سال پنجم، شماره ۲، ۱۳۹۷، صفحات ۱۱ تا ۲۴
نشریه آب و توسعه پایدار

2019, Vol.5, No.2, Pages 11 to 24
Journal of Water and Sustainable Development

بررسی پتانسیل فناوری‌های نوین زیستی در حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب

بهنام عسگری لجایر[۱*]، ابراهیم مقیسه[۲]، محمدرضا فرشچیان اسماعیلی[۳]، محمدعلی عابدپور[۴]، نفیسه باقریان آژیری[۵]

۱- دانش‌آموخته دکتری گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تبریز. ۲- استادیار پژوهشکده کشاورزی هسته‌ای، پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای. ۳ و۴- کارشناس گروه بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی تبریز، تبریز. ۵- دانش آموخته کارشناسی‌ارشد گروه علوم باغبانی، دانشگاه تبریز.

*(نویسنده‌ی مسئول، E-Mail: h-asgari@tabrizu.ac.ir)
تاریخ دریافت: ۹۶/۰۳/۰۸
تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۱/۲۹

چکیده

با رشد جمعیت و گسترش مصرف انواع داروها و لوازم آرایشی و بهداشتی و همچنین عدم توانایی سیستم‌های متداول تصفیه فاضلاب در حذف آلاینده‌های نوظهور مانند PCPs، EDCs، ماده فعال سطحی، آفت‌کش‌ها، مواد افزودنی صنعتی، آلاینده‌های آلی دارویی، پساب‌های خروجی در تصفیه‌خانه‌های ایران ممکن است حاوی غلظت قابل توجهی از آلاینده‌های نوظهور باشند. سازوکار حذف زیستی آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب عمدتاً شامل تجزیه زیستی توسط ریزجانداران مانند باکتری‌ها، جلبک‌ها و قارچ‌ها به مولکول‌های کوچک یا آب و دی‌اکسید کربن می‌باشد. فن‌آوری تصفیه زیستی شامل انواع روش‌های متداول و غیرمتداول مختلف مانند لجن فعال، MBR، بیوراکتورهای هوازی، بی‌هوازی، ریزجلبک و قارچی، راکتور زیستی گردان، صافی چکنده، نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی، جذب زیستی و تالاب مصنوعی می‌باشد. ویژگی‌های فاضلاب نقش کلیدی در انتخاب نوع فرآیند تصفیه زیستی دارد. براساس پژوهش‌های پیشین، بیشترین راندمان حذف EDCs، مسدودکننده بتا و PCPs با MBR، مواد فعال سطحی، تنظیم‌کننده‌های چربی و ضد التهاب‌ها با لجن فعال، آنتی‌بیوتیک‌ها و آفت‌کش‌ها با کربن فعال زیستی، مسکن‌ها با فرآیندهای هوازی و مواد دارویی متفرقه با ریزجلبک‌ها می‌باشد. به‌دلیل استفاده از سیستم لجن فعال برای تصفیه زیستی در اکثر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب ایران و عدم توانایی و یا کارایی کمتر این سیستم در حذف آلاینده‌های نوظهور به‌غیر از مواد فعال سطحی، تنظیم‌کننده‌های چربی و ضد التهاب‌ها، تحقیقات جامع ملی برای بررسی حذف آلاینده‌های مذکور با فرآیندهای زیستی در مطالعات آینده مورد نیاز می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: آلاینده‌های آلی، فاضلاب شهری، فناوری‌های زیستی، لجن فعال.

Study of the Potential of New Biological Technologies to Remove Emerging Contaminants from Wastewater

B. Asgari Lajayer[1*], E. Moghiseh[2], M.R. Farshchian[3], M.A. Abedpour[4], N. Bagherian Azhiri[5]

1- Ph.D Graduate of Soil Science and Engineering, University of Tabriz, Tabriz, Iran. 2- Assistant Professor of Nuclear Agriculture Research School, Nuclear Science and Technology Research Institute, Karaj, Iran. 3, 4- Department of Environmental Health, Faculty of Health Science, Tabriz University of Medical Sciences, Tabriz, Iran. 5- MSc Graduated of Horticulture Science, University of Tabriz, Tabriz, Iran..

