

مقایسه روش‌های مختلف حذف نیتروژن آمونیاکی و نیتراتی از فاضلاب

ریحانه حسنی، جلال شایگان*

تهران، دانشگاه صنعتی شریف، دانشکده مهندسی شیمی و نفت

پیام نگار: shayegan@sharif.edu

چکیده

گسترش روزافزون جوامع بشری و توسعه صنعت سبب افزایش تولید فاضلاب شده است. وجود نیتروژن به صورت‌های مختلف، در فاضلاب برخی صنایع مانند صنعت پرورش ماهی توجه محققان را به روش‌های کارآمد حذف نیتروژن جلب کرده است، زیرا میزان نیتروژن در فاضلاب این صنایع بالاست همچنین وجود بیش از حد نیتروژن در خروجی تصفیه خانه‌ها، روان آبهای کشاورزی و جریان آب‌های سطحی شهری سبب افزایش آن و ایجاد اختلال در اکوسیستم آبی می‌شود. روش‌های حذف نیتروژن در این متن به چهار دسته فیزیکی-شیمیایی، زیستی، الکتروشیمیایی و زیست‌الکتروشیمیایی تقسیم شده است. در روش فیزیکی-شیمیایی می‌توان به اسمز معکوس، جابجایی یونی، الکترودیالیز و جذب با استفاده از کربن فعال اشاره کرد. روش زیستی به سه دسته کلی سیستم‌هایی با رشد معلق ریزاندام، رشد روی آکنه‌های خنثی و ترکیبی از این دو سیستم رشد تقسیم شده است. در این بین روش‌های زیستی و زیست‌الکتروشیمیایی به علت سازگاری با محیط زیست، سادگی فرایند و هزینه کم نسبت به روش‌های دیگر بیشتر مورد توجه هستند.

کلمات کلیدی: تصفیه فاضلاب، حذف نیتروژن، روش‌های زیستی، روش‌های فیزیکی-شیمیایی، روش‌های

زیست‌الکتروشیمیایی

۱- مقدمه

دهند، مقداری از نیتروژن درون آب توسط موجودات آبی مانند جلبک‌ها مصرف می‌شود ولی وجود نیتروژن باقی مانده می‌تواند بخشی از منابع آب شیرین مانند آب‌های سطحی و زیر زمینی را آلوده کند [۱].

از اثرات نامطلوب وجود بیش از حد استاندارد نیتروژن در فاضلاب می‌توان به افزایش اکسیژن مورد نیاز آب‌های آلوده به منابع نیتروژنی، کاهش بازدهی، عملیات ضد عفونی کردن با کلر و پدیده غنی‌شدگی^۱ اشاره کرد. سه ترکیب نیتروژن که می‌تواند سبب ایجاد غنی‌شدگی در اکوسیستم آبی شود در شکل (۱) نشان داده شده است. همچنین میزان نیتروژن بالا سبب تاثیر روی هموگلوبین

گسترش روزافزون جمعیت و توسعه صنعت و کشاورزی با وجود مزایای فراوان، مشکلاتی نیز برای جوامع بشری و محیط‌زیست به همراه داشته است. در بین انواع آلاینده‌های محیط‌زیستی، نیتروژن به عنوان آلاینده‌ای که وجود بیش از حد استاندارد آن محیط‌زیست را دچار مشکلات جدی می‌کند مطرح است. فاضلاب خروجی از برخی صنایع مانند صنایع پرورش آبزیان حاوی مقدار قابل توجهی آمونیاک، نیترات و نیتريت است. رواناب‌های کشاورزی، جریان آب‌های سطحی شهری، دورریز صنایع و فاضلاب‌ها حاوی مقدار قابل توجهی نیتروژن به شکل‌های مختلف هستند، که می‌توانند میزان نیتروژن درون اکوسیستم آبی را افزایش

1. Eutrophication

اشاره کرد [۲]، که در همه این روش‌ها آلودگی تنها از محیط مورد نظر جدا می‌شود و حذف کامل آلودگی به مواد بی‌خطر، نیاز به مراحل بیشتری دارد.

۲-۱ اسمز معکوس

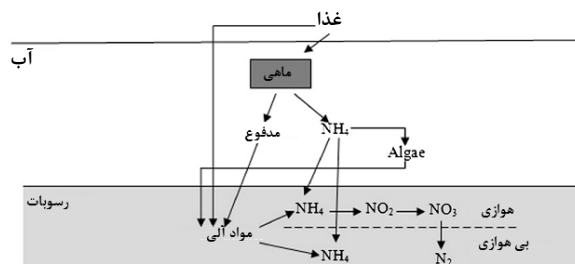
با استفاده از روش اسمز معکوس می‌توان مولکول‌های پروتئین، یون‌ها و مولکول‌های آلی دیگر را از محیط‌هایی که در آن انواع یون وجود دارد جدا کرد. از مزایای استفاده از این روش می‌توان به تراوایی بالای غشاء به آب، سازگاری با محیط زیست، عدم حساسیت غشاء به تغییرات دمای پساب، عدم تولید محصول جانبی مضر روی غشاء، کیفیت بالای فاضلاب خروجی و بازدهی بالای جداسازی نسبت به دیگر روش‌های غشایی انتخاب‌پذیر اشاره کرد [۴]. با استفاده از این غشاء میزان مواد جامد درون فاضلاب بسیار کاهش می‌یابد به طوری که می‌توان از فاضلاب تصفیه‌شده برای احیای سفره‌های آب زیرزمینی استفاده کرد [۵].

هزینه عملیاتی استفاده از اسمز معکوس بالاست و این هزینه به قیمت انرژی مصرفی در سیستم برمی‌گردد، برای رفع این مشکل توجه محققان به استفاده از انرژی‌های تجدیدپذیر و کم‌هزینه مانند انرژی باد، امواج و انرژی خورشیدی جلب شد که نتایج آن منجر به ساخت غشایی شد که با انرژی باد کار می‌کند و می‌تواند نیتروژن محلول را حذف کند [۶].

مشکل اصلی این روش گرفتگی سطح غشاء به وسیله تجمع و رشد ریزاندام‌ها و رسوب نمک‌های موجود در فاضلابی باشد، رشد ریزاندام‌ها روی سطح غشاءهایی مانند سلولز استات آسیدهای غیرقابل بازگشتی به ساختار غشاء وارد می‌کند [۷]. برای نمونه در محیط‌های حاوی غلظت‌های بالای نمک‌هایی مانند کربنات کلسیم و سولفات کلسیم، با گذشت زمان و رسوب این نمک‌ها روی سطح غشاء، تراوایی کاهش می‌یابد. یکی از روش‌های رفع این مشکل همانطور که در شکل (۲) نشان داده شده است، فاضلاب قبل از تماس با غشاء چند مرحله پیش‌تصفیه را طی می‌کند [۲] و یا از مواد ضد رسوب در جریان ورودی استفاده می‌شود که البته هزینه‌های کلی تصفیه را بالا می‌برد [۸]. همچنین می‌توان از غشاءهای ترکیبی استفاده کرد، غشای ترکیبی یعنی استفاده از یک یا چند غشاء که با

خون، کاهش میزان ذخیره اکسیژن در خون و بروز بیماری متانموگلوبین^۱ و در نهایت مرگ می‌شود. وقتی نیترات وارد روده انسان می‌شود تحت شرایط بی‌هوازی به نیتريت تبدیل شده و این سبب بروز بیماری متهمو گلوبینما^۲ در کودکان می‌گردد. گذشته از این سبب ایجاد نیتروسوآمین^۳ و ایجاد سرطان در معده پستانداران می‌شود. بنابراین سازمان جهانی سلامت^۴ میزان مجاز نیتروژن در آب آشامیدنی را کمتر از ۱۰ میلی‌گرم نیتروژن نیتراتی در هر لیتر بیان کرده است [۲]. بررسی روش‌ها و تکنولوژی‌های مختلف حذف نیتروژن از فاضلاب‌ها از موضوعات مهم تحقیقاتی به شمار می‌رود [۳].

انعقاد، لخته‌سازی و ته‌نشینی، فیلتراسیون، کلرزنی و استفاده از اوزون از جمله روش‌های معمول تصفیه فاضلاب است ولی این روش‌ها برای حذف نیتروژن چندان مناسب نیست، روش‌های معمول حذف نیتروژن به دو گروه اصلی فیزیکی-شیمیایی و زیستی تقسیم می‌شود [۲]، که در ادامه به این دو روش و همچنین روش‌هایی که در دهه‌های اخیر برای حذف نیتروژن مطرح شده‌اند به طور مختصر اشاره می‌شود.



