهی می‌باشد. اگرچه دفع لجن از مسیر لجن برگشتی از نظر تجاری معمول‌تر است و لیکن دفع لجن اضافی از حوضچه هوادهی مطلوب‌تر است. لذا مدل سینتیک بیولوژیکی بر اساس دفع لجن اضافی از حوضچه هوادهی پایه‌گذاری شده است.

روابط سینتیک فرآیند بیولوژیکی لجن فعال بر اساس فرضیات ذیل می‌باشد (قاسیم، ۱۹۸۵):

۱- اختلاط کامل در حوضچه هوادهی وجود دارد.

۲- غلظت مواد آلی در جریان فاضلاب خام ورودی ثابت است.

۳- جرم میکروبی در جریان فاضلاب خام ورودی قابل صرف‌نظر کردن است.

۴- هیچگونه فعل و انفعالات بیولوژیکی در حوضچه ته‌نشینی ثانویه رخ نمی‌دهد.

۵- لجن در حوضچه ته‌نشینی ثانویه تجمع نمی‌یابد و راندمان جداسازی مواد جامد از مایع قابل دستیابی است.

۶- کلیه مواد آلی قابل تجزیه بیولوژیکی بصورت محلول در فاضلاب می‌باشد.

۷- حالت یکنواخت<sup>۱۶</sup> بر تمام اجزاء سیستم حکمفرماست.

برای دستیابی به اختلاط کامل درون حوضچه هوادهی، نیاز به انتخاب صحیح شکل هندسی حوضچه، نحوه تغذیه حوضچه و تجهیزات هوادهی می‌باشد.

### ۷- متغیرهای فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل

طراحی فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل شامل بکارگیری متغیرهای متعددی است که می‌توان آن را به دو دسته اصلی تقسیم کرد:

۷-۱- **متغیرهای خاص فاضلاب یا سیستم:** همان گونه که از نام آن پیداست بستگی به نوع فاضلاب، شرایط محیطی و مشخصات محلی تصفیه‌خانه فاضلاب دارند و برای یک تصفیه‌خانه فاضلاب مقادیر ثابتی هستند. اهم متغیرهای خاص فاضلاب عبارتند از: دبی جریان فاضلاب ورودی (Q). میزان آلودگی آلی جریان فاضلاب ورودی ( $BOD_5$ ). میزان نیتروژن آمونیاکی جریان فاضلاب ورودی (TKN). میزان مواد معلق در جریان فاضلاب ورودی (SS). درجه حرارت هوا ( $T_a$ ) و درجه حرارت فاضلاب ورودی. pH جریان فاضلاب ورودی.

۷-۲- **متغیرهای فرآیند لجن فعال:** به طراحی فرآیند وابسته‌اند و شامل متغیرهایی مانند: میزان مخلوط مواد معلق در

حوض هوادهی (MLSS). زمان ماند سلولی (c). نسبت غذا به میکروارگانیسم‌ها  $\left(\frac{F}{M}\right)$ . میزان لجن تولیدی. زمان ماند هیدرولیکی حوضچه هوادهی (HRT). میزان اکسیژن مورد نیاز فرآیند ( $O_2$ ). میزان لجن برگشتی می‌باشد.

### ۸- متغیرهای اصلی فرآیند لجن فعال

از میان متغیرهای فرآیند لجن فعال دو متغیر اصلی c و MLSS نقش تعیین کننده‌ای بر سایر متغیرهای فرآیند دارد و عبارت دیگر کلیه متغیرهای فرآیند به گونه‌ای تابعی از این دو متغیر مستقل هستند.

### ۸-۱- زمان ماند سلولی یا عمر لجن (c)

زمان ماند سلولی یا عمر لجن<sup>۱۷</sup> از مه‌ترین متغیرهای طراحی فرآیند لجن فعال می‌باشد که بر کلیه متغیرهای طراحی تأثیر می‌گذارد. سن لجن بطور متوسط، مدت زمانی که میکروارگانیسم‌ها تحت عمل هوادهی قرار دارند توصیف می‌شود (ویلیام و سلی، ۱۳۸۰). بسیاری از محققین و دانشمندان زمان ماند سلولی را بعنوان مبنای طراحی انتخاب کرده‌اند. زمان ماند سلولی در فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل بر روی راندمان فرآیند، میزان لجن تولیدی، اکسیژن مورد نیاز و قابلیت جداسازی جامد از مایع اثر می‌گذارد. بطور مثال مقدار پایین برای زمان ماند سلولی باعث پائین آمدن راندمان فرآیند می‌شود، از طرفی لجن تولیدی افزایش می‌یابد و متعاقباً حذف نیتروژن و فسفر افزایش خواهد یافت، اکسیژن مورد نیاز کاهش می‌یابد زیرا قسمت اعظم مواد آلی صرف تولید مثل می‌شود تا اکسید شدن. از سوی دیگر بعلت کوچک بودن مقدار c، جرم میکروبی حداکثر رشد را خواهد داشت که این مسئله باعث بروز مشکلاتی در واحد ته‌نشینی خواهد شد و کیفیت فاضلاب خروجی را کاهش می‌دهد. برعکس برای مقادیر حداکثر زمان ماند سلولی، راندمان فرآیند نسبتاً بالا می‌باشد، میزان لجن تولیدی حداقل است و در نتیجه حذف نیتروژن و فسفر حداقل می‌شود و اکسیژن مورد نیاز افزایش می‌یابد زیرا قسمت اعظم مواد آلی جهت اکسید

