علم و صنعت روز، دوره اول، شماره دوم ، فصل زمستان سال ۱۳۹۸، صفحه ۷۴-۸۴

مروری بر روش‌های متعارف و نوین حذف نیترات از آب آشامیدنی در مقیاس کامل

وحید آقابالائی ۱*،شیما مردانی۲،مهلا تابش‌نیا۲

۱*- دانشجوی دکتری مهندسی محیط زیست- مهندسی آب و فاضلاب، دانشکده محیط زیست- دانشکده‌های پردیس فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران.

۲- دانشجوی دکتری مهندسی محیط زیست- مهندسی آب و فاضلاب، دانشکده محیط زیست- دانشکده‌های پردیس فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران.

*ایمیل نویسنده مسئول: aghabalaeivahid@ut.ac.ir

تاریخ دریافت : ۹۹/۰۲/۲۳ تاریخ پذیرش : ۹۹/۰۲/۲۴

چکیده

آلودگی آب با غلظت‌های بالای نیترات مشکل جهانی است. افزایش غلظت نیترات بیش از ۴۵ میلی‌گرم در لیتر، موجب بیماری متهموگلوبین، یا سندرم کودک کبود در کودکان و ایجاد ترکیبات سرطان‌زای نیتروزآمین و نیتروزآمید و افزایش احتمال ابتلا به سرطان‌های مختلف خواهد شد. همچنین افزایش ورود ترکیبات نیتروژنی در کنار ترکیبات فسفردار به منابع آب‌های سطحی، باعث ایجاد پدیده سرشاری غذایی در آب‌های پذیرنده شده و نتیجه آن، فراوانی گیاهان آبی و رشد جلبک‌ها، تهی‌شدن اکسیژن محلول و مرگ آبزیان است. فرآیندهای متعارف تصفیه‌خانه‌های آب در حذف نیترات موثر نیستند. روش‌های مدیریت نیترات، گزینه‌های تصفیه‌ای و غیرتصفیه‌ای می‌باشند که با توجه به محدودیت منابع آبی اهمیت روش‌های تصفیه‌ای روز به روز بیشتر می‌گردد. در سال‌های اخیر، انتخاب روش مناسب حذف نیترات از آب آشامیدنی از نظر پایداری سیستم تصفیه، صرفه اقتصادی و دوستدار بودن محیط زیست بسیار حائز اهمیت بوده و تحقیقات زیادی جهت بهبود و اصلاح سیستم‌های متعارف انجام و بسیاری از آن‌ها در مقیاس صنعتی نصب شده‌اند. این مقاله ضمن بررسی برخی تجربیات سایر کشورها و چالش‌های زیست محیطی و اقتصادی مشاهده شده ناشی از استفاده از روش های متعارف، به مقایسه فنی و اقتصادی روش‌های متعارف و اصلاح شده حذف نیترات از آب آشامیدنی خواهد پرداخت.

واژه‌های کلیدی:

"نیترات"، "آب آشامیدنی"، "مقایسه فنی و اقتصادی"، "روش های حذف و تصفیه نیترات"

Review of conventional and modern methods for nitrate removal from dirinking water in full scale

Vahid Aghabalaei[1*], Shima Mardani[2], Mahla Tabeshnia[2]

1*.PhD student, school of Environment, college of engineering, university of Tehran, Tehran, Iran.

2.PhD student, school of Environment, college of engineering, university of Tehran, Tehran, Iran.

*Email address: aghabalaeivahid@ut.ac.ir

Abstract

High cocentraion of nitrate in drinking water is one of the serious issue in the worlwide. Increasing nitrate concentration over 45 mg.L^{-1} will be caused Methemoglobinemi disease or Blue Baby Syndrome in child, forming carcinogenic compounds such as Nitrosamine and Nitrosamide Due to go up therisk of various cancers. Also eutrophication in receiving water will be happened by inhancing nitrogen compounds besides phosphore compounds into surface water. As a result of that is abundance of aquatic plants, algae growing, lack of soluble oxygen and aquatic death. Conventional processes in water treatments are not effective in nitrate removal. Nitrate management methods are included treatment and non treatment options. Asmuch as the water resources has limited, the importance of treatment methods rises day to day. In recent years, selecting the suitable method for nitrate removal is in dirinking water has important for the sustainability of the treatment system, economic efficiency and environmental friendl y further more many researches was done for improving and modifying conventional systems that some of them have been installed in full scale. This paper will be considered the experinces of other countries and the environmental and economic challenges because of using conventional methods, and technical and economical comparision will be done between conventional and modified methods in nitrate removal from dirinking water.

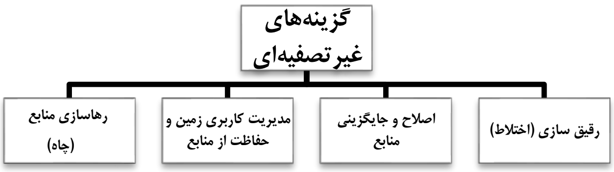
.Key words

"Nitrate", "dirinking water", "technical and economical comparition", "nitrate removal and treatment methods"

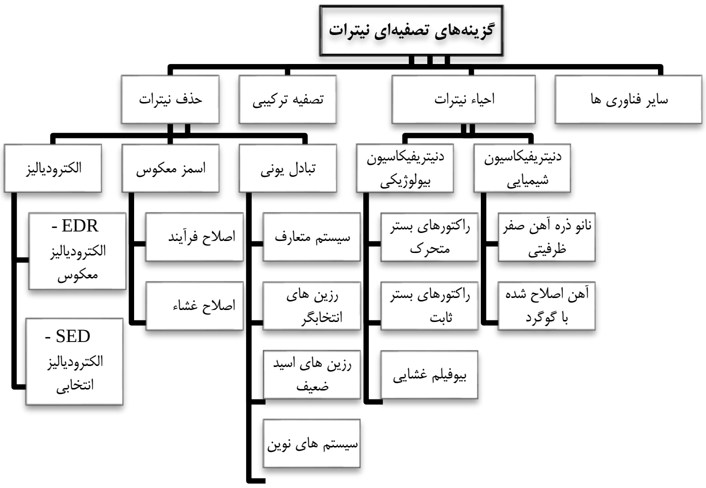
۱- مقدمه

آب سالم برای انسان‌ها، گیاهان و حیوانات حیاتی بوده و در صورت آلودگی آب با ترکیبات سمی، بایستی قبل از مصرف آن را تصفیه نمود (Hassimi et al. 2020). آلودگی آب با غلظت‌های بالای نیترات مشکل جهانی است و از دلایل آن می‌توان به فعالیت‌های انسانی ناشی از استفاده مداوم از کودهای کشاورزی، تخلیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی، کودهای دامی و نشت شیرابه زباله اشاره نمود (Guo et al. 2019, Zoppas1 et al. 2018 , Bastani et al. 2019). در طول دهه‌های اخیر، آلودگی منابع آبی با نیترات به دلیل فعالیت‌های انسانی رو به رشد بوده، به‌طوری‌که در دو دهه اخیر غلظت نیترات به میزان ۱-۳ میلی‌گرم در لیتر در سرتاسر جهان افزایش یافته است. هم‌چنین مطالعات مختلف نشان می‌دهد در دهه‌های آینده نیز آلودگی نیترات در آب‌های زیرزمینی افزایش خواهد یافت (Mazarji et al. 2017). حداکثر غلظت نیترات، مطابق استاندارد شماره ۱۰۵۳ ایران، سازمان بهداشت جهانی (WHO) و آژانس محیط‌زیست اروپا، ۵۰ و براساس سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA)، ۴۵ میلی‌گرم در لیتر بر حسب نیترات می‌باشد (Jensen et al. 2014, U.S. EPA 2010). افزایش غلظت نیترات بیش از ۴۵ میلی‌گرم در لیتر، موجب بیماری متهموگلوبین[1] یا سندرم کودک کبود[2] در کودکان و ایجاد ترکیبات سرطان‌زای نیتروزآمین[3] و نیتروزآمید[4] و افزایش احتمال ابتلا به سرطان‌های مختلف خواهد شد (Nikolenko et al. 2017, Mart´ınez et al. 2018). همچنین افزایش ورود ترکیبات نیتروژنی (از جمله نیترات) در کنار ترکیبات فسفردار به منابع آب‌های سطحی، باعث ایجاد پدیده تغذیه‌گرایی یا سرشاری غذایی[5] در آب‌های پذیرنده شده و نتیجه آن، فراوانی گیاهان آبی و رشد جلبک‌ها، کمبود اکسیژن محلول در آب و در نتیجه مرگ آبزیان است. این پدیده، یکی از جدی‌ترین تهدیدات زیست‌محیطی در اکوسیستم‌های طبیعی محسوب می‌شود (Bradu et al. 2018). علی‌رغم اهمیت میزان نیترات در آب آشامیدنی، اما در تصفیه‌خانه‌های آب، فرآیندهای متعارف (انعقاد، لخته‌سازی، فیلتراسیون و کلرزنی) در حذف نیترات موثر نیستند (Rezvani et al. 2018). روش‌های مدیریت نیترات در آب، شامل گزینه‌های تصفیه‌ای و غیرتصفیه‌ای می‌باشد که خلاصه روش‌های مدیریت نیترات به ترتیب در شکل‌های ۱ و ۲ آورده شده است. با توجه به محدودیت منابع آبی، اهمیت روش‌های تصفیه‌ای نسبت به روش‌های غیر تصفیه‌ای روز به روز بیشتر می‌شود که از میان روش‌های تصفیه‌ای نیترات، سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا، تنها روش‌های تبادل یونی، اسمز معکوس و الکترودیالیز را به‌عنوان روش‌های حذف نیترات تائید می‌کند (Jensen et al. 2014 , U.S. EPA 2010). انتخاب روش تصفیه مناسب جهت حذف یا تصفیه نیترات به فاکتورهای متعددی وابسته می‌باشد. رایج‌ترین روش تصفیه نیترات در منابع آب شرب، سیستم تبادل یونی می‌باشد(Choe et al. 2015). در جدول ۱خلاصه‌ای از مطالعات موردی انجام شده براساس انواع روش‌های تصفیه نیترات از آب شرب، به همراه موقعیت مکانی، ظرفیت یا جمعیت تحت پوشش هر سیستم آورده شده است (علی‌قارداشی و آقابالائی، ۱۳۹۸). همچنین در جدول ۲، خلاصه مقایسه ملاحظات طراحی و مزایا و معایب انواع روش‌های تصفیه آورده شده است (Jensen et al. 2014) .