شکل ۱- چرخه نیتروژن در اکوسیستم آبی [۲]

۲- تصفیه فیزیکی - شیمیایی

انعقاد و لخته‌سازی، استفاده از تابش فرابنفش (UV)، اوزون زنی و بسیاری از روش‌های دیگر فیزیکی-شیمیایی در تصفیه آب و فاضلاب استفاده می‌شود، که تنها تعدادی از آنها برای حذف ترکیبات نیتروژن‌دار کاربرد دارند. در این بین می‌توان به روش‌های اسمز معکوس^۵، جابجایی یونی^۶، الکترودیالیز^۷ و جذب با کربن فعال

1. Methaemoglobin
2. Methaemoglobinamina
3. Nitrosoamine
4. World Health Organization(WHO)
5. Revers Osmosis(RO)

6. Ion Exchange(IE)
7. Electro dialysis(ED)

نیترات و سولفات می‌باشد که تصفیه آن خود مشکلاتی را در پی دارد [۱۲].

۲-۳ الکترودیالیز

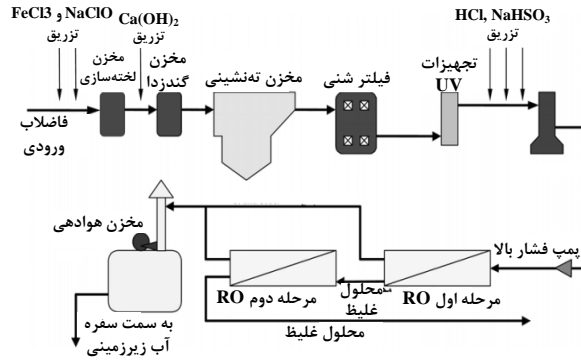
الکترودیالیز یکی دیگر از روش‌های مناسب برای تصفیه فاضلاب‌های حاوی انواع یون می‌باشد. مبنای کار الکترودیالیز استفاده از غشاهای جابجایی یونی همراه با یک پتانسیل الکتروشیمیایی به عنوان نیروی محرکه می‌باشد. بین کاتد و آند غشاهای کاتیونی و آنیونی قرار می‌گیرند که با برقراری جریان بین کاتد و آند، آنیون‌ها به سمت آند و کاتیون‌ها به سمت کاتد حرکت می‌کنند، در حالی که غشای آنیونی اجازه عبور آنیون‌ها و غشای کاتیونی اجازه عبور کاتیون‌ها را می‌دهد، به این ترتیب یون‌ها از جریان مورد نظر جدا می‌شوند. این روش بیش از ۵۰ سال است که در مقیاس صنعتی مورد استفاده قرار می‌گیرد. در الکترودیالیزهای صنعتی ۱۰۰ تا ۲۰۰ جفت سلول غشایی بین الکترودها قرار می‌گیرد [۱۳].

مزیت این روش نسبت به اسمز معکوس این است که چون پدیده گرفتگی و رسوب روی غشاء به حداقل می‌رسد، فاضلاب ورودی نیاز به پیش‌تصفیه خاصی ندارد و به علت عدم محدودیت فشار اسمزی در این روش، در انواع محلول‌ها با غلظت یونی بالا نیز قابل استفاده است. هزینه عملیاتی نیز در این روش کمتر است و کیفیت آب خروجی با آب حاصل از تقطیر قابل مقایسه است. همچنین غشاهای در این روش مانند روش جابجایی یونی به فعال‌سازی نیاز ندارند. البته در این روش تنها یون‌ها حذف می‌شوند و ریزاندام‌های خطرناک (بیماری‌زا) یا مواد آلی در فاضلاب باقی می‌مانند. همچنین محلول‌های بسیار غلیظ قبل از ورود به سیستم، نیاز به رقیق‌سازی دارند که سبب افزایش مصرف انرژی و بزرگ شدن غشاهای در نتیجه افزایش هزینه‌های سرمایه‌گذاری می‌شوند [۱۴].

۲-۴ جذب با کربن فعال

کربن فعال یک جاذب با تخلخل سطحی بالا، اندازه حفرات قابل کنترل، پایداری حرارتی بالا و مقاوم در مقابل واکنش با اسید و باز است که مولکول‌های آلوده‌کننده فاضلاب بنا بر اندازه‌شان در حفرات جاذب به دام می‌افتند [۱۵]. از کربن فعال به دو صورت، کربن پودری و کربن دانه‌ریز استفاده

فرایندهای دیگر مانند جذب، انعقاد و لخته‌سازی ترکیب می‌شود [۹]. در روش اسمز معکوس فاضلاب ورودی به دو جریان رقیق و غلیظ تبدیل می‌شود که رفع آلودگی از جریان غلیظ از دیگر مشکلات این روش می‌باشد [۱۰].



شکل ۲- یک سیستم مجهز به واحد اسمز معکوس با سیستم پیش‌تصفیه [۴]

۲-۲ جابجایی یونی

سیستم جابجایی یونی بر مبنای جابجایی یون‌های درون محلول با یون‌های جای‌گرفته در حفرات رزین‌های مختلف کار می‌کند. دو رزین کاتیونی و آنیونی در این سیستم وجود دارد، جنس رزین‌ها متنوع می‌باشد ولی معمولاً از بسپارهای شبکه‌ای شده استفاده می‌شود [۱۱]. در این روش، یون‌های موجود در فاضلاب با یون‌های درون حفرات بستر، که کم‌خطر و یا بی‌خطر هستند جایگزین می‌شود. معمولاً از رزین‌های دارای یون کلر استفاده می‌شود، به این صورت که با عبور فاضلاب از بستر رزین، یون کلر درون رزین با آنیون‌های درون فاضلاب جایگزین می‌شوند. برای فعال‌سازی مجدد، رزین‌ها درون محلول سدیم کلرید قرار می‌گیرند و آنیون‌های درون آن با یون کلر موجود در محلول جابجا می‌شوند به این ترتیب می‌توان دوباره از رزین مورد نظر استفاده کرد. با این روش یون‌های سولفات نیز همراه یون‌های نیترات، از فاضلاب جدا می‌شود [۱۰]. جابجایی یونی یک فرایند ساده است که برای تصفیه به منبع انرژی نیازی ندارد. در عین حال ظرفیت رزین‌ها محدود است و برای احیای آنها باید از مواد شیمیایی استفاده کرد که فرایند را پرهزینه می‌کند. همچنین آب حاصل از فعال‌سازی رزین‌ها حاوی دو یون

همانطور که از شکل (۳) مشخص است یکی از معایب این فرایند تولید گاز N_2O طی انجام واکنش می‌باشد که یکی از گازهای مضر برای محیط‌زیست می‌باشد. در مرحله نیترات‌سازی، غلظت‌های بالاتر از یک میلی‌گرم در لیتر اکسیژن لازم است و اگر غلظت اکسیژن به پایین‌تر از این حد برسد، کمبود اکسیژن عامل بازدارنده یا متوقف‌کننده فرایند محسوب می‌شود [۲].

حذف زیستی به چند صورت رشد ریزاندام‌ها بصورت چسبیده^۱ به مواد جامد (آکنه)، رشد معلق^۲ ریزاندام‌ها در محیط بدون آکنه و یا ترکیبی از این دو روش رشد، می‌تواند انجام شود که در ادامه هر یک از این روش‌ها بیان می‌شود.

۳-۱-۳ رشد چسبیده

در این روش سیستم‌های متنوعی از جمله: فیلتر چکنده و تماس‌دهنده زیستی چرخان^۳ وجود دارد. در این متن تنها این دو مورد که بیشترین کاربرد را دارند به‌طور مختصر بررسی می‌شوند. نکته قابل توجه این است که رشد وابسته^۴ ریزاندام‌ها در صورتی منجر به حذف نیترژن می‌شود که میزان BOD فاضلاب ورودی کم باشد، در صورت بالا بودن BOD سرعت رشد ریزاندام‌های حذف نیترژن، نسبت به ریزاندام‌های حذف BOD بسیار کم خواهد بود، بنابراین، این روش برای حذف نیترژن در سیستم‌هایی با بار آلی چندان مناسب نیست.