*(Corresponding Author Email: h-asgari@tabrizu.ac.ir)
Received: 29-05-2017
Accepted: 18-04-2018

Abstract

Due to population growth and increase in the usage of drugs and cosmetics as well as the inability of conventional processes of wastewater treatment to remove emerging contaminants such as PCPs, EDCs, surfactants, pesticides, industrial additives, and pharmaceutical organic pollutants, the effluents discharge in Iran's wastewater refineries may contain significant concentrations of emerging contaminants. The mechanism of biological removal of emerging contaminants from wastewater predominantly includes biodegradation by microorganisms such as bacteria, algae, and fungi into small molecules or water and carbon dioxide. Biological treatment technologies include a variety of conventional and unconventional methods such as activated sludge, MBR, aerobic, anaerobic, microalgae and fungi bioreactors, rotating biological reactor, trickling filter, nitrification and denitrification, biosorption, and constructed wetland. Therefore, wastewater characteristics play a key role in the selection of biological treatments. Based on previous research, the maximum removal efficiency of EDCs, beta blockers, and PCPs was revealed with MBR, surfactants, lipid regulators and anti-inflammatory with activated sludge, antibiotics and pesticides with biological activated carbon, analgesics with the aerobic process and other pharmaceuticals with microalgae. Due to the use of the activated sludge system for biological refinement in most wastewater refinement plants of Iran and the inability of this system to remove emerging contaminants, except surfactant, lipid regulators, and anti-inflammatory, a national comprehensive research is needed for the removal of aforementioned contaminants by biological processes in future studies.

Keywords: Organic pollutant, Sewage sludge, Biological treatment technologies, Activated sludge.

DOI: 10.22067/jwsd.v5i2.64748

مقدمه

با افزایش روزافزون جمعیت انسانی و با گسترش مصرف انواع داروها، آنتی‌بیوتیک‌ها و لوازم آرایشی و بهداشتی از یک طرف و استفاده از فرایندهای متداول تصفیه زیستی و شیمیایی در اکثر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و عدم توانایی این فرآیندها در حذف آلاینده‌های نوظهور[1] از سوی دیگر، پساب خروجی در تصفیه‌خانه‌های ایران ممکن است حاوی غلظت قابل‌توجهی از این آلاینده‌ها باشند (عسگری لجایر و همکاران، ۱۳۹۵). به‌طورکلی، آلاینده‌های نوظهور عمدتاً شامل آلاینده‌های آلی دارویی، محصولات مراقبت شخصی (PCPs)[2]، مواد مختل‌کننده غدد درون‌ریز (EDCs)[3]، مواد فعال سطحی، آفت‌کش‌ها، بازدارنده‌های شعله[4]، مواد افزونی صنعتی و غیره می‌باشد (Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷). این آلاینده‌ها از چند نانوگرم تا چند صد میکروگرم بر لیتر متغیر بوده (Prieto-Rodriguez و همکاران، ۲۰۱۲) و انتشار چنین غلظت‌هایی به محیط‌های آبی مانند رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، آب‌های زیرزمینی و حتی ذخایر آب آشامیدنی، باعث نگرانی‌های علمی و عمومی به‌دلیل پتانسیل بالای آن‌ها در آسیب زدن به اکوسیستم‌های آبی و سلامت انسان شده است (Belhaj و همکاران، ۲۰۱۵). گزارش شده است تجمع زیست محیطی آلاینده‌های آلی دارویی، PCPsها، EDCsها باعث اثرات زیان‌بار بر سلامتی انسان و محیط‌زیست مانند اختلالات باروری، افزایش بروز سرطان پستان و پروستات، مقاومت در برابر آنتی‌بیوتیک، تغییر در سیستم ایمنی پستانداران دریایی و غیره می‌باشد (Tijan و همکاران، ۲۰۱۳).