شکل ۱- گزینه‌های غیرتصفیه‌ای نیترات در آب شرب (Jensen et al. 2014)



شکل ۲- گزینه‌های تصفیه‌ای نیترات در آب شرب (Jensen et al. 2014)



1- Methemoglobinemi
2- Blue Baby Syndrome
3- Nitrosamine
4- Nitrosamide
5- Eutrophication

جدول ۱- سیستم‌های نصب شده حذف نیترات در آب شرب (علی‌قارداشی و آقابالائی، ۱۳۹۸)

ردیف	نوع سیستم تصفیه	موقعیت مکانی	ظرفیت (Lit/s)	NO_3 ورودی میلی‌گرم در لیتر NO_3 (N)
	تبادل یونی			
۱	تبادل یونی متعارف همراه با رقیق سازی	کالیفرنیا	۲۵	۳۱-۳۵ (۷-۱۲)
۲	تبادل یونی متعارف همراه با رقیق سازی	کالیفرنیا	۲۵	۴۵ (۱۰)
۳	تبادل یونی با جریان معکوس	اندیان هیل[۱]	۳/۱۵	۵۳-۷۱ (۱۲-۱۶)
۴	تبادل یونی چند مرحله‌ای[۲]	کالیفرنیا	۳۱/۵- ۵۷	۳۵-۸۹ (۸-۲۰)
۵	تبادل یونی چند مرحله‌ای	چینو[۳]	۳۱۵	۴۰-۲۰۰ (۹-۴۵)
	اسمز معکوس			
۶	اسمز معکوس و رقیق‌سازی	بکرس فیلد[۴]	۷/۵۷	۷۵-۸۴ (۱۷-۱۹)
۷	اسمز معکوس و کاهش بیولوژیکی	بریگتون[۵]	۲۹۰	۴۹-۸۹ (۱۱-۲۰)
۸	اسمز معکوس و رقیق‌سازی	آرینگتون دستلر[۶]	۲۹۰	۴۴-۸۹ (۱۰-۲۰)
	روش ترکیبی اسمز معکوس و تبادل یونی			
۹	روش اسمز معکوس، تبادل یونی و رقیق‌سازی	چاینو دستلر (۱)[۷]	۳۱۱(RO) و ۱۹۵(IX)	۱۴۸ -۳۰۳ (۳۳-۶۸)
۱۰	روش اسمز معکوس، تبادل یونی و رقیق‌سازی	چاینو دستلر (۲)[۸]	۲۶۳(RO) و ۱۷۵(IX)	۷۰-۲۲۴ (۱۶-۵۱)
	الکترودیالیز/ الکترودیالیز معکوس/ الکترودیالیز انتخابگر			
۱۱	الکترودیالیز معکوس EDR	اسپانیا	۲۰۵	۸۰ (۱۸)
۱۲	الکترودیالیز انتخابگر SED	_	۱۹/۵۵	۸۴-۸۹ (۱۹-۲۰)
	دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی			
۱۳	کاهش بیولوژیکی از نوع بستر متحرک	ریالتو[۹]	۱۲۶-۲۵۲	۱۷-۱۹(۴-۵)
۱۴	کاهش بیولوژیکی از نوع بستر ثابت	ریورساید[۱۰]	۱۰۵	۸۴-۸۹ (۱۹-۲۰)
۱۵	دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی	کالیفرنیا	۸۸	۱۰۰-۱۰۵(۲۲-۲۳)
۱۶	دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی(اتانول)	لهستان	۱۳۹	۴۴-۸۹ (۱۰-۲۰)
۱۷	۹ سیستم تصفیه بستر ثابت دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی هتروتروف (اتانول) [۱۱]	فرانسه	۱۴/۴۴- ۵۵۵	-
۱۸	۵ سیستم تصفیه بستر ثابت دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی هتروتروف(اتانول) و اتوتروف	آلمان	۱۴- ۴۴۴	-

[1] Indian Hills,co.
[2] Multiple vessel ion exchange
[3] Chino.
[4] Bakersfield, CO
[5] Brighton, CO
[6] Arlington Desalter, Riverside
[7] Chino Desalter I, chino .
[8] Chino Desalter II, Mira Loma
[9] Rialto
[10] Riverside
[11] Chateau Landon, Champfleur, Issoudun, Bourg les valences, Nord Sarthe, Dreux-Vernouillet, Niort, Thouard, Vernoy.

جدول ۲- روش‌های تصفیه آب برای مدیریت نیترات در آب شرب (Jensen et al. 2014)

پارامتر	تبادل یونی	اسمز معکوس	الکترودیالیز	دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی	دنیتریفیکاسیون شیمیایی
وجود سیستم مقیاس کامل	بله	بله	بله	بله	خیر
نوع و مکانیسم تصفیه	حذف نیترات و انتقال آن به جریان زائدات	حذف نیترات و انتقال آن به پساب	حذف نیترات و انتقال آن به پساب	کاهش (احیاء) بیولوژیکی	کاهش (احیاء) شیمیایی
ملاحظات طراحی و کیفیت آب	سولفات، آهن، منگنز، کل جامدات معلق TSS، فلزات سنگین مانند آرسنیک، سختی و مواد آلی	کدورت، آهن، منگنز، SDI، سایز ذره، TSS، سختی و مواد آلی و فلزات سنگین	کدورت، آهن، منگنز، TSS، سولفید هیدروژن، سختی و فلزات سنگین مانند آرسنیک	دما، pH و شرایط آنوکسیک	دما و pH
الزامات پیش‌تصفیه	فیلتراسیون اولیه، حذف سختی	فیلتراسیون اولیه، حذف سختی	فیلتراسیون اولیه، حذف سختی	تنظیم pH، اضافه نمودن مواد مغذی و سوبسترا، تامین شرایط آنوکسیک	تنظیم pH
الزامات تصفیه تکمیلی	تنظیم pH	تنظیم pH و معدنی‌سازی	تنظیم pH و معدنی‌سازی	فیلتراسیون، گندزدایی و حذف سوبسترای مازاد	تنظیم pH، حذف آهن و کنترل آمونیاک خروجی
مدیریت زائدات خروجی	دفع یا تصفیه زائدات خروجی	دفع یا تصفیه پساب تغلیظ شده	دفع یا تصفیه پساب تغلیظ شده	دفع لجن و جامد بیولوژیکی	دفع لجن حاوی آهن و دیگر مواد زائد
زمان راه‌اندازی مجدد سیستم	دقیقه	دقیقه	دقیقه	راه‌اندازی اولیه: روزها تا هفته‌ها	دقیقه
درصد بازیابی آب	در سیستم متعارف ۹۷، درسیستم نوین تا ۹۹/۹ درصد	بیش از ۸۵	بیش از ۹۵	حدود ۱۰۰	نبود سیستم در مقیاس کامل (نبود اطلاعات)
مزایا	امکان استفاده از رزین‌های انتخابگر نیترات، کاربرد رایج و صنعتی، حذف همزمان سایر آلاینده‌ها	حذف همزمان سایر آلاینده‌ها، نمک زدایی (حذف TDS)	حذف همزمان سایر آلاینده‌ها، درصد بالای بازیابی آب و تولید زائدات کمتر، نمک زدایی و عدم تاثیر پذیری توسط سیلیکا	عدم تولید پساب، کاهش نیترات به گاز نیتروژن بیش از انتقال نیترات به جریان زائدات، درصد بالای بازیابی آب، پتانسیل بالا در حذف سایر آلاینده‌ها	عدم تولید پساب، کاهش نیترات به گاز نیتروژن ، درصد بالای بازیابی آب، پتانسیل بالا در حذف همزمان سایر آلاینده‌ها
معایب	پتانسیل افزایش مجدد غلظت نیترات در خروجی سیستم، استفاده از مقدار بالای نمک، چالش دفع زائدات نمکی با غلظت بالای نیترات، تشکیل محصولات جانبی گندزدایی مانند نیترو سدیم اتیل آمین (NDMA)	گرفتگی میکروبی و رسوب گذاری غشاء، درصد پایین بازیابی آب، صعوبت بهره-برداری، مصرف بالای انرژی، دفع پساب تغلیظ شده	مصرف انرژی، صعوبت بهره‌برداری، دفع پساب تغلیظ شده	اضافه نمودن سوبسترا، صعوبت بهره‌برداری، پایش مداوم فرآیند، حساسیت فرآیند به شرایط محیطی، خطر تولید نیتریت (دنیتریفیکاسیون ناقص)، تصفیه تکمیلی - دستیابی به استاندارد کدورت و حذف 4-log ویروس.	عدم امکان دستیابی به درصد بالای حذف نیترات، خطر تولید نیتریت (پتانسیل دنیتریفیکاسیون ناقص)، کاهش به آمونیاک، وابستگی به دما و pH، نبود سیستم در مقیاس کامل، نیاز به حذف آهن مازاد