۳-۱-۱-۳ فیلتر چکنده

در این روش فاضلاب از بستری حاوی آکنه^۱ جامد (فیلتر) عبور می‌کند، با پاشش فاضلاب روی صافی، لایه‌ای از ریزاندام‌ها بر روی بستر جامد ایجاد می‌شود، که با هر بار عبور فاضلاب این ریزاندام‌ها عملیات تصفیه را انجام می‌دهند. پراکندگی نیترژن در جریان ورودی، دما، pH، بارهیدرولیکی و جنس آکنه از پارامترهای موثر در کیفیت فاضلاب خروجی در فیلترهای چکنده است [۱۷]. یکی از عوامل مهم جنس آکنه می‌باشد که نکات مهم در انتخاب آکنه‌ها به فضای خالی بین آکنه‌ها، میزان سطح ویژه آن‌ها، سبک وزن بودن و قیمت آکنه برمی‌گردد. فضای خالی بین آکنه‌ها (زمان تماس بین

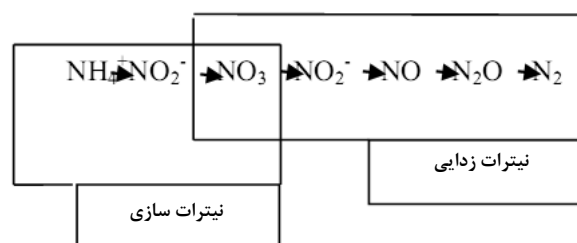
می‌شود. به منظور جداسازی کربن پودری از فاضلاب، وجود یک واحد انعقاد و لخته‌سازی بعد از ستون جذب ضروری است.

به علت هزینه سرمایه‌گذاری به نسبت کم، سادگی طراحی، عدم حساسیت به مواد سمی گوناگون و قدرت جذب بالا، گزینه خوبی برای حذف میکروآلودگی‌های فاضلاب می‌باشد. البته کربن فعال تجاری قیمت نسبتاً بالایی دارد، همچنین بعد از مدت مشخصی استفاده، جاذب نیاز به فعال‌سازی مجدد دارد که اگر هزینه فعال‌سازی بالا باشد در این صورت جاذب دور ریخته می‌شود، از این‌رو حجم بالایی از دورریز جامد تولید می‌گردد [۲].

۳- تصفیه زیستی

در این روش حذف توسط ریزاندام‌ها صورت می‌گیرد، طی آن نیترژن آمونیاکی به نیترات و نهایتاً به گاز نیترژن تبدیل می‌شود و چون در این روش تولید محصول جانبی وجود ندارد بنابراین تصفیه دیگری بعد از آن لازم نیست و هزینه عملیاتی کاهش می‌یابد.

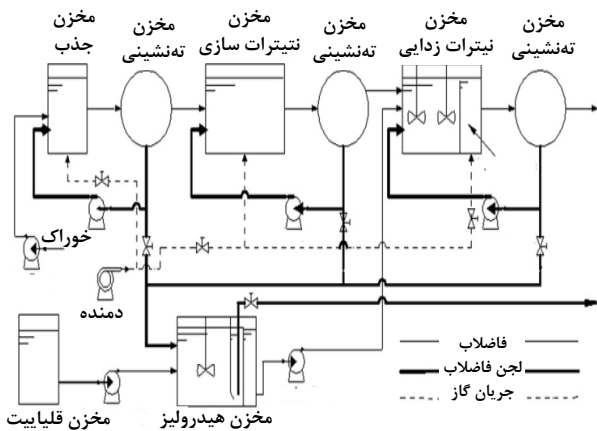
در فرایند معمول حذف نیترژن، دو مرحله نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی انجام می‌گیرد. در مرحله اول نیترژن تحت شرایط هوازی به نیتریت و سپس به نیترات تبدیل می‌شود و در مرحله دوم در شرایط بی‌هوازی نیترات به گاز نیترژن تبدیل می‌گردد. مرحله نیترات‌سازی خود شامل دو بخش است که توسط باکتری‌های اتوتروف مختلف انجام می‌شود. این باکتری‌ها از آمونیم یا نیتریت بعنوان گیرنده الکترون و از دی‌اکسید کربن به عنوان منبع کربن استفاده می‌کنند. مرحله دوم یعنی نیترات‌زدایی معمولاً با ریزاندام‌های هتروتروفیک و تحت شرایط بی‌هوازی با استفاده از نیتریت و نیترات بعنوان گیرنده و مواد آلی به عنوان دهنده الکترون انجام می‌شود. شکل (۳) مراحل انجام این دو فرایند را نشان می‌دهد [۱۱].



شکل ۳- دو مرحله حذف زیستی آمونیاک

1. Attached growth
2. Suspended growth
3. Rotating biological contactor
4. Biological Oxygen Demand

بخش اختلاط به صورت بی‌هوای و اختلاط هوای تقسیم می‌شود.



شکل ۴- مسیر فرایند حذف آسان نیتروژن

همان‌طور که اشاره شد، اگر میزان مواد آلی در ورودی بالا باشد، خصوصاً در دماهای ۱۵-۵ درجه سلسیوس، رشد باکتری‌های حذف‌کننده BOD بیشتر از باکتری‌های حذف‌کننده نیترات است، برای حل این مشکل محققان به راکتورهای نوبتی متوالی، دو مرحله جذب و هیدرولیز لجن را اضافه کردند. همان‌طور که شکل (۴) نشان می‌دهد در این سیستم عملیات نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی در دو مخزن جداگانه انجام می‌شود. در مخزن جذب مقدار قابل توجهی از BOD توسط کربن جذب می‌شود و خروجی که در آن نسبت C/N کم شده است وارد مرحله نیترات‌سازی می‌شود. در صورت کمبود کربن برای باکتری‌های هتروتروفیک نیترات‌زدا، از مخزن هیدرولیز لجن، به اندازه لازم ماده آلی در اختیارشان قرار می‌گیرد. در سیستم‌هایی که علاوه بر نیتروژن بالا، BOD بالایی نیز دارند این روش گزینه خوبی می‌باشد [۱۹].

۲-۲-۳ روش نیتريتاسیون یا شارون^۲

یک روش زیستی با صرفه اقتصادی، در حذف نیتروژن جریان‌های غنی از نیتروژن، مانند جریان خروجی از هاضم‌های بی‌هوای، فرایند شارون می‌باشد [۲۰]. این فرایند با تولید اندک لجن در یک راکتور در حضور اکسیژن، در دمای ۴۰-۳۵ درجه سلسیوس و pH بالای هفت کار می‌کند. لجن فعال برای شروع کار از یک راکتور لجن فعال تصفیه‌خانه شهری تامین می‌شود. فرایند با استفاده

فاضلاب و فیلم میکروبی) و مقدار سطح ویژه روی کیفیت پساب خروجی تأثیرگذار است. هرچه سطح ویژه آکنه و زمان تماس بین آکنه و فاضلاب بیشتر باشد فاضلاب خروجی کیفیت بالاتری دارد [۱۶].

از مزایای فیلترهای چکنده هزینه تعمیر، نگهداری و نصب پایین و مقاومت بالای آن در مقابل تغییر بار آلی و شدت جریان ورودی می‌باشد [۱۶]. از معایب آن گرفتگی حفرات بین آکنه‌ها، عدم کنترل روی میزان مواد معلق و COD خروجی می‌باشد. بعلاوه، در یک فیلتر چکنده امکان انجام هر دو عملیات هوای و بی‌هوای با هم وجود ندارد [۱۷].

۳-۱-۲ تماس‌دهنده زیستی چرخان

در این سیستم واسطه‌هایی (دیسکی شکل) روی یک محور افقی قرار می‌گیرند که با مصرف انرژی می‌چرخند و در هر لحظه بخشی از آن‌ها درون فاضلاب و بخشی دیگر خارج آن قرار می‌گیرد، ریزاندام‌ها نیز روی واسطه‌ها رشد می‌کنند و یک لایه زیستی ایجاد می‌نمایند و با قرار گرفتن در فاضلاب کار تصفیه را انجام می‌دهند. این دیسک‌ها در واقع نقش آکنه را دارند و با چرخش آن‌ها اکسیژن مورد نیاز ریزاندام‌ها تامین می‌شود. مزیت این سیستم، زمان ماند هیدرولیکی کوتاه، سادگی عملیات، عدم حساسیت به مواد سمی و کمترین احتمال گرفتگی نسبت به سیستم‌های بستر پر شده می‌باشد. بار جرمی و هیدرولیکی، سرعت چرخش دیسک‌ها و تعداد دیسک‌ها از عوامل مهم در تعیین کیفیت جریان خروجی می‌باشند [۱۸].