16. Steady-State

17. Sludge Age



کردن مصرف می‌شود تا برای تولید سلولهای جدید، با وجود اینکه زمان ماند سلولی در حد بالائی است امکان دارد لخته‌ها از هم جدا شوند و مشکلاتی را در واحد ته‌نشینی بوجود آورند و کیفیت فاضلاب خروجی کاهش یابد. در طراحی فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل زمان ماند سلولی  $C$  حالت فیزیولوژیکی اجتماع میکروبی را نشان می‌دهد زیرا نسبت عکس با سرعت رشد ویژه<sup>۱۸</sup> ( ) دارد. بسیاری از محققین و دانشمندان زمان ماند سلولی را بعنوان مبنای طراحی انتخاب کرده‌اند.

زمان ماند لجن با میزان لجن زاید کنترل می‌شود. این پارامتر معمولاً بر اساس حجم ناحیه هوادهی و غلظت MLVSS محاسبه می‌گردد چرا که سینتیک حذف BOD و نیتریفیکاسیون، حجم ناحیه هوادهی را کنترل می‌کند.

$$\theta_C = \frac{X_V t}{\Delta X_V}$$

در فرآیند لجن فعال سن لجن از رابطه زیر محاسبه می‌گردد:

که در آن:  $X_V$ : غلظت جامدات معلق فرآر در حوض هوادهی ( $\text{mg/L}$ )  
 $t$ : زمان ماند هیدرولیکی  $X_V$ : جامدات معلق فرآر دفع شده در روز بر حسب میلی‌گرم بر لیتر بر اساس دبی ورودی.

#### ۸-۲- میزان مواد معلق مایع مخلوط (MLSS)

از جمله پارامترهای دیگر طراحی فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل میزان مواد معلق مخلوط در حوضچه هوادهی می‌باشد. این متغیر نشان‌دهنده جرم میکروارگانیسم‌های موجود در سیستم است. اهمیت MLSS در تعیین دبی لجن بازگشتی از حوضچه ته‌نشینی با در نظر گرفتن غلظت لجن برگشتی می‌باشد. این پارامتر بر بار جرمی مواد معلق و نحوه ته‌نشینی مؤثر می‌باشد لذا نقش تعیین‌کننده‌ای در غلظت لجن فعال برگشتی برعهده دارد. بطور کلی کنترل فرآیند لجن فعال به وسیله ثابت نگاه‌داشتن زمان ماند سلولی (C) و میزان مخلوط مواد معلق مایع درون حوضچه (MLSS) انجام می‌گیرد. رابطه زیر این مطلب را به خوبی نشان می‌دهد:

$$\theta_C = \frac{V_a X}{Q_r X_r + Q_e X_e}$$

که در آن:  $C$ : زمان ماند سلولی؛  $V_a$ : حجم حوضچه هوادهی (متر مکعب)؛  $X$ : میزان مواد معلق در حوضچه هوادهی MLSS (میلی‌گرم بر لیتر)؛  $Q_r$ : دبی لجن فعال برگشتی (متر مکعب بر روز)؛  $X_r$ : میزان مخلوط مواد معلق در لجن برگشتی (میلی‌گرم بر لیتر)؛  $Q$ : دبی جریان فاضلاب ورودی به حوضچه هوادهی (متر مکعب بر روز)؛  $X_e$ : میزان مواد معلق در جریان خروجی از ته‌نشینی (میلی‌گرم بر لیتر).  
 در فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل میزان MLSS در محدوده ۲۵۰۰-۴۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر اختیار می‌شود (هوارد، ۲۰۰۳).