۲- ارتقاء و اصلاح سیستم‌های متعارف حذف نیترات

در سال‌های اخیر به منظور بهبود و اصلاح سیستم‌های متعارف برای حذف نیترات از آب تحقیقات زیادی انجام شده که بسیاری از آن‌ها حتی در مقیاس صنعتی نیز نصب شده‌اند. در ادامه تعدادی از سیستم‌ها که برای ارتقاء و اصلاح سیستم‌های متعارف استفاده شده، آورده شده است.

۲-۱- سیستم تبادل یونی اصلاح شده

بهبود و اصلاح روش‌های تبادل یونی متعارف منجر به گسترش فرآیندهای نوین تبادل یونی با هدف کاهش تولید زائدات شده است. از جمله این سیستم‌ها می‌توان به تبادل یونی مغناطیسی[1]، سیستم تبادل

[1] Magnetic Ion Exchange (MIEX)

یونی با رزین‌های آنیونی بازی ضعیف[1] و رزین‌های انتخابگر نیترات اشاره نمود (Vivian et al. 2012 , Jensen et al. 2014). علیرغم مزایای بالقوه فناوری‌های نوین ذکر شده، ذکر این نکته اهمیت دارد که این فناوری‌ها ممکن است، معایب ذاتی هم‌چون کاهش انعطاف‌پذیری برای استفاده از سیستم‌های با کارآمدی بالاتر، آسیب پذیری سیستم از طرف سازندگان در زمان خروج از بازار و به همراه آن عدم پشتیبانی پیوسته از سیستم و رقابت کم برای کاهش هزینه‌های تعمیر و نگهداری (بدلیل انحصاری بودن این سیستم‌ها) را به همراه داشته باشند. در ادامه بعضی از سیستم‌های تبادل یونی اصلاح شده توضیح داده شده است.

- **رزین‌های انتخابگر نیترات**

رزین‌های انتخابگر نیترات تمایل بیشتری برای حذف نیترات نسبت به رزین‌های متعارف دارند. به طورکلی هنگامی‌که مقادیر قابل توجهی سولفات موجود باشد (به طور معمول بیش از ۲۵ درصد مجموع کل سولفات و نیترات بر حسب میلی‌اکی والان در لیتر) کاربرد رزین‌های انتخابگر نیترات مفید خواهد بود. از آنجائی‌که عملکرد رزین‌های انتخابگر نیترات متغیر است، معمولا آزمایشات پایلوت مورد نیاز می‌باشد. شرکت‌هایی هم‌چون پرولایت، روهام، هس و کریستنسز[2] سیستم‌های پیشرفته پکیج‌های تبادل یونی با استفاده از رزین‌های انتخابگر نیترات را با هدف افزایش درصد بازیابی آب و کاهش حجم زائدات خروجی بصورت انحصاری گسترش داده‌اند (علی‌قارداشی و آقابالائی، ۱۳۹۸).

- **رزین‌های آنیونی بازی ضعیف**

سیستم‌های تبادل یونی با رزین‌های آنیونی بازی ضعیف (WBA IX)، به‌عنوان یک فناوری نوین، می‌تواند گزینه‌ای کارآمد جهت حذف نیترات از آب آشامیدنی در نظر گرفته شود. مکانیزم حذف نیترات با استفاده از این رزین‌ها براساس معادله (۱) بوده که بشدت به pH وابسته می‌باشد. در سیستم تبادل یونی با رزین‌های آنیونی بازی قوی (SBA)، نیترات توسط مکانیزم جدا نمودن نمک‌های نیترات حذف می‌شود، در حالی‌که رزین‌های WBA در شرایط اسیدی کارآمد بوده و همان‌طور که در معادله (۱) نشان داده شده پس از اضافه کردن اسید، سطح رزین پروتون‌دار شده و سپس سطح رزین‌های جایگزین شده دارای بار مثبت (NH_3^+)، آنیون‌هایی همچون نیترات را از جریان تصفیه حذف خواهند کرد. روند حذف نیترات در معادله (۲) نشان داده شده است.

$$R\text{-}NH_2 + H^+ \longrightarrow R\text{-}NH_3^+ \quad \text{(معادله ۱)}$$

$$R\text{-}NH_3^+ + NO_3^- \longrightarrow R\text{-}NH_3\text{-}NO_3 \quad \text{(معادله ۲)}$$

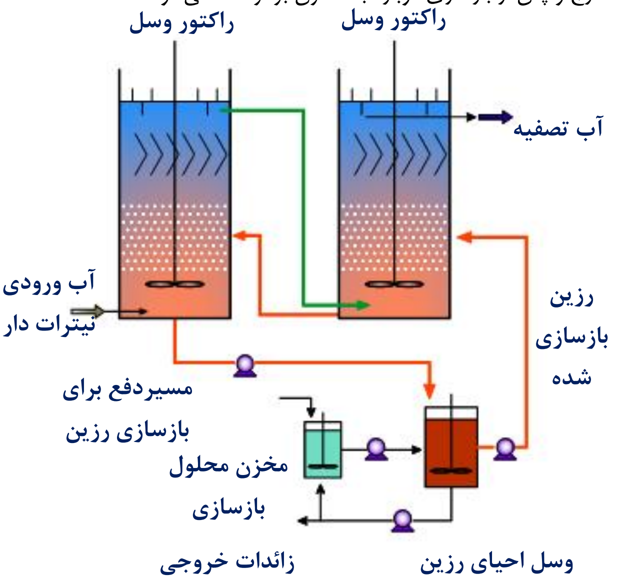
مطابق معادله (۳)، بازسازی این رزین‌ها توسط خنثی‌سازی بار انجام می‌شود. جهت بازسازی رزین‌های SBA، از محلول نمکی غلیظ (NaCl) استفاده می‌شود، در حالی‌که برای احیا رزین‌های WBA از بازهای ضعیف استفاده می‌شود.

$$R\text{-}NH_3\text{-}NO_3 + Na^+OH^- \longrightarrow R\text{-}NH_2 + HOH + Na^+NO_3^- \quad \text{(معادله۳)}$$

نتیجه استفاده از رزین‌های آنیونی بازی قوی یک جریان پساب شورابه حاوی غلظت نیترات بالا[3] می‌باشد. لذا با توجه به غلظت بالای نمک، نیترات در جریان پساب نمی‌تواند مورد استفاده مجدد قرار گیرد. در حالی‌که پس از بازسازی رزین‌های WBA، جریان پساب خروجی حاوی غلظت بالای نمک نبوده و می‌تواند به طور بالقوه به‌عنوان کود بازیافت شده و مورد استفاده مجدد قرار گیرد (NH_4NO_3 و $Ca(NO_3)_2$) (Jensen et al. 2014).