۳-۲ رشد معلق

در این روش ریزاندام‌ها درون فاضلاب معلق هستند. انواع متنوعی از راکتورها که در آنها از آکنه‌ها استفاده نمی‌شود در این دسته قرار دارند، که به چند مورد از پرکاربردترین موارد اشاره می‌شود.

۳-۲-۱ راکتور نوبتی متوالی (SBR)^۱

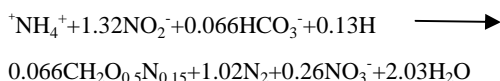
در این روش مراحل نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی در یک راکتور انجام می‌گیرد. به‌علاوه در این روش لجن قابل توجهی تولید می‌شود. این مخزن در هر دوره تصفیه، چهار مرحله تغذیه، واکنش، ته‌نشینی و تخلیه را می‌گذراند، که برای اکسایش آمونیاک مرحله واکنش به دو

2. SHARON (Stable High Rate Ammonia Removal Over Nitrite)

1. Sequencing Batch Reactor

۳-۲-۳ فرایند اکسایش بی‌هوازی آمونیم یا آنوماکس^۱ مولدر و همکارانش برای اولین بار در سال ۱۹۹۵ فرایند آنوماکس را در یک بستر آکنده بی‌هوازی در مقیاس آزمایشگاهی به عنوان جایگزینی برای فرایندهای معمول حذف نیتروژن به کار بردند [۲۳]. اگر نسبت نیتروژن به کربن در جریان فاضلاب زیاد باشد، برای انجام فرایند تجزیه زیستی، منبع خارجی کربن ضروری است، درحالی که در این فرایند از منبع کربنی خارجی استفاده نمی‌شود. بیشتر راکتورهای مورد استفاده در فرایند آنوماکس، از نوع راکتور نوبتی متوالی است. در شرایط بی‌هوازی نیتريت به عنوان گیرنده الکترون عمل می‌کند و منبع کربنی برای رشد باکتری‌های آنوماکس که اتوتروف هستند، دی‌اکسیدکربن می‌باشد. معادله شماره (۳) استوکيومتری این فرایند را نشان می‌دهد [۲۴].

(۳)

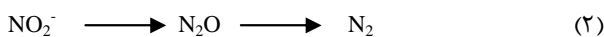
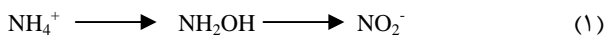


در این سیستم در مقایسه با سیستم‌های معمول، هزینه‌های عملیاتی حدود ۹۰ درصد کاهش می‌یابد [۲۵]. فرایند آنوماکس بسیار کندتر از فرایند اکسایش هوازی آمونیوم است و لازم است تنها بخشی از آمونیوم موجود در ورودی به نیتريت تبدیل شود در نتیجه میزان مصرف اکسیژن و کربن کاهش می‌یابد همچنین در این روش می‌توان به عدم تولید گاز سمی N_2O ، تولید اندک لجن و عدم تولید دی‌اکسید کربن اشاره کرد [۲۶].

برای تبدیل مقداری از آمونیوم ورودی به نیتريت در فاضلاب‌های با نیتروژن بالا می‌توان از یک راکتور مانند راکتور شارون قبل از راکتور آنوماکس استفاده کرد. خروجی راکتور شارون که حاوی آمونیوم و نیتريت به نسبت یک می‌باشد وارد راکتور آنوماکس می‌شود و در آنجا به صورت بی‌هوازی گاز نیتروژن و آب تولید می‌گردد. به منظور جلوگیری از تبدیل نیتريت به نیتترات باید غلظت اکسیژن در راکتور شارون پایین نگه‌داشته شود [۲۷].

در این سیستم ترکیبی نسبت به روش معمول حذف، میزان اکسیژن مصرفی به اندازه ۶۰ درصد و نیاز به منبع کربن خارجی ۱۰۰ درصد کاهش می‌یابد. هم‌چنین میزان تولید گاز N_2O و لجن به اندازه قابل

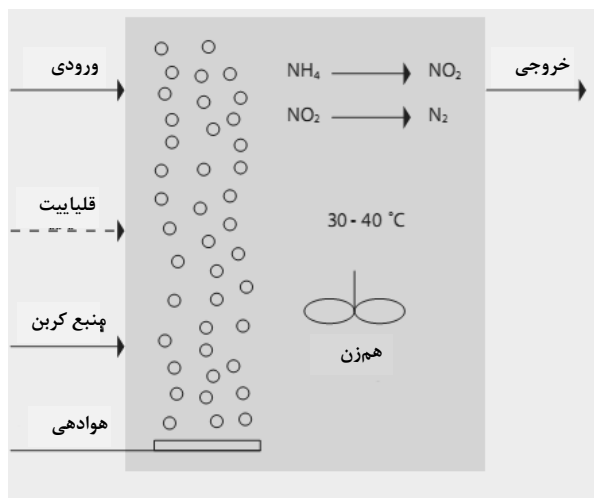
از یک راکتور پیوسته از آمونیوم تا گاز نیتروژن بدون انجام مرحله تبدیل نیتريت به نیتترات انجام می‌شود. بنابراین به اکسیژن و منبع کربنی کمتری در مقایسه با فرایندهای معمولی نیاز دارد. معادلات (۱) و (۲) چگونگی انجام این فرایند را نشان می‌دهند.



در غلظت‌های کم اکسیژن و در فاضلاب‌هایی که نسبت مواد آلی به نیتروژن در آن‌ها بالاست، رشد باکتری‌های اکسنده آمونیوم برای رشد باکتری‌های اکسنده نیتريت محدودکننده است، بنابراین برای این فاضلاب‌ها این فرایند به علت عدم نیاز به باکتری‌های اکسنده نیتريت، بهترین گزینه می‌باشد. بازدهی حذف نیتروژن در این روش حدود ۹۰٪ است.

درصد ترکیبات خروجی از فرایند شارون به pH، غلظت نیتروژن آمونیاکی ورودی و زمان ماند هیدرولیکی بسیار وابسته است [۲۱]. با استفاده از این روش، انرژی مصرفی برای هوادهی ۲۵ درصد، تولید لجن ۳۰ درصد و تولید دی‌اکسید کربن ۲۰ درصد کاهش می‌یابد، در عین حال برای حذف فاضلاب‌های غنی از نیتروژن که میزان منبع کربنی آن کم است باید از منبع کربنی خارجی استفاده کرد [۲۲].

شکل (۵) شرح راکتور مورد استفاده در این فرایند را نشان می‌دهد.

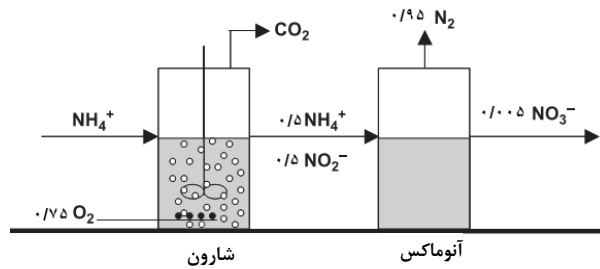


شکل ۵- راکتور شارون

1. ANAMMOX (Anaerobic Ammonium Oxidation)

ملاحظه‌ای کم می‌شود [۲۸].

شکل (۶) اساس ترکیب این دو فرایند را نشان می‌دهد.

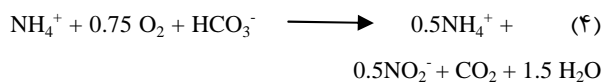


شکل ۶- طرح اجمالی ترکیب دو فرایند شارون و آنوماکس [۲۷]

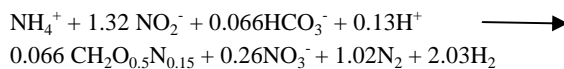
۳-۲-۴ فرایند کانون^۱

فرایند کانون یک فرایند اتوتروف برای حذف نیتروژن در فاضلاب‌های غنی از نیتروژن می‌باشد. در این فرایند منبع کربنی خارجی اضافه نمی‌شود بنابراین یک گزینه مناسب برای حذف نیتروژن در فاضلاب‌های عاری از کربن می‌باشد [۲۹].