در حالیکه فرآیند USBF در غلظت‌های بالای MLSS عمل می‌نماید که باعث می‌گردد راندمان فیلتراسیون با بستر لجن بالا رفته و شرایطی ایجاد می‌گردد که تعداد سلولهای میکروبی که در جستجوی غذا- ماده‌آلی - هستند در فاضلاب افزایش یابد. با گرسنه نگه‌داشتن توده زنده، میکروارگانیسم‌ها در کمبود ماده غذایی به سراغ طیف گسترده‌تری از مواد غذایی می‌روند که این طیف گسترده می‌تواند شامل موادی باشد که در روشهای دیگر غیر قابل تجزیه بیولوژیکی تصور شوند. MLSS شامل کلیه مواد معلق داخل حوضچه می‌باشد که از این میان تنها درصدی بعنوان جرم میکروبی فعال در فرآیند تصفیه بکار گرفته می‌شود که به آن مواد معلق فرار مایع مخلوط، MLVSS گفته می‌شود. بر اساس تجربیات موجود نسبت MLVSS/MLSS معادل ۰/۸ توصیه می‌شود (کسکین تبریزی، ۱۳۷۶). میزان MLVSS مطلوب پیشنهادی برای فرآیند

مورد بررسی ۴۰۰۰-۶۰۰۰ میلی گرم بر لیتر می باشد که میزان MLVSS سیستم بطور میانگین ۵۰۰۰ میلی گرم بر لیتر نگه داشته شده است.

### ۸-۳- معیار بارگذاری غذا به میکروارگانیسم‌ها

نسبت غذا به میکروارگانیسم<sup>۱۹</sup> عموماً بعنوان شاخص بارگذاری آلی فرآیند لجن فعال بکار گرفته می‌شود و بصورت بار مواد غذایی آلی بر واحد جرم میکروبی در حوضچه هوادهی در واحد زمان تعریف می‌شود. نسبت  $(F/M)$  سرعت حذف ماده آلی را در واحد جامدات در سیستم نشان می‌دهد و می‌توان آن را از رابطه زیر محاسبه کرد:

$\frac{\Delta S}{\Delta t}$  : سرعت حذف سوپستره (جرم زمان) است.  $\bar{X}$  : جامدات بیولوژیکی فعال موجود در راکتور. واحدهای نسبت  $\frac{F}{M}$  عبارتند از:  $\frac{\text{جرم سوپستره}}{\text{جرم میکروبیها} \times \text{زمان}}$  یا  $\frac{\text{kgCOD}}{(\text{kgMLVSS}).\text{day}}$  یا  $\frac{\text{kgBOD}_5}{(\text{kgMLVSS}).\text{day}}$  است.

در مورد فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل مقدار  $\frac{\text{kgBOD}_5}{\text{MLVSS}.day}$  ۰/۱-۰/۶ قابل قبول است (تام دی و پل ای، ۱۳۷۹). نسبت  $\frac{F}{M}$  در فرآیند لجن فعال بر راندمان فرآیند، میزان لجن تولیدی، اکسیژن مورد نیاز و راندمان جدا سازی در بخش ته‌نشینی اثر می‌گذارد.

### ۸-۴- میزان لجن تولیدی

اکسیداسیون بیولوژیکی سوپستره آلی، تعداد مشخصی سلول بوجود می‌آورد. لجن تولیدی ناشی از اکسیداسیون بیولوژیکی یون آمونیوم به نیترات و اکسیداسیون بیولوژیکی جزء کربن موجود در فاضلاب می‌باشد. بر اساس مدل طراحی راکتور، معادلات متعددی جهت تخمین میزان لجن تولیدی موجود است:

(II) Monod Eq :

$$\theta_C = \frac{\bar{X}}{X_W}, X_W = \frac{\bar{X}}{\theta_C} \quad \text{(I) Eckenfelder and weston Eq:}$$

که در آنها:  $X_W$ : سلولهای تولید شده مازاد،

$S_r$ : سوپستره حذف شده، روز/جرم  $K_e$ : ثابت خودخوری، روز  $\times$  کل جرم سلول / جرم سلول  $\bar{X}$ : متوسط غلظت سلولی در راکتور بیولوژیکی، جرم  $Y$ : ضریب محصول دهی.

### ۸-۵- زمان ماند هیدرولیکی

زمان ماند هیدرولیکی<sup>۲۰</sup> نسبت بین حجم راکتور و دبی ورودی به راکتور می‌باشد که آنرا بصورت  $t = \frac{V}{Q}$  نشان می‌دهند. زمان ماند هیدرولیکی به خصوصیات فاضلاب و شرایط محیطی بستگی دارد که بسته به نوع فرآیند لجن فعال متفاوت است. در فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل این زمان بین ۳-۶ ساعت مورد قبول می‌باشد (تام دی و پل ای، ۱۳۷۹).