- **فناوری تبادل یونی از نوع مغناطیسی (MIEX)[4]**

فناوری تبادل یونی مغناطیسی توسط سازمان اوریکا[5] توسعه یافت. در این روش به دلیل استفاده از رزین‌های منحصر بفرد آنیونی بازی قوی نوع یک، مقدار زائدات نسبت به سیستم‌های تبادل یونی متعارف کاهش می‌یابد. با توجه به شکل ۳، این فرآیند با سیستم‌های تبادل یونی متعارف بسیار متفاوت بوده و در این فناوری رزین‌ها به‌صورت معلق داخل مخزن قرار داشته و در صورت تمام شدن ظرفیت تبادل رزین‌ها، آن‌ها از مخزن خارج و برای بازسازی به همراه جریان آب فرایندی، خارج و پس از بازسازی دوباره به مخزن برگردانده می‌شوند.



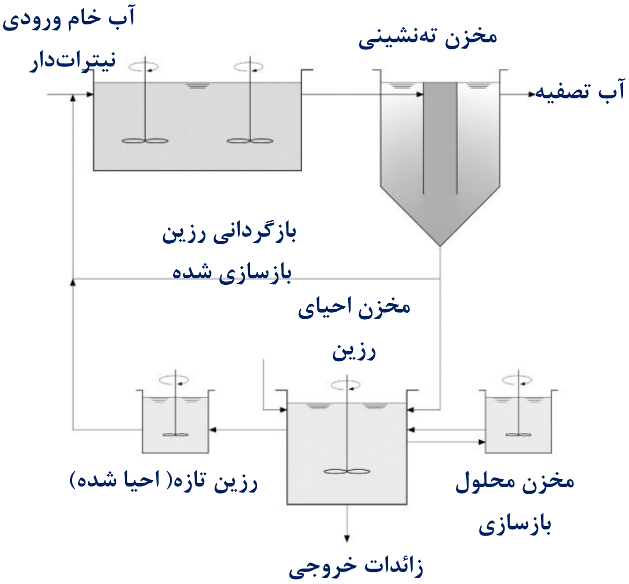
شکل ۳- فرآیند تصفیه سیستم تبادل یونی مغناطیسی (علی‌قارداشی و آقابالائی، ۱۳۹۸)

همان‌گونه که مشاهده می‌شود، بر خلاف سیستم‌های متعارف که از رزین‌های ثابت استفاده می‌شوند، در این سیستم از رزین‌های معلق استفاده می‌کنند. رزین مغناطیسی شده، باعث افزایش تراکم و انباشتگی[6] ذرات رزین‌های بارگذاری شده، می‌شود و در نتیجه این عمل، سرعت ته نشینی افزایش می‌یابد. رزین‌های بارگذاری شده از کف مخزن اول خارج و پس از بازسازی، دوباره از بالای مخزن دوم برگردانده می‌شوند. با این روش احتمال آزادسازی مجدد نیترات یا پیک کارماتوگرافیک بدلیل اضافه نمودن رزین‌های بازسازی (با ظرفیت مناسب) حذف شده و با اضافه کردن این رزین‌ها در انتهای سیستم، نیترات باقیمانده نیز حذف می‌شود. این در حالی است که سایر یون‌های رقابت کننده، همچون

---

[1] Weak Base Ion Exchange (WBA IX)
[2] Layne Christensen ،Purolite , Haas, Rohm
[3] High-Nitrate Brine Waste Stream
[4] Magnetic Ion Exchange
[5] Orica Watercare
[6] agglomeration

سولفات می‌تواند به سهولت در ابتدای وسل تبادل یونی حذف شوند. کارآمدی فرآیندهای MIEX در حذف دیگر آلاینده‌های مربوط به کیفیت آب مانند نیترات، کربن آلی، آرسنیک، کروم شش ظرفیتی و پرکلرات به اثبات رسیده است. فلودیاگرام یک سیستم MIEX با مخزن ته نشینی مجزا، در شکل ۴ آورده شده است. در این سیستم بار سطحی تانک ته‌نشینی به طور متداول ۱۵ متر در ساعت در نظر گرفته می‌شود. MIEX یک فناوری نوین بوده و تا پایان سال ۲۰۱۰، ۱۵ تصفیه‌خانه با ظرفیت بیش از ۳۷۸۵ مترمکعب در شبانه روز در آمریکای شمالی نصب شده است (MWH's Water Treatment 2012).



شکل ٤- نمونه دیگری از فرایند تصفیه سیستم تبادل یونی مغناطیسی (علی‌قارداشی و آقابالائی، ۱۳۹۸)

۲-۲- روش اسمز معکوس اصلاح شده

- **روش اسمز معکوس با کارایی بالا**

در سال‌های اخیر، فرایند اسمز معکوس با کارایی بالا (HERO) به-عنوان یک امتیاز ثبت شده با فرایند چند مرحله‌ای با هدف افزایش درصد بازیابی آب (بیش از ۹۰ درصد) و کاهش نیاز به الزامات تمیزکاری سیستم گسترش یافت. در این فرآیند، رسوب‌گذاری بوسیله کاهش سختی، برج حذف (واجذبی) دی اکسید کربن[1] و تنظیم اسیدیته محدود می‌شود[2](GE 2010b). در این روش بر روی آب خام، قبل از ورود به غشاهای اسمزمعکوس توسط روش‌های زیر پیش تصفیه صورت می-پذیرد (Engle 2007):

۱- حذف یون‌های عامل سختی با استفاده از رزین‌های کاتیونی اسیدی ضعیف

۲- حذف کربنات و افزایش pH با استفاده از برج واجذبی دی اکسید کربن

۳- اضافه کردن مواد بازی جهت افزایش pH تا ۱۰/۵

فرآیند اسمز معکوس با کارایی بالا اولین بار به منظور تولید آب خالص، برای کاربردهای الکترونیکی طراحی شده و بوسیله دباسیش[3] به عنوان پتنت (یا نمونه انحصاری) کاربرد یافت. این سیستم در یالگو استرالیا، به طور موفقیت‌آمیز برای تصفیه و تولید آب آشامیدنی با کیفیت بالا در جوامع کوچک، برای منابع آبی زیرزمینی لب شور همراه با غلظت‌های بالای سیلیکا و نیترات نصب شده است (علی‌قارداشی و آقابالائی، ۱۳۹۸).

- **اصلاح غشاء- غشاهای اسمزمعکوس فشار پائین اولترا (ULPRO)**

تحقیق و توسعه در فناوری ساخت غشاء، منجر به ساخت غشاهای اسمزمعکوس فشار پائین اولترا (ULPRO) گردید. در مقایسه با فشارهای بالای مورد نیاز برای سیستم های اسمز معکوس متعارف، با استفاده از غشاهای ULPRO فشارهای بهره‌برداری کمتری مورد نیاز بوده و نرخ فلاکس جریان بهبود خواهد یافت. لذا در نتیجه استفاده از این فناوری، فشارهای بهره‌برداری، مصرف انرژی و هزینه‌های بهره‌برداری کاهش خواهد یافت. در هر صورت مانند سیستم‌های اسمز معکوس متعارف، استفاده از روش‌های مناسب پیش تصفیه جهت جلوگیری از رسوب‌گذاری و گرفتگی غشاء برای این سیستم نیز ضروری است (Drewes et al. 2008). شرکت‌های سازنده مختلفی در جهان این غشاءها را تولید می‌کنند. فشارهای بهره‌برداری مورد نیاز در صورت استفاده از این غشاءها ۳/۴۵ تا ۸/۶۲ بار بوده، در حالی‌که فشارهای بهره‌برداری در سیستم‌های اسمز معکوس متعارف، معادل ۱۳/۸۰ بار می‌باشد. درویز[4]و همکاران در سال ۲۰۰۸، غشاهای اسمزمعکوس فشار پائین اولترا و سیستم متعارف اسمزمعکوس را مقایسه کردند، سیستم پیش تصفیه در هر دو روش، نانو فیلتراسیون بود. نتایج این تحقیق نشان داد که غشاهای اسمز معکوس فشار پائین اولترا به طور موفقیت آمیز قادر هستند، نیترات و سایر آلاینده‌ها را تا سطح استاندارد آب آشامیدنی حذف کنند. پیش تصفیه و میزان بازیابی آب در هر دو سیستم مشابه بوده، هم‌چنین مصرف برق به طور مستقیم با فشار بهره‌برداری مورد نیاز ارتباط داشت (Drewes et al. 2008). با این حال، جهت مقایسه هزینه بین دو نوع غشاء، بایستی مزیت استفاده از فشارهای مورد نیاز کمتر در غشاء اسمزمعکوس فشار پائین اولترا با کاهش درصد بازیابی بعد از تمیز کردن این غشاء، مقایسه شوند (Jensen et al. 2014).