فرایند حذف نیتروژن طی دو واکنش متوالی هوازی و بی‌هوازی در یک راکتور منفرد تحت هوادهی انجام می‌شود، در واکنش اول آمونیاک با استفاده از میزان محدودی اکسیژن توسط باکتری‌های هوازی مانند نیتروسوموناس به نیتريت، اکسید می‌شود (معادله شماره (۴))، سپس در واکنش دوم باکتری‌های بروکادیا آنوماکسیدانسان در شرایط آنوماکس، آمونیاک و نیتريت تولید شده را به گاز نیتروژن و مقداری نیترات تبدیل می‌کنند (معادله شماره (۵)).



(۵)

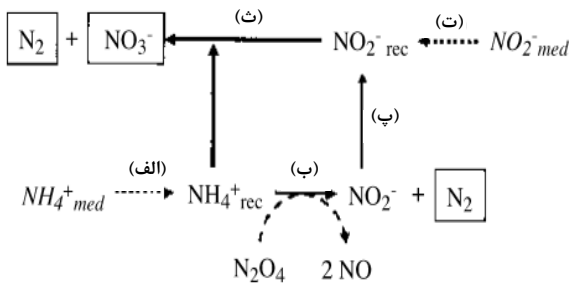


فرایند کانون به میزان اکسیژن محلول، بار نیتروژن ورودی، جمعیت باکتری و دما بسیار حساس می‌باشد [۳۰].

اسمیت و همکارانش پیشنهاد دادند که با اضافه کردن نیتريت به

1. Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite (CANON)

باکتری‌های بروکادیا آنوماکسیدانسان و نیتروسوموناس، اکسایش بی‌هوازی آمونیاک در حالی افزایش می‌یابد که سهم باکتری‌های بروکادیا آنوماکسیدانسان بیشتر از نیتروسوموناس است. بر مبنای نتایج آزمایشات انجام شده شکل (۷) همکاری دو باکتری بروکادیا آنوماکسیدانسان و نیتروسوموناس را در فرایند کانون نشان می‌دهد [۳۱].



شکل ۷- باکتری‌های بروکادیا آنوماکسیدانسان و نیتروسوموناس را در فرایند کانون، (الف) اضافه کردن آمونیاک اضافی، (ب) اکسایش آمونیاک توسط نیتروسوموناس، (پ) وارد شدن نیتريت، برای انجام واکنش دوم در فرایند، (ت) اضافه کردن نیتريت اضافی، (ث) واکنش آنوماکس [۳۱]

۳-۳ رشد ریزاندام‌ها به صورت ترکیبی از رشد معلق و وابسته

به منظور افزایش بازدهی روش‌های رشد وابسته و رشد معلق، توجه محققان به استفاده ترکیبی از این دو روش جلب شد. در ادامه به نمونه‌هایی از این سیستم‌های ترکیبی اشاره می‌شود.

۳-۳-۱ راکتور نوبتی متوالی بستر متحرک MBSBR^۲

سیستم راکتورهای نوبتی متوالی بستر متحرک شبیه راکتورهای نوبتی متوالی است با این تفاوت که بخشی از حجم راکتور با آکنه‌هایی از جنس‌های مختلف پر می‌شود و در آن فرایند حذف نیتروژن از روش معمول نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی انجام می‌گردد. مطالعات نشان می‌دهند که استفاده از فوم پلی‌یورتان به عنوان آکنه، به علت قیمت مناسب، مقاومت حرارتی و مکانیکی بالا و میزان تخلخل زیاد، برای رشد ریزاندام در سطح داخلی و خارجی

2. Moving Bed Sequencing Bed Reactor

حفرات مناسب است.

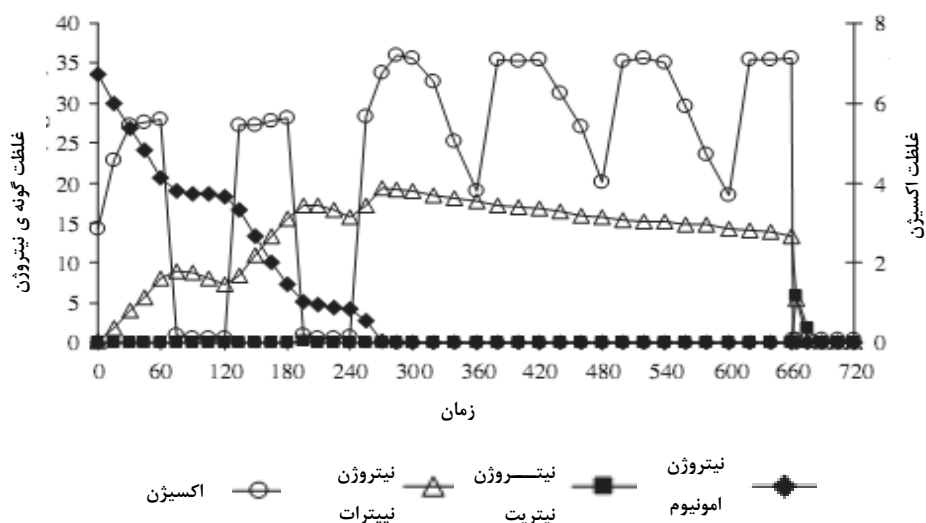
زمانی بی‌هوازی، سرعت حذف نیترژن آمونیاکی و سرعت تولید نیترات تقریباً صفر است و با هوادهی و افزایش اکسیژن محلول، حذف آمونیاک و تولید نیترات مشاهده می‌شود [۳۲].

۳-۳-۲ زیست‌راکتور غشایی هوازی - بی‌هوازی^۱ (A/O MBR)

در این سیستم، با توجه به شکل (۹) فاضلاب بعد از عبور از مرحله آشغالگیر و دانه‌گیر - چربی‌گیر وارد مخزن ذخیره شده و بعد از آن وارد مخزن ذخیره بالایی می‌گردد. در آنجا با استفاده از مبدل حرارتی تا دمای ۱۰ درجه سلسیوس گرم می‌شود و درحالی که با همزن به شدت هم‌زده می‌شود، وارد بخش بی‌هوازی می‌گردد خروجی از این مرحله وارد مرحله مجهز به غشاء و سیستم هوادهی شده و در نهایت فاضلاب توسط پمپ خلاء خارج می‌شود. لجن تولیدی از انتهای مخزن خارج می‌گردد و بخشی از آن پس از گرمایش مجدد، به مخزن بازگردانده می‌شود تا جمعیت میکروبی در حد مناسب باقی بماند.

غلظت اکسیژن و ماده آلی از عوامل مهم و تاثیرگذار بر فرایند نیترات‌زدایی در این راکتور می‌باشد. در این راکتورها، در نقاط داخلی و عمیق پلی‌یورتان، که میزان اکسیژن کم است، ریزاندام‌های نیترات‌زدا به خوبی رشد می‌کنند و مقداری ماده آلی نیز در این حفرات ذخیره می‌شود به همین دلیل این سیستم برای فاضلاب‌هایی که نسبت C/N کمی دارند بسیار مناسب است. روی سطح خارجی آکنه‌ها، شرایط برای رشد ریزاندام‌های نیترات‌ساز مناسب است، به این ترتیب، فرایندهای نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی بطور هم‌زمان در یک راکتور انجام می‌شود. در روش MBSBR هوادهی پیوسته سبب خروج مواد آلی ذخیره شده در حفرات آکنه‌ها می‌شود، بنابراین هوادهی به صورت دوره‌ای انجام می‌شود. با این عمل علاوه بر کاهش خروج مواد آلی ذخیره شده، انرژی مصرفی نیز کاهش می‌یابد. بازدهی حذف نیترژن در این روش حدود ۱۰۰٪ است.