19. Food/Microorganism Rate

20. Hydraulic Retention Time

### ۸-۶- حداقل اکسیژن محلول

اکسیداسیون بیولوژیکی سوبستره برای تنفس و در اغلب موارد برای ساخت سلولی به مقداری اکسیژن نیاز دارد. اکسیژن برای تلاشی خودخوری توده سلولی و برای نیتریفیکاسیون نیز مورد نیاز است. اگر میکروارگانیسم‌های داخل حوضچه هوادهی به منبع قابل اطمینانی از اکسیژن دسترسی نداشته باشند، فرآیند از کار می‌افتد و در نتیجه کیفیت فاضلاب خروجی از حد مطلوب خارج می‌گردد. لذا مهندس طراح وظیفه دارد میزان اکسیژن مورد لزوم را بر اساس روابط سینتیک برآورد نماید و سیستم هوادهی را به گونه‌ای طراحی نماید که حداقل میزان اکسیژن محلول را در حوضچه هوادهی تأمین نماید.

### ۸-۷- میزان بارگذاری حجمی

میزان بارآلی ورودی به واحد حجم حوضچه هوادهی را بارگذاری حجمی فرآیند لجن فعال گویند. بر اساس مطالعات و تجربیات بدست آمده از تصفیه خانه‌های لجن فعال با اختلاط کامل محدوده قابل قبول بارگذاری آلی،  $\frac{\text{kgBOD}_5}{\text{day}}$   $\frac{0.8}{\text{m}^3}$  -  $\frac{0.2}{\text{m}^3}$  بر متر مکعب حوضچه هوادهی است (تام دی و پل ای، ۱۳۷۹).

### ۹- درجه حرارت

درجه حرارت از عوامل موثر و مهم در طراحی فرآیند لجن فعال می‌باشد، زیرا درجه حرارت بر فعالیت‌های اجتماع میکروبی و در نتیجه بر فرایند اثر می‌گذارد. با افزایش دما، حلالیت گازها، ویسکوزیته و تنش سطحی<sup>۲۱</sup> کاهش و حلالیت مواد شیمیایی و نفوذ<sup>۲۲</sup> افزایش می‌یابد. درجه حرارت فرآیند همچنین بر تجزیه ترکیباتی مانند سولفید هیدروژن، آمونیاک، اسیدهای چرب فرآر و حلالیت شیمیایی فاضلابهای پیچیده اثر می‌گذارد (آیتی، ۱۳۸۳).

بطور کلی میکروارگانیسم‌ها بر اساس فعالیت در درجه حرارت‌های مختلف به سه گروه سرما دوست<sup>۲۳</sup> در محدوده دمایی (C ۲۰-۰)، معتدل دوست یا مزوفیلیک<sup>۲۴</sup> در محدوده دمایی (C ۴۲-۲۰) و گرمادوست یا ترموفیلیک<sup>۲۵</sup> در محدوده دمایی (C ۷۵-۴۲) تقسیم می‌شوند (آیتی، ۱۳۸۳؛ نیکولیا و همکاران، ۲۰۰۰). سرعت واکنش‌های بیوشیمیایی درون سلولها با افزایش درجه حرارت تا رسیدن به درجه حرارت بهینه<sup>۲۶</sup> افزایش می‌یابد و لیکن افزایش بیش از درجه حرارت بهینه باعث کاهش سرعت واکنش‌ها بیوشیمیایی می‌گردد زیرا درجه حرارت‌های بالا باعث تخریب آنزیم‌ها می‌شود.

به دلایل اقتصادی و جغرافیایی اکثر فرآیندهای تصفیه بیولوژیکی هوازی در محدوده مزوفیلی راهبری می‌شوند. واکنش‌های بیوشیمیایی که برای حذف سوبستره و تلاشی خودخوری در متابولیسم میکروبی بکار می‌روند، واکنش‌های آنزیمی<sup>۲۷</sup> هستند. واکنش‌های کاتالیز شده توسط آنزیم‌ها وابسته به دما بوده و عموماً نرخ واکنش یا سرعت واکنش برای هر C ۱۰ افزایش دما (تا حدی که ساختار آنزیم‌ها متلاشی نشود) دو برابر می‌شود. در فرآیند لجن فعال، هم ثابت سرعت واکنش حذف سوبستره و هم ثابت سرعت تلاشی خود خوری به درجه حرارت بستگی دارند (تام دی و پل ای، ۱۳۷۹). رابطه بین ثابت سرعت واکنش برای مصرف سوبستره و درجه حرارت عبارتست از:

21. Surface Tension
22. Diffusion
23. Psychrophilic
24. Mesophilic
25. Thermophilic
26. Optimum
27. Enzyme-Catalyzed

که در آن:  $k_2 = k_1 \theta^{T_2 - T_1}$   $K_1$  و  $K_2$ : ثابت‌های سرعت واکنش در دماهای  $T_1$  و  $T_2$  (درجه سانتی‌گراد): ضریب تصحیح دما  $T_1$  و  $T_2$ : دمای مایع مخلوط بر حسب C برای  $K_1$  و  $K_2$  معمولاً در محدود ۱/۰۳ تا ۱/۰۹ می‌باشد (Eckenfelder). تغییرات به سبب تفاوت میان سیستم‌های گوناگون لجن فعال می‌باشد و این امر به فاضلاب خاص مورد نظریستگی دارد (هوارد، ۲۰۰۳؛ اکبر و خواجا، ۲۰۰۶).