۲-۳- روش الکترودیالیز اصلاح شده

- **سیستم‌های الکترودیالیز انتخابگر[5]**

در سال ۱۹۹۷، سیستم‌های الکترودیالیز انتخابگر توسط شرکت نیترون[6] به طور موفقیت‌آمیز با کاهش حدود ۵۵ درصدی هزینه‌ها، جهت کاهش غلظت نیترات توسعه یافت. میزان درصد بازیابی بالای آب (بیش از ۹۵ درصد) توسط سازنده این سیستم اعلام شد که نشان ازکم بودن میزان زائدات خروجی از این سیستم می‌باشد. سیستم‌های الکترودیالیز انتخابگر توسط آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا U.S. EPA به‌عنوان یک گزینه تصفیه نیترات برای تصفیه‌خانه‌های با مقیاس بالا مورد تائید قرار

[1] Debasish Mukhopadhyay
[2] phenomenon of coupling

[3] Brighton, CO
[4] Drewes
[5] Selective Electrodialysis (SED)
[6] Nitron

گرفته است. غشاهای انتخابگر نیترات در فرآیندهای سیستم‌های الکترودیالیز انتخابگر برای حذف بیش از ۷۰ درصد نیترات از محلول-های نیترات دار بصورت موفق استفاده شده‌اند. مزیت استفاده از غشاهای انتخابگر افزایش کارایی مصرف انرژی می‌باشد. در سیستم‌های متعارف ED/EDR بدلیل اینکه کلیه یون‌های موجود در منبع آب که ضرورتی به حذف شدن نداشته باشند، حذف می‌شوند لذا انرژی بیشتری نیاز می‌باشد (Nitron 2010). در سیستم SED، پیش تصفیه تنها محدود به فیلتراسیون بوده و کارایی انرژی با توجه به فشارهای مورد نیاز کم در حدود ۲ تا ۴ بار، حداکثر خواهد بود. استفاده از مواد شیمیایی محدود به تصفیه پساب تغلیظ شده بوده و می‌توان با خودکار نمودن سیستم، پیچیدگی‌های بهره‌برداری و نگهداری را تا حدود زیادی کاهش داد. همچنین در این روش تصفیه، نیازی به تنظیم اسیدیته آب تولیدی و یا معدنی‌سازی توسط استفاده از تصفیه تکمیلی نمی‌باشد. عمر غشاهای انتخابگر حدود ۷ تا ۱۰ سال بوده و تمیزسازی سیستم به مدت یک ساعت هر ۴ تا ۶ ماه مورد نیاز است (Nitron 2010). از مزایای دیگر این روش می‌توان به عملکرد پایدار سیستم، عدم نیاز به مواد شیمیایی در تماس با آب و سیستم پیش تصفیه ساده، ابعاد کوچک سیستم تصفیه و امکان استفاده از فرآیند UV جهت گندزدایی آب اشاره نمود. از معایب اصلی این روش می‌توان به تعداد کم استفاده از این سیستم در سایر نقاط جهان در مقیاس کامل اشاره کرد.

۲-٤- روش‌های دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی اصلاح شده

- **راکتور بستر ثابت**

راکتورهای بیولوژیکی بستر ثابت می‌توانند از نوع سیستم‌هایی با جهت جریان از بالا به پائین یا جهت جریان پائین به بالا و به صورت تحت فشار یا ثقلی باشند. در این سیستم جنس بسترهای متعارف برای رشد میکروارگانیزم‌ها شامل ماسه، پلاستیک و کربن فعال از نوع گرانولی می‌باشند. با توجه به افت فشار ناشی از رشد و تجمع جرم بیولوژیکی بر روی بستر، استفاده از یک سیستم شستشوی معکوس جهت حذف این جرم بیولوژیکی بصورت دوره‌ای لازم خواهد بود. در این روش سیستم تصفیه تکمیلی مورد نیاز می‌تواند شامل فیلتراسیون، حذف گاز، گندزدایی برای حذف جرم بیولوژیکی، مواد معلق و حذف سوبسترای اضافی باشند. در بیشتر اوقات از یک سیستم پیش ازن‌زنی برای حذف مواد آلی قبل از سیستم‌های بستر ثابت جهت کاهش پتانسیل تولید محصولات جانبی گندزدایی (DBP) در شبکه توزیع آب استفاده می‌شود (Jensen et al. 2014).

- **راکتور بستر متحرک**

به طور معمول راکتورهای بستر متحرک به صورت جریان رو به بالا بهره برداری می‌شوند که این کار منجر به رشد گرانولی جرم بیولوژیکی ناشی از انبساط بستر می‌گردد. سیستم‌هایی با بستر گرانولی متحرک[1]، مزایای بیشتری نسبت به سیستم‌های بستر ثابت دارند. در این سیستم مقاومت جریان کاهش یافته و نیاز به خارج نمودن سیستم از مدار بهره-برداری جهت شستشوی معکوس جریان نمی‌باشد. همچنین در این روش جامدات بیولوژیکی تجمع یافته توسط سرعت بالای آب ورودی و یا بوسیله برش‌های مکانیکی[2] جدا می‌شوند. تامین سرعت مناسب جریان رو بالا، می تواند از طریق برگشت جریان به داخل راکتور (برگشت داخلی جریان) تامین شود. به طور متداول در طراحی این سیستم حجم راکتور برای انبساط بستر[3]، ۲۵ تا ۳۰ درصد در نظر گرفته می‌شوند (Brown 2008).

- **راکتورهای بیولوژیکی غشایی (MBR) / راکتورهای بیوفیلم غشایی (MBfR)** [4]

با استفاده از اضافه نمودن فناوری غشایی به سیستم‌های دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی متعارف، می‌توان نگرانی‌های عمومی استفاده از این سیستم‌های تصفیه را، با جداسازی فیزیکی جامدات بیولوژیکی و سوبسترا از آب تصفیه شده، کاهش داد. مک آدام و جوود در سال ۲۰۰۶[5]، مطالعه جامعی بر روی انواع راکتورهای بیولوژیکی غشایی (MBR) همراه با معایب و مزایا هر روش را ارائه نمودند. راکتورهای بیولوژیکی غشایی، به دو صورت دنیتریفیکاسیون هتروتروف و اوتوتروف طراحی می‌شوند. سیستم‌های تحت فشار، بصورت غشاهای اولترافیلتراسیون مستغرق یا راکتورهای بیولوژیکی غشایی با جریان کنارگذر(خارجی) گسترش یافته‌اند، در حالی‌که سیستم‌های انتشار بصورت فشار خنثی با غشاهای تبادل یونی و غشاهای میکروپروس نصب شده‌اند (McAdam & Judd 2006; Brown 2008).

نوع غشاهای مورد استفاده در این سیستم‌ها، از نوع الیاف (فیبر) توخالی[6]، تبادل یونی[7]، میکروپروس (غشاهای منافذ ریز) [8] و صفحه تخت[9] می‌باشند. چالش‌های مهم در بهره‌برداری این سیستم‌ها توسط می‌یر و همکاران در سال ۲۰۱۰ به شرح زیر ارائه شده‌اند (Jensen et al. 2014).