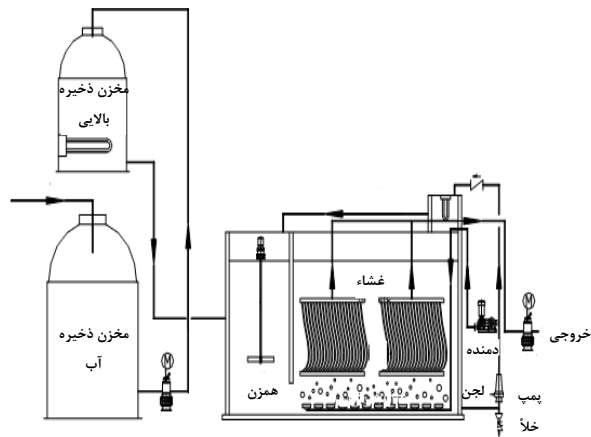
شکل (۸) دوره‌های هوادهی و نحوه حذف نیترات، نیتريت و آمونیوم را نشان می‌دهد. همان‌طور که نمودار نشان می‌دهد در بازه‌های



شکل ۸- تغییرات غلظت در سیستم [۳۲]MBSBR.

زیست‌راکتورهای غشایی^۱ مزایایی در مقایسه با روش‌های دیگر دارد، از جمله: پساب خروجی با کیفیت بالاتر، فضای اشغالی کمتر توسط تجهیزات، لجن تولیدی کمتر، قابلیت تصفیه پساب‌هایی با مواد معلق بالاتر. با این حال با معایبی از جمله گرفتگی غشاء و هزینه عملیاتی بالا همراه است، که در زیست‌راکتور غشایی هوازی-بی‌هوازی (A/OMBR) این مشکلات برطرف شده‌است. در این روش حذف نیترژن نسبت به روش زیست‌راکتور غشایی ۳۰٪ افزایش می‌یابد [۳۳].

در جدول (۱)، نمونه‌هایی از هر یک از فرایندهای زیستی حذف نیترژن آمده است.



شکل ۹- شمایی از سیستم [33A/O MBR]

جدول ۱- مقایسه درصدی حذف نیترژن در فرایندهای زیستی

منبع	میزان حذف نیترژن	شرایط فرایندی	دستگاه کاربردی	سیستم راکتور
۱۶	٪۱۰۰ ٪۸۰ ٪۶۰ ٪۴۰	HRT=0.057 h HRT=0.02 h HRT=0.0058 h HRT=0.016 h	Leca Kaldnes Norton Finturf artificial grass	فیلتر چکنده
۱۹	٪۴۰	HRT=0.267 h	سطح تماس کل = ۱۳۳۸۰ مترمربع	تماس‌دهنده زیستی چرخان
۲۰	کل نیترژن خروجی = کمتر از ۱ میلی گرم بر لیتر	نیترات‌سازی HRT=4.5 h نیترات‌زدایی HRT=3 h کل نیترژن ورودی به طور متوسط = ۳۶/۲ میلی گرم بر لیتر	جریان ورودی = ۵/۵ متر مکعب در روز	راکتور اختلاط کامل با دو مرحله جذب و هیدرولیز لجن
۲۱	٪۹۵-۹۸	دما = ۳۵ درجه اکسیژن محلول = ۳/۵ میلی گرم بر لیتر		شارون
۳۴	٪ ۷۰	بار نیترژن = ۱/۱۵ کیلوگرم نیترژن در هر متر مکعب در هر روز	راکتور ناپیوسته	انوماکس
۳۵	٪ ۹۰	سوپسترا = لجن آب هاضم بی‌هوازی	راکتور SBR-CSTR	شارون-آنوماکس
۳۶	٪۸۳	سوپسترا = سوپرناتانت هاضم بی‌هوازی	راکتور FBR-CSTR	
۳۷	٪ ۳۶-۹۲	نیترژن ورودی = ۰/۱۱ - ۰/۰۴ کیلوگرم نیترژن در هر متر مکعب در هر روز	راکتور SBR	کانون
۳۸	٪ ۸۰-۹۵	نیترژن ورودی = ۰/۰۸ - ۰/۰۶ کیلوگرم نیترژن در هر متر مکعب در هر روز	راکتور UASB	
۳۹	نیترژن کل ٪۷۰ نیترژن آمونیاکی ٪۸۰	بار کل نیترژن = ۷/۵۸ میلی گرم در هر ساعت	راکتور MBSBR	راکتور نوبتی متوالی بستر متحرک
۳۳	نیترژن کل ٪۵۰-۷۰ نیترژن آمونیاکی ٪۹۵	فاضلاب فوق شور با حدود ۱ گرم بر لیتر شوری	راکتور A/O MBR	زیست‌راکتور غشایی هوازی-بی‌هوازی

1. Membrane BioReactor(MBR)
2. Supernatant

۴- تصفیه الکتروشیمیایی

روش الکتروشیمیایی نیز یکی از روش‌های حذف نیتروژن است. این روش مجهز به دو الکترود است که یکی نقش کاتد و دیگری نقش آند را دارد. روی سطح کاتد نیترات به نیتريت و در نهایت به گاز نیتروژن احیا می‌شود.

نیترات روی سطح کاتد با آب واکنش می‌دهد و نیتريت تولید می‌شود، نیتريت به عنوان محصول جانبی با آب واکنش می‌دهد و آمونیاک و گاز نیتروژن تولید می‌کند. هشت الکترون لازم در این فرایند با هیدرولیز آب روی سطح آند تأمین می‌شود. آمونیاک و نیتريت دو محصول ناخواسته می‌باشند که بازدهی فرایند را کاهش می‌دهد.

از معایب این روش می‌توان به انرژی مصرفی بالا، نتایج متغیر و نیاز به تعمیر و نگهداری مداوم اشاره کرد. در این بین مزایایی مانند بازدهی بالا، کارآمدی قابل قبول در دمای محیط، تجهیزات کوچک و تولید کم لجن، سبب استفاده از این روش در فرایندهای تصفیه فاضلاب شده است.

لیست واکنش‌های انجام شده در این روش در جدول (۲) آمده است. جنس الکتروود، ویژگی‌های جریان ورودی و میزان نیتروژن در آن، pH و رسانایی از جمله پارامترهای تاثیرگذار در این روش می‌باشند. لی و همکارانش تاثیر pH ورودی، غلظت نیتريت، غلظت سدیم کلرید، چگالی جریان و دما را با استفاده از دو الکترود Fe و Ti/IrO₂ بررسی کردند. در عدم حضور سدیم کلرید میزان حذف نیترات در ۱۸۰ دقیقه ۹۲/۸ درصد و در غلظت ۰/۵ گرم بر لیتر نمک میزان حذف ۸۷/۱ درصد بدست آمده است. میزان حذف نیترات به صورت خطی با چگالی جریان ورودی نسبت مستقیم و با غلظت نمک سدیم کلرید نسبت عکس دارد. همچنین انواع مختلفی از مواد را به عنوان آند بررسی کردند و دریافتند که بهترین آندها برای بیشترین میزان حذف نیترات Ti/Pt و Ti/IrO₂-Pt می‌باشند. محققان بسیاری در زمینه حذف نیترات با استفاده از سیستم الکتروشیمیایی کار کرده‌اند که نتایج تحقیقات آن در جدول (۳) آمده است [۲].

جدول ۲- واکنش‌های حذف نیتروژن در روش الکتروشیمیایی [۲]

واکنش	فرایند
$2H_2O + 2e \rightarrow H_2 + 2OH$	الکترولیز کاتدی آب
$4OH \rightarrow O_2 + 2H_2O + 4e$	الکترولیز آندی آب
$NO_3 + H_2O + 2e \rightarrow NO_2 + 2OH$ $NO_3 + 3H_2O + 5e \rightarrow 1/2N_2 + 6OH$ $NO_3 + 6H_2O + 8e \rightarrow NH_3 + 7OH$	واکنش یون نیترات و مولکول آب
$NO_2 + 2H_2O + 3e \rightarrow 1/2N_2 + 4OH$ $NO_2 + 5H_2O + 6e \rightarrow NH_3 + 7OH$ $NO_2 + 4H_2O + 4e \rightarrow NH_2OH + 5OH$	واکنش یون نیتريت و مولکول آب

جدول ۳- نتایج بدست آمده از تحقیقات گوناگون برای حذف نیتروژن به روش الکتروشیمیایی [۲]