#### ۱۰- نسبت لجن برگشتی

نسبت لجن برگشتی<sup>۲۸</sup> از متغیرهای کنترل کننده میزان جرم میکروبی داخل حوضچه هوادهی می‌باشد. غلظت مطلوب مواد جامد معلق مایع مخلوط (MLSS) حوض واکنش، از طریق برگشت میزان مشخصی از لجن فعال ته‌نشین شده در زلال‌ساز در حد ثابتی نگه داشته می‌شود. نسبت برگشت به غلظت MLSS مطلوب در حوض واکنش و غلظت لجن فعال در جریان برگشتی (شاخص دانسیته لجن)<sup>۲۹</sup> بستگی دارد. در فرآیند لجن فعال با اختلاط کامل این نسبت بین ۱/۵-۰/۲۵ در نظر گرفته می‌شود (تام دی و پل ای، ۱۳۷۹).

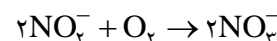
جریان لجن فعال برگشتی یا بصورت مستقیم در نزدیکی هواده‌ها به داخل راکتور تخلیه می‌شود بطوریکه به سرعت با حجم داخل راکتور مخلوط می‌شود که در اینصورت در به حداقل رساندن تأثیر شوک‌های سمی مواد موجود در فاضلاب ورودی کمک می‌کند یا با دبی ورودی به راکتور قبل از ورود به راکتور مخلوط خواهد شد که بدین ترتیب فاضلاب ورودی توسط جامدات بیولوژیکی فعال بارور می‌گردد. از آنجا که در اکسیداسیون بیولوژیکی، ماده غذایی برای تنفس و ساخت سلولهای میکروبی جدید مصرف می‌شود، تولید خالص سلول باید از سیستم خارج شود تا غلظت ثابتی از جامدات معلق مایع مخلوط در راکتور حفظ شود.

#### ۱۱- نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون

نیتریفیکاسیون<sup>۳۰</sup> اولین گام در جداسازی نیتروژن از پساب خروجی می‌باشد. چنانچه نیتریفیکاسیون در تصفیه خانه محقق نشود این عمل در آبهای پذیرنده بوقوع خواهد پیوست و بنابراین اکسیژن مورد نیاز مازادی بر رودخانه اعمال خواهد شد. نیتریفیکاسیون عبارت است از اکسیداسیون بیولوژیکی آمونیاک به نیترات که با تشکیل نیتريت در مرحله میانی همراه است. میکروارگانیسم‌های دخیل در فرآیند شامل گونه‌های اتوتروفیک نیتروزوموناس<sup>۳۱</sup> و نیتروباکتر<sup>۳۲</sup> هستند که واکنش را در دو مرحله به انجام می‌رسانند:



(نیتروزوموناس)



(نیتروباکتر)

$\frac{\text{mg MLVSS}}{\text{mg NH}_3 - \text{N}}$

برابر

۰/۲۹-۰/۰۵ و برای نیترو باکتر برابر

$\frac{\text{mg MLVSS}}{\text{mg NH}_3 - \text{N}}$

برابر

محصول‌دهی سلولی برای نیتروزوموناس برابر

۰/۰۸-۰/۰۲ گزارش شده است (ویلیام وسلی، ۱۳۸۰؛ وست، ۲۰۰۴).

- 28. Return Sludge
- 29. Sludge Density Index
- 30. Nitrification
- 31. Nitrosomonas
- 32. Nitrobacter

عموماً پذیرفته شده که سرعت واکنش بیوشیمیایی نیتروباکتر سریعتر از سرعت واکنش نیتروزوموناس است. بنابراین هیچگونه تجمع نیتریتی،  $\text{NO}_2^-$ ، در فرآیند وجود نداشته و نرخ رشد نیتروزوموناس، واکنش کلی تبدیل را کنترل خواهد نمود. بمنظور حفظ جمعیت ارگانیس‌های نیترات ساز در داخل محیط میکروبی مخلوط لجن فعال، حداقل سن لجن هوایی  $(C)_{\min}$  باید بیش از عکس نرخ رشد ویژه خالص نیترات سازها باشد (تام دی و پل ای، ۱۳۷۹):