۱- مشکلات ناشی از نشت الیاف‌ها یا فیبرها[10]

۲- تشکیل سولفید هیدروژن ناشی از فشار گاز هیدروژن مازاد و مشکلات مربوط به آن

۳- تولید آمونیوم بر اثر تجزیه و تخریب جرم بیولوژیکی با توجه به بهره‌برداری ناپیوسته و مقدار ناکافی از میزان الکترون دهنده

۴- مقدار نیتریت بیش از ۱ میلی‌گرم در لیتر بر حسب نیتروژن (انجام شدن دنیتریفیکاسیون جزئی(ناقص))

سایر محققین برای رفع این نگرانی ها، راهکارهای زیر را ارائه کردند:

۱- استفاده از فناوری‌های غشاهای بهینه شده برای جلوگیری از نشت الیاف‌ها

۲- تامین مواد مغذی و الکترون دهنده به میزان کافی و پایدار

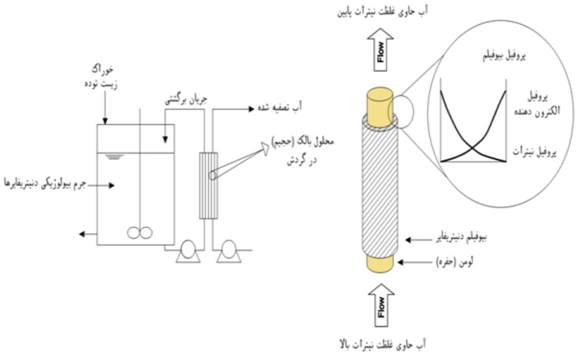
۳- استفاده از یک سیستم تصفیه تکمیلی مناسب جهت اکسیداسیون نیتریت تشکیل شده (حسب ضرورت)

۴- بارگذاری پایدار و بهره‌برداری مداوم (پیوسته) از سیستم برای جلوگیری از بوجود آمدن اختلال در سیستم تصفیه

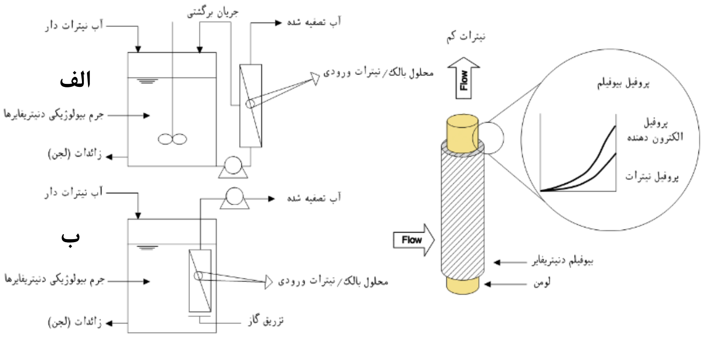
[1] Fluidizing the granular media
[2] mechanical shearing
[3] bed expansion
[4] Membrane Biofilm Reactor
[5] McAdam & Judd (2006)
[6] Hollow Fiber
[7] Ion Exchange
[8] Microporous
[9] Flat Sheet
[10] leaking fibers

۵- استفاده از راکتورهای موازی در مواقع تعمیرات و نگهداری

در گلن‌دیل[1] کالیفرنیا، پایلوت MBfR به‌عنوان یکی از سه روش بیولوژیکی جهت تصفیه نیترات مورد استفاده قرار گرفته است. دو روش دیگر، راکتورهای بیولوژیکی بستر ثابت هتروتروف با جریان رو به بالا با استفاده از بسترهای مختلف بودند. گزینه‌های تصفیه بیولوژیکی MBfR و راکتور بیولوژیکی بستر ثابت با بستر پلاستیکی و همچنین سیستم تبادل یونی با هم مقایسه شدند. به طور کلی و با استفاده از روش تجزیه و تحلیل چند معیاره[2] و با در نظرگیری پایداری سیستم و با توجه به مزایای سیستم MBfR، این سیستم به‌عنوان گزینه برتر انتخاب شد. در سال ۲۰۰۸ فرآیند MBfR به‌عنوان یک گزینه تصفیه برای حذف نیترات و دی برموکلروپروپان[3] (DBCP) در شهر فرزنو[4] کالیفرنیا مورد بررسی قرار گرفت. در شکل‌های ۵ و ۶ نمونه‌هایی از فلودیاگرام تصفیه انواع روش‌های فوق آورده شده‌اند.



شکل ۵- فلودیاگرم غشاهای میکروپروس - راکتور بیولوژیکی غشایی استخراج کننده (Bandpi 2013).



شکل ٦- راکتورهای بیولوژیکی غشایی الف- خارجی ب- داخلی(Bandpi 2013).

- **دنیتریفیکاسیون در محل (درجا)[5] روش‌های دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی**

فیلتراسیون جانبی یا ساحلی شامل برداشت آب‌های سطحی از میان یک بستر (مانند چاه) در مجاورت آن اطلاق می‌گردد. در این روش بستر متخلل (خاک) همانند یک راکتور بیولوژیکی از طریق فیلتراسیون، رقیق‌سازی، جذب و فرایندهای تجزیه بیولوژیکی عمل می‌نماید (Brown 2008). از این روش در سال ۱۸۷۰ برای تصفیه آب رودخانه راین[6] در آلمان استفاده شده است و اخیراً مطالعه مقیاس کامل این روش در Aurora منجر به حذف کارآمد نیترات از آب‌های سطحی رودخانه پلات جنوبی تا سطح مطلوب شده است. همچنین از این روش برای تصفیه نیترات از آب در شهرهای ساکسونی[7] آلمان و دموین[8] (= مرکز ایالت آیوا) استفاده شده است Jones et al. (2014).

۲-۵- دنیتریفیکاسیون شیمیایی- فناوری‌های نوظهور[9]

- **بستر آهن اصلاح شده با گوگرد- (SMI)[10]**

جهت کاهش شیمیایی نیترات برای تصفیه آب شرب، از بستر گرانولی آهن اصلاح شده با سولفور (SMI) استفاده شده است که به توجه به استاندارد شماره ۶۱ NSF/ANSI[11] برای استفاده در تصفیه آب آشامیدنی معروف شده است. آرسنیک و فلزات می‌توانند با جذب سطحی حذف شوند (کروم شش ظرفیتی نیز می‌تواند کاهش و رسوب کند)، در حالی‌که نیترات به آمونیاک یا گاز نیتروژن کاهش می‌یابد. تولیدکنندگان این نوع مدیا اعتقاد دارند که استفاده از این روش و تغییرات گوگرد منجر به واکنش‌هایی جهت دستیابی به کاهش بیشتر نیترات و پایداری بیشتر سیستم می‌شوند. واکنش‌های کاهش نیترات در این روش بصورت زیر می‌باشد.

$$4Fe^0 + NO_3^- + 10\,H^+ \longrightarrow 4Fe^{2+} + NH_4^+ + 3H_2O$$ **(معادله ٤)**

$$5Fe^0 + 2NO_3^- + 12\,H^+ \longrightarrow 5Fe^{2+} + N_2 + 6H_2O$$ **(معادله ٥)**

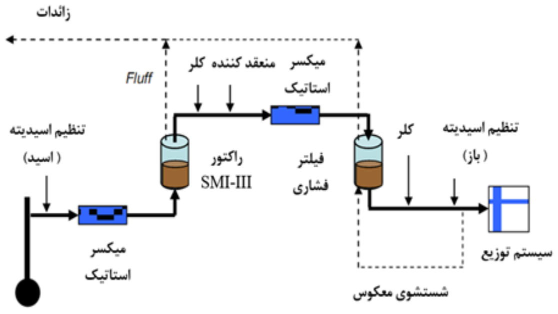
مزیت اصلی استفاده از SMI-III، توانایی حذف آلاینده‌های چندگانه و کاهش هزینه‌های دفع زائدات نسبت به سایر گزینه‌های حذف نیترات می‌باشد. (در واقع در این سیستم هیچ جریان زائداتی تولید نمی‌شود.) نتایج تحقیقات ویلیامز دامون در شهر ریپون[12] نشان داد این روش تصفیه می‌تواند برای منابع آبی با غلظت‌های نیترات کمی بالاتر از حداکثر غلظت مجاز، (غلظت کمی بالاتر از ۷۰ میلی‌گرم در لیتر بر حسب نیترات معادل ۱۶ میلی‌گرم در لیتر بر حسب نیتروژن) مناسب باشد. فاز A مطالعات پایلوت با مدیای SMI-III با بستر جریان رو به بالا در محدوده pH برابر ۶ تا ۶/۸ و زمان تماس بستر خالی (EBCT)، ۱۵ تا ۳۰ دقیقه و فاز B مطالعات در محدوده pH حدود ۶ تا ۶/۸ و EBCT، ۳۰ دقیقه بهره‌برداری گردید. شکل شماره (۷) شماتیک فرآیند مورد استفاده با SMI-III را در این تحقیق نشان می-

---

1 Glendale
2 Multi-Criteria Analysis
3 dibromochloropropane
4 City of Fresno, CA,
5 In Situ Denitrification

6 Rhine
7 Saxony, Germany
8 Des Moines, IA
9 Chemical Denitrification - Emerging Technologies
10 Sulfur-Modified Iron (SMI) Media
11 NSF International/ANSI (American National Standards Institute).
12 Damon S. Williams Associates (DSWA) and the City of Ripon, CA

دهد. ملاحظات طراحی سیستم شامل دما، EBCT، اجتناب از دنیتریفیکاسیون ناقص، نسبت بهینه نیترات به آهن و کلرزنی برای اکسید کردن آهن آزاد شده بوده و در این روش کاهش نیترات با کاهش pH، افزایش EBCT و افزایش دما زیاد شد(Jensen et al. 2014).