نوع فرایند	آند	کاتد	ترکیب درصد الکتروولیت	شرایط واکنش	نتایج
ناپیوسته	Ti/Pt	Cu/Zn plate	نیترات و ۰/۵ گرم بر لیتر سدیم سولفات	سدیم کلرید ۰/۷۵ گرم بر لیتر	حذف نیترات = ۷۴٪ تولید نیتروژن آمونیاکی = ۱/۵ میلی گرم بر لیتر
ناپیوسته	Ti/Pt	Cu/Zn plate	نیترات و ۰/۵ گرم بر لیتر سدیم سولفات	فاقد سدیم کلرید	حذف نیترات = ۸۶/۷٪ تولید نیتروژن آمونیاکی = ۲۰ میلی گرم بر لیتر
ناپیوسته	Ti/IrO ₂ -Pt	Cu/Zn plate	نیترات و ۰/۵ گرم بر لیتر سدیم سولفات	سدیم کلرید ۰/۵ گرم بر لیتر	حذف نیترات = ۸۲/۷٪ تولید نیتروژن آمونیاکی = ۱۴/۷ میلی گرم بر لیتر
ناپیوسته	Ti/IrO ₂ -Pt	Cu/Zn plate	نیترات و ۰/۵ گرم بر لیتر سدیم سولفات	سدیم کلرید ۰/۷۵ گرم بر لیتر	حذف نیتروژن = ۷۷/۴٪ حذف نیترات = ۶۶/۷٪ تولید نیتروژن آمونیاکی = ۴۶/۷ میلی گرم بر لیتر
ناپیوسته	Ti/RuO ₂ -Pt	Cu/Zn plate	نیترات و ۰/۵ گرم بر لیتر سدیم سولفات	فاقد سدیم کلرید	حذف نیترات = ۸۷/۲٪ تولید نیتروژن آمونیاکی = ۶۰ میلی گرم بر لیتر
ناپیوسته	Ti/IrO ₂ -Pt	Cu/Zn	محلول ساختگی حاوی نیترات و ۰/۵ گرم بر لیتر سدیم سولفات	سدیم کلرید ۰/۵ گرم بر لیتر	حذف نیترات = ۹۰/۳٪
ناپیوسته	Graphite	TiO	پساب ساختگی پرورش ماهی	سدیم کلرید ۲ گرم بر لیتر	حذف نیترات = ۸۷/۱٪

۵- تصفیه زیست‌الکتروشیمیایی

روش‌های زیست‌الکتروشیمیایی به دو دسته سلول‌های سوختی میکروبی^۱ (MFC) و سلول‌های الکترولیز میکروبی^۲ (MEC) تقسیم می‌شوند. در این سیستم‌ها باکتری‌ها به عنوان کاتالیزور واکنش عمل می‌کنند. در روش MFC مواد آلی درون فاضلاب به انرژی الکتریکی تبدیل می‌شوند در حالی که در روش MEC برای تولید هیدروژن انرژی مصرف می‌شود. این دو روش نسبت به سیستم لجن فعال، لجن تولیدی بسیار کمتری دارد [۲].

در MFC نیترات با گرفتن الکترون از کاتد احیا می‌شود. برای تصفیه فاضلاب حاوی آمونیاک می‌توان یک زیست‌راکتور تبدیل آمونیاک به نیترات را در کنار MFC استفاده کرد و خروجی آن را که حاوی مقدار زیادی نیترات است، جریان ورودی سلول سوختی قرار داد و یا می‌توان در یک سیستم MFC با دو کاتد، عملیات نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی را همزمان انجام داد. محققان توانستند سلول سوختی با دو کاتد هوازی و بی‌هوازی و یک آند مشترک برای حذف نیتروژن بسازند که در pH بافری می‌تواند حدود ۹۶/۵٪ نیتروژن را به گاز نیتروژن تبدیل کند [۴۰].

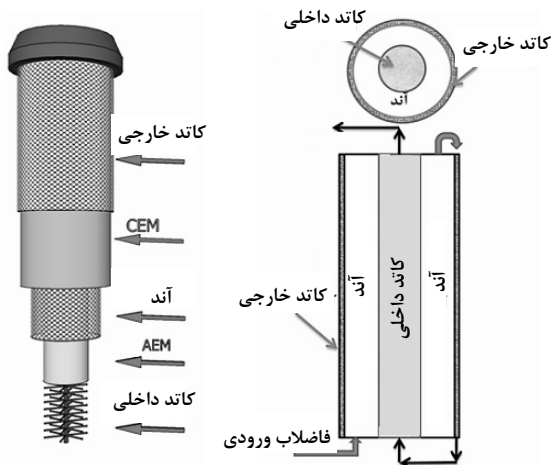
همانطور که در شکل (۱۰) مشخص است این سلول استوانه‌ای شکل است، که بین دو لایه داخلی و خارجی آن که نقش کاتد را دارند یک آند مشترک قرار دارد، این آند با دو غشای جابجایی کاتیون^۳ (CEM) و جابجایی آنیون^۴ (AEM) از کاتدها جدا می‌شود. جنس آند و کاتدها از کربن است، کاتد خارجی با یک لایه پلاتین پوشش داده شده است. با قرار دادن سلول درون یک مخزن با سیستم ناپیوسته و برقراری اتصال بین آند و کاتدها، جریان بین آند و کاتدها برقرار می‌شود.

هر یک از دو کاتد برای اهداف خاصی تعبیه شده‌اند، کاتد داخلی با مقاومت کم برای تولید جریان بالا و کاتد خارجی با مقاومت زیاد برای تولید توان بالا استفاده می‌شود. آمونیاک روی کاتد خارجی اکسید می‌شود و به طور مستقیم در تولید جریان نقش ندارد بلکه به طور غیرمستقیم با کاهش Ph سیستم، شرایط را برای تولید الکتروسیسته فراهم می‌کند، بنابراین وظیفه کاتد خارجی ایجاد توان بالا می‌باشد. مقاومت بین کاتد داخلی و آند 1Ω و بین کاتد خارجی

و آند 60Ω می‌باشد.

جریان ورودی که حاوی مقدار قابل توجهی نیتروژن است وارد کانال آند می‌شود. از طریق غشای تبادل کاتیون، یون‌های NH_4^+ به سطح کاتد خارجی و از طریق غشای تبادل آنیون، یون‌های NO_3^- به سطح کاتد داخلی هدایت می‌شوند. یون آمونیوم روی کاتد خارجی به یون نیترات احیا می‌شود و جریان خروجی از کاتد بیرونی که حاوی مقدار زیادی نیترات می‌باشد، وارد کاتد داخلی می‌شود که نیترات در آنجا به گاز نیتروژن کاهش می‌یابد [۴۰].

نکته قابل توجه این است که در این سیستم‌های زیستی که ریزاندام‌ها نیز حضور دارند، حذف نیترات از دو طریق، یکی از طریق دریافت الکترون از کاتد و دیگری دریافت الکترون از الکترون دهنده آلی بواسطه وجود ریزاندام‌های موجود، صورت می‌گیرد [۴۱].



شکل ۱۰- سلول سوختی میکروبی دارای دو کاتد [۴۰]

۶- نتیجه‌گیری

روش‌های ذکر شده از دو جنبه اقتصادی و محیط‌زیستی مورد توجه‌اند، از بین روش‌های ذکر شده در متن، با توجه به میزان BOD، نسبت نیتروژن به کربن و مشخصات دیگر فاضلاب ورودی و با توجه به مشخصاتی که از فاضلاب خروجی انتظار می‌رود، اقتصادی‌ترین روش انتخاب می‌شود. از آنجایی که ذخیره انرژی و منابع آن بسیار مورد توجه می‌باشند، فرایندهایی مطلوب‌اند که انرژی کمتری مصرف کنند.