$$(\theta_C)_{\min} \geq \frac{1}{\mu_{\text{NT}} - b_{\text{NT}}}$$

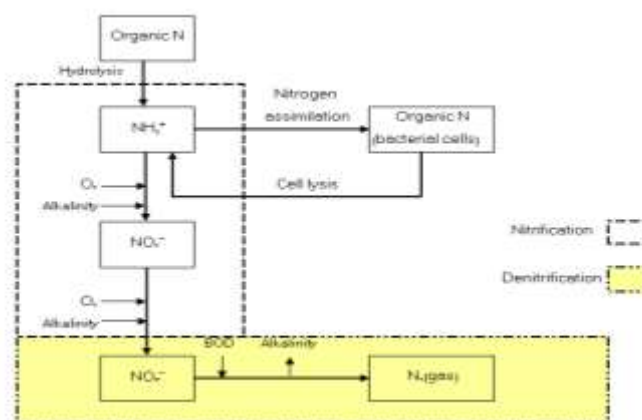
که در آن: NT: نرخ رشد ویژه نیترات سازها  $b_{\text{NT}}$ : نرخ مرگ خودخوری نیترات سازها مقادیر کمتر از  $(C)_{\min}$  به شسته شدن میکروبها منتج می‌شود. نرخ ویژه نیتریفیکاسیون در سیستم لجن فعال به غلظت نیتروژن آمونیاکی خروجی، اکسیژن محلول، دمای مایع مخلوط و همچنین pH بستگی دارد. افزایش غلظت اکسیژن محلول داخل توده مایع باعث نفوذ بیشتر اکسیژن بداخل لخته شده و نرخ نیتریفیکاسیون را افزایش خواهد داد. دامنه pH بهینه برای فعالیت میکروارگانیس‌های دخیل در فرآیند نیتریفیکاسیون بین ۶ تا ۷/۵ می‌باشد. وابستگی واکنش نیتریفیکاسیون با دما بصورت زیر می‌باشد (تام دی و پل ای، ۱۳۷۹):

$$R_n = 1/0.4 \theta^{(T-20)} f_n \times V$$

که در آن:  $R_n$ : سرعت نیتریفیکاسیون  $f_n$ : بخش نیترات سازهای موجود در مایع مخلوط

$X_v$ : مواد جامد معلق فرآر مایع مخلوط (MLVSS)،  $\frac{\text{mg}}{\text{L}}$ ، T: درجه حرارت مایع مخلوط: ۱/۰۳ تا ۱/۱۵ دنیتریفیکاسیون<sup>۳۳</sup> فرآیندی است که در طی آن نیترات‌هایی که در بخش نیتریفیکاسیون تشکیل شده‌اند به گاز ازت احیا شده و به اتمسفر رها می‌شود. سلولهای جدید  $\text{NO}_2^- + \text{BOD} \rightarrow \text{N}_2 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$  در سیستم‌های لجن فعال، دنیتریفیکاسیون می‌تواند بصورت جداگانه در حوضچه‌های مخصوصی انجام شود که درست بعد از حوضچه هوادهی قرار دارند. برای انجام عمل دنیتریفیکاسیون که یک فرآیند هتروتروف است، منبع کربن مورد نیاز است که در تصفیه خانه‌هایی که دنیتریفیکاسیون جداگانه انجام می‌شود کربن معمولاً بصورت متانول به محیط اضافه می‌شود که این امر باعث بالا رفتن هزینه شده و نیز در صورتیکه کربن زیاد از حد مصرف گردد باعث بالا رفتن  $\text{BOD}_5$  در پساب خروجی می‌شود و در تصفیه خانه‌هایی که دنیتریفیکاسیون بصورت جداگانه انجام نمی‌شود توسط لجن برگشتی، میزان BOD مورد نیاز تأمین خواهد شد. از آنجا که در فرآیند نیتریفیکاسیون یون هیدروژن و در دنیتریفیکاسیون یون هیدروکسیل آزاد می‌شود، جفت کردن این دو فرآیند باعث بوجود آمدن ظرفیت بافوری داخلی در سیستم می‌شود. دنیتریفیکاسیون در زلال‌ساز نهایی باعث شناور شدن لجن و افزایش جامدات معلق خروجی می‌شود. سرعت تولید گاز نیتروژن به منبع کربن قابل دسترسی برای دنیتریفیکاسیون، SRT، درجه حرارت و غلظت لجن بستگی دارد.

شکل ۴- فرآیند نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون را در یک سیستم تصفیه فاضلاب نشان می‌دهد.



شکل ۴- فرآیند نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون (ویلیام وسلی، ۱۳۸۰)

## ۱۲- نتیجه گیری

گسترش روز افزون جوامع بشری و پیشرفت در زمینه‌های صنعتی، هر چند که امتیازات ویژه‌ای را به همراه داشته است، لیکن مشکلات عدیده‌ای را برای اجتماعات به ارمغان آورده است.

یکی از این مشکلات، فاضلاب حاصل از اماکن مسکونی و فعالیت واحدهای صنعتی می‌باشد. فاضلاب اساساً همان آب مصرف شده توسط جوامع انسانی می‌باشد که در نتیجه کاربردهای مختلف آلوده شده است. از آنجا که دفع غیر صحیح فاضلاب‌های خانگی و صنعتی اثرات نامطلوبی بر محیط زیست دارد لذا تصفیه هرچه کاملتر فاضلاب‌ها اهمیت بیشتری می‌یابد.