شکل ۷- شماتیک فرآیند دنیتریفیکاسیون با راکتور SMI-III (علی-قارداشی و آقابالائی، ۱۳۹۸)

- **هزینه‌های سیستم بستر آهن اصلاح شده با گوگرد – (SMI)**

تجزیه و تحلیل هزینه‌های این سیستم در شهر ریپون، شامل اسید، سود سوزآور و مدیا بجز هزینه‌های مربوط به مدیریت زائدات و نیروی انسانی گزارش شده است. در هر دو فاز، تغییرات و اختلاف کمی در کاهش نیترات در بهره‌برداری در pH برابر ۶ در مقابل pH برابر ۶/۸ بدست آمد. در pH های بالاتر، هزینه‌های سیستم بدلیل افزایش طول عمر مدیا و کاهش استفاده از مواد شیمیایی، کاهش یافت. هزینه‌های تولید آب در شرایط بهره‌برداری در محدوده pHهای ۶ و ۶/۸ به ترتیب برابر ۲/۲۴ دلار و ۰/۸۸ دلار به ازای هر ۱۰۰۰ گالن آب تصفیه شده گزارش شد(Jensen et al. 2014).

- **مدیای رس گرانولی**

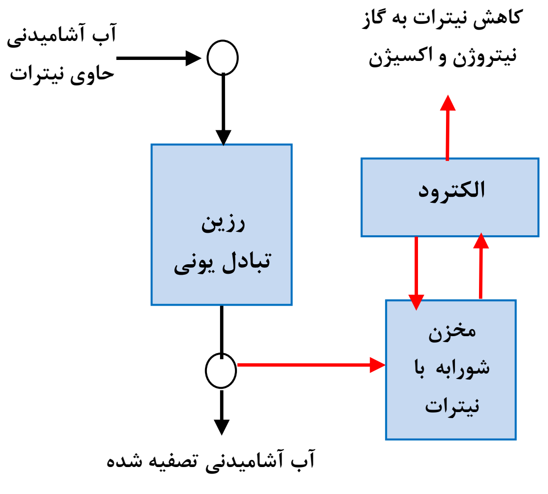
طبق استاندارد ۶۱ موسسه استاندارد ملی آمریکا (NSF/ANSI)، فناوری مدیا میکرونوز[1] برای حذف نیترات در تصفیه آب آشامیدنی در مانتکا کالیفرنیا[2] مورد آزمایش قرار گرفته است (MicroNose2010). بستر مورد استفاده در این روش جاذب‌ها و گرانول‌های سفالی نفوذپذیر[3] می‌باشند که این جاذب‌ها همانند غشای مخاطی در بینی انسان عمل می‌نماید. در این فناوری فلزات سنگین همچون آرسنیک، منگنز، مس و همچنین نیترات از طریق فرآیندهای غیر شیمیایی حذف می‌شوند (MicroNose 2010). شرکت میکرونوز مدعی است این روش در حذف آلاینده‌های چندگانه و نیترات، فناوری مقرون به صرفه بوده و به‌عنوان یک فناوری سبز[4] محسوب می‌گردد.

- **مدیای فلزی بصورت پودری**

فناوری نوظهور دیگر، فناوری شرکت السی-کلین‌ات[5] در آمریکای شمالی می‌باشد، در این روش از یک مدیای فلزی پودری با هدف دستیابی به کارایی، ۶۰ تا ۹۰ درصد در حذف نیترات استفاده می‌شود. این فناوری موفق به اخذ مجوزهای لازم و دریافت گواهی استاندارد ۶۱ موسسه استاندارد ملی آمریکا (NSF/ANSI) در تصفیه آب آشامیدنی شده است. همچنین از این پودر با پایه آهن، علاوه بر حذف نیترات به طور موفقیت‌آمیز در حذف سایر آلاینده‌ها مانند آرسنیک، فلزات سنگین، فسفات، پاتوژن‌ها و کروم شش ظرفیتی استفاده شده است. خصوصیات مهم این مدیا شامل وزن مخصوص برابر ۱۸۰۰ تا ۲۱۰۰ کیلوگرم در مترمکعب، اندازه سایز ذرات برابر ۱۵۰ تا ۸۵۰ میکرون و تخلخل ۶۰ درصد می‌باشد. این پودر علاوه بر حذف نیترات از آب آشامیدنی، می-تواند برای جذب و حذف آرسنیک در زمان ماند هیدرولیکی کمتر از ۱۰ دقیقه با ظرفیت ۴ تا ۸ میلی‌گرم در گرم پودر جاذب مورد استفاده قرار گیرد (Jensen et al. 2014).

۳- سیستم‌های تصفیه ترکیبی و گزینه‌های تصفیه زائدات (شورابه همراه با نیترات تغلیظ شده)

یک نگرانی بزرگ در فرآیندهای حذف نیترات توسط روش‌های تبادل یونی، اسمز معکوس، الکترودیالیز یا الکترودیالیز معکوس، تولید و دفع زائدات (شورابه همراه با نیترات تغلیظ شده در سیستم‌های تبادل یونی یا پساب تغلیظ شده غنی از نیترات در سیستم‌های اسمز معکوس و الکترودیالیز)، خصوصاً برای جوامع کوچک می‌باشد. استفاده از روش‌های تصفیه و گزینه‌های بازچرخش (به طور نمونه استفاده مجدد از محلول آب و نمک پس از تصفیه)، می‌تواند منجر به کاهش مشکلات مربوط به دفع این زائدات، کاهش هزینه‌های بهره‌برداری و بهبود پایداری سیستم شوند. نمونه‌ای از این سیستم در شکل ۸ نشان داده شده است.



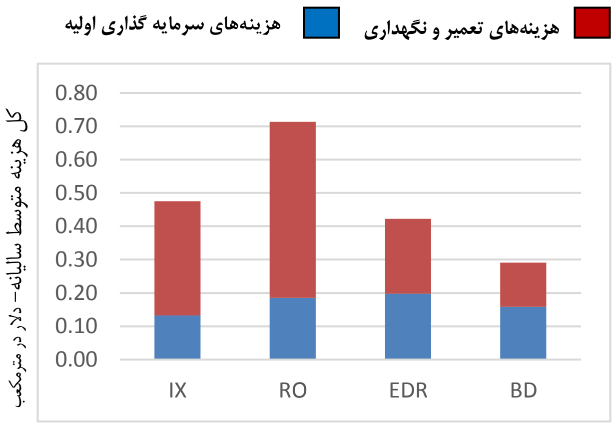
شکل ۸- شماتیک سیستم تصفیه شورابه توسعه یافته شرکت (علی-قارداشی و آقابالائی، ۱۳۹۸)

٤- هزینه‌های سیستم حذف نیترات براساس روش تصفیه

شکل ۹ مقایسه‌ای از متوسط هزینه‌های کلی سالیانه را برای سیستم-های اسمز معکوس، الکترودیالیز معکوس، تبادل یونی و دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی نشان می‌دهد. با توجه به این شکل، سیستم‌های اسمز معکوس به عنوان گران‌ترین سیستم‌های تصفیه نیترات محسوب می-شوند. هزینه‌های تصفیه با روش الکترودیالیز معکوس از تعداد محدودی سیستم‌های تصفیه بدست آمده‌اند و شامل هزینه‌های تصفیه برای

[1] MicroNose
[2] Manteca, California,
[3] permeable pottery granules
[4] green technology
[5] Cleanit®-LC

آلاینده‌هایی غیر از نیترات هستند، لذا ممکن است هزینه‌های اعلام شده در این شکل، هزینه‌های واقعی این سیستم را برای حذف نیترات به طور صحیح نشان ندهند. براساس برآوردهای اولیه، تصفیه با روش دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی می‌تواند از نقطه نظر اقتصادی، قابل رقابت با سایر روش‌های تصفیه باشد(Vivian et al. 2012).