روش‌های زیستی به علت سازگاری با محیط‌زیست و کم هزینه بودن، نسبت به روش‌های دیگر ارجحیت دارند و امروزه بیشتر مورد

1. Microbial Fuel Cell
2. Microbial Electrolysis Cell
3. Cation Exchange Membrane
4. Anion Exchange Membrane

- [14] Strathmann, H., "Electrodialysis, a mature technology with a multitude of new applications". *Desalination*, 264(3), 268-288 (2010).
- [15] Monsalvo, V. M., Mohedano, A. F., Rodriguez, J. J., "Activated carbons from sewage sludge: application to aqueous-phase adsorption of 4-chlorophenol". *Desalination*, 277(1), 377-382, (2011).
- [16] Lekang, O. I., Kleppe, H., "Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media". *Aquacultural engineering*, 21(3), 181-199, (2000).
- [17] Mackenzie, L. Davis., "Water and wastewater engineering: Design principles and practice". USA. First edition, 1079-1093, (2011).
- [18] Brazil, B. L., "Performance and operation of a rotating biological contactor in a tilapia recirculating aquaculture system". *Aquacultural engineering*, 34(3), 261-274, (2006).
- [19] Liu, H., Zhao, F., Mao, B., Wen, X., "Enhanced nitrogen removal in a wastewater treatment process characterized by carbon source manipulation with biological adsorption and sludge hydrolysis". *Bioresource technology*, 114, 62-68, (2012).
- [20] Claros, J., Serralta, J., Seco, A., Ferrer, J., Aguado, D., "Real-time control strategy for nitrogen removal via nitrite in a SHARON reactor using pH and ORP sensors". *Process Biochemistry*, 47(10), 1510-1515, (2012).
- [21] Mosquera-Corral, A., Gonzalez, F., Campos, J., Méndez, R., "Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds". *Process Biochemistry*, 40(9), 3109-3118, (2005).
- [22] Sri Shalini, S., Joseph, K., "Nitrogen management in landfill leachate: Application of SHARON, ANAMMOX and Combined SHARON-ANAMMOX Process". *Waste Management*, 32(12), 2385-2400, (2012).
- [23] Mulder, A., Graaf, A., Robertson, L., Kuenen, J., "Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor". *FEMS Microbiology Ecology*, 16(3), 177-184, (1995).
- [24] Daverey, A., Su, S. H., Huang, Y. T., Lin, J. G., "Nitrogen removal from opto-electronic wastewater using the simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) process in sequencing batch reactor". *Bioresource technology*, 113, 225-231, (2012).
- [25] Chamchoi, N., Nitorisavut, S., "Anammox enrichment from different conventional sludges". *Chemosphere*, 66(11), 2225-2232, (2007).
- [26] Jetten, M. S., Horn, S. J., Van Loosdrecht, M., "Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system". *Water Science and Technology*, 35(9), 171-180(1997).
- [27] Khin, T., Annachhatre, A. P., "Novel microbial nitrogen removal processes. *Biotechnology advances*". 22(7), 519-532, (2004).
- [28] Dapena-Mora, A., Van Hulle, S. W., Luis Campos, J., Méndez, R., Vanrolleghem, P. A., Jetten, M., "Enrichment of Anammox biomass from municipal activated sludge: experimental and modelling results". *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79(12), 1421-1428, (2004).
- استفاده قرار می‌گیرند. در این بین، فرایند شارون به یک مرحله هوادهی کمتر نیاز دارد در نتیجه مصرف انرژی و هزینه فرایند نسبت به فرایندهای متعارف کمتر می‌شود. فرایند آنوماکس نیز بدلیل عدم تولید لجن و عدم نیاز به اکسیژن و کنترل pH، بسیار اقتصادی بوده و هزینه‌های جاری کمتری دارد. در نهایت ترکیب این دو فرایند یعنی، فرایند آنوماکس- شارون ۹۰٪ ارزاتر از فرایندهای زیستی متعارف می‌باشد که یک گزینه مناسب برای حذف نیتروجن از فاضلاب به شمار می‌رود.

مراجع

- [1] Dahab, M., Lee, Y., Bogardi, I., "A rule-based fuzzy-set approach to risk analysis of nitrate-contaminated groundwater". *Water Science and Technology*, 30(7), 45-52, (1994).
- [2] Mook, W., Chakrabarti, M., Aroua, M., Khan, G., Ali, B., Islam, M., Abu Hassan, M., "Removal of total ammonia nitrogen (TAN), nitrate and total organic carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: A review". *Desalination*, 285, 1-13, (2012).
- [3] EPA, "Nitrogen control", United States environmental protection agency, Office of research and Development Office of water, Washington (DC), (1993).
- [4] López-Ramírez, J. A., Oviedo, M., Alonso, J., "Comparative studies of reverse osmosis membranes for wastewater reclamation". *Desalination*, 191(1), 137-147, (2006).
- [5] Bouwer, H., "Issues in artificial recharge". *Water Science and Technology*, 33(10), 381-390, (1996).
- [6] Liu, C., Xia, W., Park, J., "A wind-driven reverse osmosis system for aquaculture wastewater reuse and nutrient recovery". *Desalination*, 202(1), 24-30, (2007).
- [7] Sadr Ghayeni, S., Beatson, P., Schneider, R., Fane, A., "Adhesion of waste water bacteria to reverse osmosis membranes". *Journal of Membrane Science*, 138(1), 29-42, (1998).
- [8] Hasson, D., Drak, A., Semiat, R., "Inception of CaSO₄ scaling on RO membranes at various water recovery levels". *Desalination*, 139(1), 73-81, (2001).
- [9] Abdulgader, H. A., Kochkodan, V., Hilal, N., "Hybrid ion exchange-Pressure driven membrane processes in water treatment: A review". *Separation and Purification Technology*, 116, 253-264, (2013).
- [10] Shrimali, M., Singh, K., "New methods of nitrate removal from water". *Environmental Pollution*, 112(3), 351-359, (2001).
- [11] Kitchener, J. A., "Ion exchange Resins", Methuen, London, (1957).
- [12] Velizarov, S., Matos, C., Oehmen, A., Serra, S., Reis, M., Crespo, J., "Removal of inorganic charged micropollutants from drinking water supplies by hybrid ion exchange membrane processes". *Desalination*, 223(1), 85-90, (2008).
- [13] Wilson, J. R., "Demineralization by electrodialysis". Butterworths Scientific Publications, First Edition edition, (1960)

- [29] Zhang, X., Li, D., Liang, Y., Zhang, Y., Fan, D., Zhang, J., " Application of membrane bioreactor for completely autotrophic nitrogen removal over nitrite (CANON) process". *Chemosphere*, 93(11), 2832-2838, (2013).
- [30] Ahn, Y. H., " Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review". *Process Biochemistry*, 41(8), 1709-1721, (2006).
- [31] Schmidt, I., Hermelink, C., Van de Pas-Schoonen, K., Strous, M., Op Den Camp, H. J., Kuenen, J. G., Jetten, M. S., "Anaerobic ammonia oxidation in the presence of nitrogen oxides (NOx) by two different lithotrophs". *Applied and Environmental Microbiology*, 68(11), 5351-5357, (2002).
- [32] Lim, J. W., Lim, P. E., Seng, C. E., " Enhancement of nitrogen removal in moving bed sequencing batch reactor with intermittent aeration during REACT period". *Chemical Engineering Journal*, 197, 199-203, (2012).
- [33] Sun, J., Wang, X., Li, R., Zhu, W. T., Li, Y., "Hyperhaline municipal wastewater treatment of a processing zone through pilot-scale A/O MBR, Part II: nitrogen and phosphorous removal". *Procedia Environmental Sciences*, 8, 781-788, (2011).
- [34] Ahn, Y. H., Kim, H. C., "Nitrogen removal and microbial granulation in anaerobic and organic nitrogenous wastewater", *Water Science Technology*. 50(6), 207-216, (2004).
- [35] Fux, C., Boehler, M., Huber, P., Brunner, I., Siegrist, H., " Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant". *Journal of Biotechnology*, 99(3), 295-306, (2002).
- [36] Jetten, M. S., Horn, S. J., Van Loosdrecht, M., "Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system". *Water Science and Technology*, 35(9), 171-180, (1997).
- [37] Kuai, L., Verstraete, W., "Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification system". *Applied and Environmental Microbiology*, 64(11), 4500-4506, (1998).
- [38] Ahn, Y. H., Choi, H. C., "Autotrophic nitrogen removal from sludge digester liquids in upflow sludge bed reactor with external aeration". *Process Biochemistry*, 41(9), 1945-1950, (2006).
- [39] Yang, S., Yang, F., Fu, Z., Lei, R., " Comparison between a moving bed membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor on organic carbon and nitrogen removal". *Bioresource technology*, 100(8), 2369-2374, (2009).
- [40] Zhang, F., He, Z., " Integrated organic and nitrogen removal with electricity generation in a tubular dual-cathode microbial fuel cell". *Process Biochemistry*, 47(12), 2146-2151, (2012).
- [41] Yu, C. P., Liang, Z., Das, A., Hu, Z., " Nitrogen removal from wastewater using membrane aerated microbial fuel cell techniques". *Water Research*, 45(3), 1157-1164(2011).