فاضلاب‌های خانگی و از همه مهمتر فاضلاب‌های صنعتی باعث داشتن مواد آلی و معدنی و پاتوژنها در صورت دفع در محیط باعث آلوده شدن آبهای سطحی و زیرزمینی می‌گردد. فاضلاب‌ها همچنین می‌توانند حاوی ترکیبات سمی بوده یا اینکه شامل مواد مغذی باشند که سبب افزایش رشد گیاهان آبی می‌گردند. بنابر دلایل فوق جمع‌آوری و انتقال فاضلاب توسط شبکه جمع‌آوری فاضلاب از منابع تولید، تصفیه و سپس دفع آن به منابع پذیرنده آب، نه فقط مطلوب، بلکه در جهان امروز اصلی ضروری و لازم الاجراست.

تصفیه بیولوژیکی فاضلاب شامل فراهم آوردن شرایط تماس یک اجتماع میکروبی فعال با فاضلاب است که این اجتماع میکروبی، مواد آلاینده را بعنوان غذا مصرف می‌نماید.

مواد غذایی جذب شده توسط میکروارگانیسم‌ها وارد واکنش‌های بیوشیمیایی مختلفی می‌گردند که این واکنش‌ها شامل دو بخش واکنش‌های تجزیه ماده غذایی از طریق واکنش‌های اکسیداسیون و واکنش‌های آنزیمی (کاتابولیسم)<sup>۳۴</sup> و فرآیندهای احیا و سنتز آنزیمی (آنابولیسم)<sup>۳۵</sup> می‌گردند.

نتیجه کاتابولیسم، آزاد شدن انرژی موجود در ساختمان پیچیده ماده آلی است که توسط میکروارگانیسم‌ها بصورت ATP<sup>۳۶</sup> ذخیره می‌گردد و آنابولیسم یک فرآیند سنتزی همراه با بزرگ شدن اندازه و پیچیده‌تر شدن ساختمان مولکولی است. بنابراین می‌توان گفت که میکروارگانیسم‌ها انرژی آزاد شده توسط واکنش‌های کاتابولیسم را برای انجام واکنش‌های آنابولیسم مصرف می‌کنند که ارتباط بین این واکنش‌ها، تولید انرژی و مصرف آن از طریق سیستم ATP/ADP<sup>۳۷</sup> صورت می‌پذیرد

<sup>34</sup>. Catabolism

<sup>35</sup>. Anabolism

<sup>36</sup>. Adenozin Triphosphate

<sup>37</sup>. Adenozin Diphosphate

فرآیند بیولوژیکی رشد معلق به سیستم‌هایی اطلاق می‌گردد که در آن میکروارگانیسم‌ها بصورت معلق در فاضلاب نگه داشته می‌شوند. یکی از متداولترین سیستم‌های رشد معلق در تصفیه فاضلاب، فرآیند لجن فعال<sup>۳۸</sup> می‌باشد. فرآیند لجن فعال مهمترین فرآیند واحد بیولوژیکی می‌باشد که عموماً برای تصفیه خانه‌های بزرگ و متوسط بکار گرفته می‌شود. در فرآیند لجن فعال، جمعیت متنوعی از میکروارگانیسم‌های هوازی بکار گرفته می‌شوند تا مواد آلی فاضلاب را بعنوان سوستره مصرف نموده و آنها را از طریق تنفس و ساخت سلول‌های میکروبی حذف نماید. همزمان با رشد میکروارگانیسم‌ها توسط به هم زنی هواده‌ها، میکروارگانیسم‌های منفرد به هم متصل شده و لخته‌های جرم میکروبی فعال را تشکیل می‌دهند. واحدهای اصلی سیستم شامل یک راکتور بیولوژیکی به همراه منبع تأمین اکسیژن (حوض هواده‌ی)، یک جدا کننده جامد-مایع و پمپ‌های برگشت لجن می‌باشد. جریان فاضلاب ورودی بلافاصله قبل از ورود به راکتور بیولوژیکی یا بلافاصله پس از ورود با جریان لجن فعال برگشتی مخلوط می‌شود. مخلوط لجن فعال-فاضلاب، مایع مخلوط<sup>۳۹</sup> نامیده می‌شود. عبارت فعال<sup>۴۰</sup> از خصوصیات جذبی جامدات بیولوژیکی نشأت می‌گیرد. در انتها الیه راکتور، لجن فعال در شرایطی با فقر سوستره قرار دارد و مواد آلی جذب شده خود را مصرف نموده است، در نتیجه ظرفیت جذب نسبتاً بالایی را برای جذب مواد آلی معلق و محلول دارد. در ناحیه ورودی راکتور، لجن بیشتر ظرفیت جذب خود را مصرف کرده و تا زمانی که مواد آلی جذب شده را اکسید نکند مجدداً فعال نخواهد شد.