شکل ۹- مقایسه هزینه متوسط انواع فناوری‌های تصفیه نیترات (Vivian et al. 2012)

۵- نتیجه‌گیری

- فرآیندهای متعارف تصفیه در تصفیه‌خانه‌های آب (از جمله فرآیندهایی همچون انعقاد، لخته‌سازی، فیلتراسیون و کلرزنی) در حذف نیترات موثر نمی‌باشند. روش‌های مدیریت نیترات، شامل گزینه‌های غیرتصفیه و روش‌های تصفیه (یا حذف) می‌باشند. سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا، تنها روش‌های تبادل یونی، اسمز معکوس، الکترودیالیز را به‌عنوان روش‌های حذف نیترات تائید می‌کند. استفاده از روش‌های دنیتریفیکاسیون شیمیایی و بیولوژیکی، علاوه بر پیچیدگی‌های این روش‌ها نیازمند اخذ مجوزهای خاص می‌باشد.
- تاسیسات تصفیه نیترات در مقیاس کامل در جهان (به خصوص در ایالت متحده) عمدتاً از سیستم‌های تبادل یونی و اسمز معکوس تشکیل شده است. فناوری‌های دیگری جهت تصفیه نیترات در دسترس می‌باشند که در برخی مواقع، مزایایی نسبت به روش‌های تبادل یونی و اسمز معکوس دارند. سیستم‌های الکترودیالیز و الکترودیالیز معکوس، گزینه‌های مناسبی برای حذف نیترات از آب آشامیدنی محسوب می‌گردند اما کاربرد این روش محدود به منابع آبی با TDS بالا یا سیلیکا بالا می‌باشد. از سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی در تصفیه نیترات بیشتر در کشورهای اروپایی استفاده شده و کاربرد این روش‌های تصفیه در ایالات متحده بسیار محدود می‌باشند، اما در سال‌های اخیر استفاده از این روش تصفیه در ایالات متحده در حال گسترش است. به طور مسلم کاربرد یک روش تصفیه خاص برای هر جامعه و شرایطی مناسب نخواهد بود، اما ذکر این نکته ضروری است که در حال حاضر تامین آب آشامیدنی سالم و ایمن برای هر جوامعی، با فناوری‌های حاضر قابل دسترس می‌باشد.
- در سال‌های اخیر برای بهبود و اصلاح سیستم‌های متعارف تحقیقات زیادی انجام شده است که بسیاری از آن‌ها در مقیاس صنعتی نصب شده‌اند. استفاده از رزین‌های تبادل یونی اسید ضعیف و اصلاح رزین‌های تبادل یونی بازی قوی با هدف کاهش حجم پساب (زائدات) خروجی مانند سیستم تبادل یونی مغناطیسی، سیستم تبادل یونی با رزین‌های آنیونی بازی ضعیف و رزین‌های انتخابگر نیترات در روش تبادل یونی و اصلاح فرآیند و غشا در سیستم‌های اسمزمعکوس و استفاده از غشاهای گزینش‌پذیر در سیستم‌های الکترودیالیز و الکترودیالیز معکوس و تصفیه بیولوژیکی نیترات با استفاده از راکتورهایی از نوع بستر متحرک، بستر ثابت و بیوفیلم غشایی و یا روش دنیتریفیکاسیون شیمیایی توسط نانو ذره آهن صفر ظرفیتی و آهن اصلاح شده با گوگرد نمونه‌هایی از بهبود و اصلاح سیستم‌های متعارف محسوب می-شوند.
- تصفیه و استفاده مجدد از محلول بازسازی رزین در روش‌های تبادل یونی از نقطه نظرهای زیست محیطی و اقتصادی بسیار حائز اهمیت است. فناوری‌های نوظهور روش تبادل یونی، یک رویکرد کاهش زائدات را ارائه می‌دهند و بنظر می‌رسد در حال حاضر، تحقیق و توسعه بر روی گزینه‌های تصفیه پساب (شورابه همراه با نیترات تغلیظ شده)، بتواند در مسیر پیشرفت آینده این روش بسیار تاثیرگذار باشند.

منابع

- علی قرداشی، ا.، آقابالائی، و.، (۱۳۹۸)، نیترات در آب آشامیدنی و ارزیابی فنی و اقتصادی روش‌های حذف آن، انتشارات آوای قلم.
- Hassimi Abu Hasan, Mohd Hafzuddin Muhammad, Nur 'Izzati Ismail. (2020), A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources, Journal of Water Process Engineering, 33 (2020) 101035. https:doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101035.
- F.M. Zoppas1, A.M. Bernardes, E. E. Miró, F. A. Marchesini. (2018), Nitrate Reduction of Brines from Water Desalination Plants Employing a Low Metallic Charge Pd, In Catalyst and Formic Acid as Reducing Agent. Catalysis Letters. https://doi.org/10.1007/s10562-018-2429-x.
- M. Bastani, T. Harter. (2019), Source area management practices as remediation tool to address groundwater nitrate pollution in drinking supply wells. Journal of Contaminant Hydrology 26 (2019) 103521. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2019.103521.

- S. Guo, K. Heck, S. Kasiraju, H. Qian, Z. Zhao, L.C. Grabow, J.T. Miller, M.S. Wong,. (2018), Insights into Nitrate Reduction over Indium-Decorated Palladium Nanoparticle Catalysts, ACS Catal. 8 (2018) 503–515. https://doi:10.1021/acscatal.7b01371.
- M. Mazarji, B. Aminzadeh, M. Baghdadi, (2017), Amit Bhatnagar, Removal of nitrate from aqueous solution using modified granular activated carbon. Journal of Molecular Liquids. S0167-7322(2017)30304-5.https://doi: 10.1016/j.molliq.2017.03.004.
- USEPA, (2017). GroundWater and DrinkingWater Table of Regulated DrinkingWater Contaminants [WWW Document]. https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking.
- WHO, (2016). Nitrate and nitrite in drinking water: Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality.
- http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/nitrate-nitrite-backgroundjan17.pdf
- Nikolenko, O., Jurado, A., Borges, A.V., Knöller, K., Brouyère, S., (2018), Isotopic com-position of nitrogen species in groundwater under agricultural areas: a review. Sci.Total Environ. 621, 1415–1432. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.086.
- J. Mart´ınez, A. Ortiz, I. Ortiz (2017), State-of-the-art and perspectives of the catalytic and electrocatalytic reduction of aqueous nitrates, Applied Catalysis B: Environmental. S0926-3373(17)30120-0. http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.02.016.
- C. Bradu, Constantin, F. Papa, L. Frunza, Elena-Alina Olaru, Gr´ egorio Crini, N. Morin-Crini, E. Euvrard, I. Balint, I. Zgur, Cornel Munteanu, (2018), Pd-Cu catalysts supported on anion exchange resin for the simultaneous catalytic reduction of nitrate ions and reductive dehalogenation of organochlorinated pollutants from water,Applied Catalysis A: General, S0926-860X(18)30549-0, https://doi.org/10.1016/j.apcata.2018.11.002.
- F. Rezvani & M.Sarrafzadeh & S. Ebrahimi (2017), Nitrate removal from drinking water with a focus on biological methods: a review, Environ Sci Pollut Res, https://doi 10.1007/s11356-017-9185-0.
- Jensen VB, Darby JL, Seidel C, Gorman C. (2014). Nitrate in potable water supplies: alternative management strategies. Crit Rev Env Sci Tec 44:2203-2286. http://www.tandfonline.com/loi/best20.
- J. Kwon Choe, A.M. Bergquist, S. Jeong, Jeremy S. Guest, C. J. Werth, Timothy J. Strathmann (2015), Performance and life cycle environmental benefit of recycling spent ion exchange brines by catalytic treatment of nitrate. Water research 80 (2015) 267-280. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.007.
- Vivian B. Jensen and Jeannie L. Darby, (2012), Drinking Water Treatment for Nitrate, Technical Report 6, Addressing Nitrate in California's Drinking Water, Center for Watershed Sciences, University of California, Davis, 2012.
- MWH's Water Treatment, Principles and Design, Third Edition. Published by John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 2012.
- Engle, D. (2007) The HERO Treatment. Onsite Water Treatment: The Journal for Decentralized Wastewater Treatment Systems, http://www.foresterpress.com/ow_0711_ultra.html
- Water Corporation. (2009) Desalination in Western Australia, www.watercorporation.com.au.
- Drewes, J., Bellona, C.L., Xu, P., Amy, G. and Oelker, G. (2008). Comparing nanofiltration and reverse osmosis for treating recycled water. American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado.
- Nitron, Ltd. (2010) Presentation: Nitrate removal plants for ground and surface water. A cost-effective and environmentally-friendly solution: Nitrate Removal with SED.
- Brown, J.C. (2008) Biological Treatments of Drinking Water. National Academy of Engineering. Frontiers of Engineering: Reports on Leading-Edge Engineering from the 2007 Symposium. National Academies Press, Washington, DC.
- Mohseni-Bandpi, A,. David Jack Et ., Zazouli, M,. Biological nitrate removal processes from drinking water supply-a review, Journal of Environmental Health Science and Engineering, 2013.
- McAdam, E.J. & Judd, S.J. (2006) A review of membrane bioreactor potential for nitrate removal from drinking water. Desalination, 196, 135–148.
- -MicroNose Technology, Inc. (2010) http://www.micronose.com/mnose-b1.30.html