---

38. Activated Sludge  
39. Mixed Liquor  
40. Activated

## منابع

۱. آرسی والا، سلی. ژ. (۱۳۷۲). تصفیه فاضلاب. ترجمه: احمد رضا یزدانبخش و کاظم ندافی، انتشارات فردابه.
۲. آیتی، بیبا (۱۳۸۳). تعیین مدل ریاضی راکتور هیبریدی در تصفیه فاضلاب صنایع سلولوزی. رساله دکتری مهندسی عمران (محیط زیست)، دانشگاه تربیت مدرس.
۳. آیتی، زیبا (۱۳۷۶). تصفیه پساب به روش بی هوازی- هوازی کارخانه فیبر ایران. پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی عمران (محیط زیست)، دانشگاه تربیت مدرس.
۴. احمدی، مریم؛ گنجی دوست، حسین و آیتی، بیبا (۱۳۸۷). بررسی قابلیت تصفیه فاضلاب صنایع قندی در سیستم USBF. مجله سلامت و محیط، دوره اول، شماره دوم، ص ۱۱۳- ۱۲۰.
۵. تام دی، رینلدز؛ پل ای، ریچاردز (۱۳۷۹). واحدهای عملیاتی و فرایندی در مهندسی محیط زیست. ترجمه: ایوب ترکیان و محمدتقی جعفرزاده، جلد اول و دوم، شرکت شهرک های صنعتی تهران و موسسه انتشارات علمی دانشگاه صنعتی شریف.
۶. کسکین تیریزی، نادر (۱۳۷۶). طراحی بهینه فرایند لجن فعال با اختلاط کامل. پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی عمران (محیط زیست)، دانشگاه تربیت مدرس.
۷. ویلیام وسلی، اکن فلدر (۱۳۸۰). تصفیه فاضلابهای صنعتی. ترجمه: ایوب ترکیان و محمدتقی جعفرزاده، جلد اول، شرکت شهرک های صنعتی تهران.
۸. هوارد، پاوی (۲۰۰۳). مهندسی محیط زیست. ترجمه: ایوب ترکیان و محمدتقی جعفرزاده، انتشارات کنکاش.

9. Akbar, N.M., & Khwaja, M. A. (2006). Study on Effluents from Selected Sugar Mill in Pakistan: Potential Environmental. Health and Economic Consequences of an Excessive Pollution Load.
10. Nicolella, C., Van Loosdrecht, M.C., & M , Heijnen J. J. (2000). Wastewater Treatment with Particulate Biofilm Reactors.
11. Qasim, S.R. (1985). Wastewater Treatment Plants. CBS Publishing Japan Ltd.
12. West, S.S. (2004). Co-Generation Opportunities Utilizing Sugar Industry Wastewater Through the Use of Biological Treatment Systems.



# Analysis of activated sludge process as the most common suspended-growth systems in wastewater treatment

Maryam Ahmadi<sup>1</sup>, Shiva Hassanzadegan<sup>2</sup>

1. MA in Civil Engineering and Environmental Engineering, Tarbiat Modarres University, Tehran, Iran

2. MA in environmental engineering of designing, Islamic Azad University, Science and Research Branch, Tehran, Iran

---

## Abstract

The main objective of wastewater treatment by the process of biological unit is the removal of soluble organic matter in colloidal in wastewater to other products by microorganisms or reduce nutrients (nitrogen and phosphorus), heavy metals etc. Activated sludge process is the most important process of biological unit that is used primarily for large and medium refineries. Considering the importance of the aim of this article, analysis of activated sludge process is as the most common suspended -growth systems in wastewater treatment. In order to achieve the purpose of research, library and note taking tool was used.

In this process, the process of activated sludge, biodegradation in aerobic process, different systems of aerobic, mixing diet, the process of activated sludge with complete mixing, variables of activated sludge process with complete mixing, the main variables of the activated sludge process, the temperature, the ratio of returned sludge and nitrification and denitrification was investigated. The survey showed that, in the past, designing the process of activated sludge was done based on experimental variables that were obtained from real samples made, but now the design is based on kinetic biological equations governing the treatment process. The relationship indicates biological growth rate and consumption of organic matter by biological kinetics factors and the ratio of food to micro-organisms, sludge age and so on. USBF process is a conventional activated sludge process that with an anaerobic zone and a clarifier is combined and placed in a bioreactor. This process is an efficient system for the treatment of residential wastewater, health, industry, food industry and agriculture.

**Keywords:** wastewater treatment, activated sludge, biodegradation, aerobic systems, complete mixing

---