در چند دهه اخیر انواع فناوری‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی مختلف برای حذف و یا کاهش باقیمانده آلاینده‌های نوظهور در فاضلاب یا پساب استفاده شده است. به‌طورکلی، از فناوری‌های تصفیه زیستی به‌طور متداول مورد استفاده برای حذف آلاینده‌های نوظهور می‌توان فرآیندهای لجن فعال، بیوراکتور غشایی (MBR)[5]، بیوراکتورهای هوازی، بی‌هوازی، ریزجلبک و قارچی، راکتور زیستی گردان (RBR)[6]، صافی چکنده، نیتریفیکاسیون، تصفیه آنزیمی، جذب زیستی و ساخت تالاب مصنوعی و از فناوری‌های تصفیه شیمیایی به فرآیندهای اکسایش پیشرفته (AOPs)[7] از قبیل روش‌های فنتون، ازن، فوتوفنتون، فوتوکاتالیست، الکتروفنتون، فراصوت (Luo و همکاران، ۲۰۱۴)، پرتوهای یون‌ساز مانند گاما و بیم الکترون می‌توان اشاره نمود (Rivera-Utrilla و همکاران، ۲۰۱۳). همچنین برخی سیستم‌های ترکیبی برای افزایش حذف بسیاری از آلاینده‌های نوظهور استفاده شده است. بخشی از خصوصیات نظیر مزایا و چالش‌های فناوری‌های مختلف برای حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب در جدول (۱) اشاره شده است. AOPs یا به‌عبارت‌دیگر فرآیندهای متکی به تولید رادیکال هیدروکسیل بیان شده است که فرآیندی غیرانتخابی با تولید رادیکال هیدروکسیل در محل با پتانسیل اکسایش ۲/۸ ولت، توانایی تبدیل آلاینده‌های آلی سمی و مقاوم مانند آلاینده‌های نوظهور به ترکیبات نسبتاً بی‌ضرر مانند دی‌اکسید کربن، آب و نمک‌های معدنی می‌باشد (Pang و همکاران، ۲۰۱۱). فرآیندهای AOPs باتوجه‌به روش تولید رادیکال هیدروکسیل به چهار گروه شامل فرآیندهای مبتنی بر تابش ماورای بنفش (UV) و ازن، فرآیندهای مبتنی بر خاصیت کاتالیستی نیمه‌رساناهای فلزی اکسیدی و غیراکسیدی (فوتوکاتالیست)، فرآیندهای مبتنی بر عوامل فنتون و فرآیندهای مبتنی بر تجزیه مستقیم آب با منابع انرژی خارجی مانند تابش‌های فراصوت، گاما و ماکروویو تقسیم‌بندی شده که به‌صورت شماتیک در شکل (۱) آورده شده است (Lee و Park، ۲۰۱۳) .

طبق بررسی به‌عمل‌آمده با وجود بررسی حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب در نقاط مختلف دنیا، در کشور ما مطالعه‌ی زیادی در ارتباط با حذف این آلاینده‌ها با فناوری‌های نوین زیستی و شیمیایی و مقایسه آن‌ها انجام نشده است. لذا، در این مقاله سعی شد تا تأثیر روش‌های نوین تصفیه زیستی بر حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب با اتکا بر پژوهش‌های انجام شده مورد بررسی قرار گیرد.

شکل ۱- طبقه‌بندی فرآیندهای اکسایش پیشرفته برای تصفیه آب و فاضلاب با توجه به روش تولید رادیکال هیدروکسیل (Lee و Park، ۲۰۱۳)

جدول ۱- مزایا و چالش‌های فناوری‌های مختلف در حذف ECsها از فاضلاب

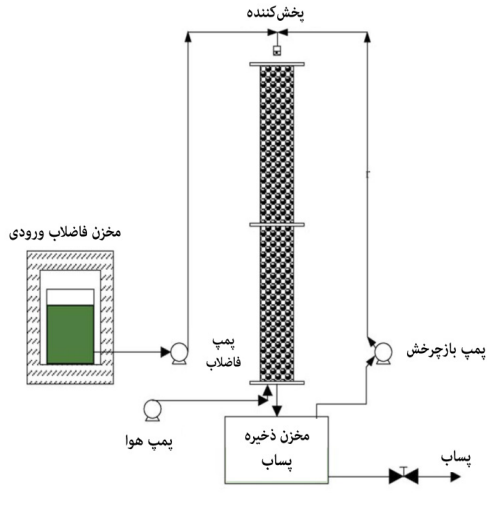
فرآیند تصفیه	مزایا	چالش‌ها	منابع
زیستی متداول			
کربن فعال زیستی	حذف طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب حذف محصولات باقیمانده اکسایش/گندزدایی	هزینه عملیات و تعمیر و نگهداری نسبتاً بالا، مشکل بازیافت و دفع لجن، افزایش تقریباً ۵۰ تا ۶۰ درصدی هزینه با فرآوری لجن	(Luo و همکاران، ۲۰۱۴)
راکتور ریزجلبک	بازیابی زیتوده جلبکی و استفاده به‌عنوان کود، پساب با کیفیت بالا و عدم خطر سمیت حاد با آلاینده‌های نوظهور	تغییرات فصلی راندمان حذف عدم تجزیه کافی EDCs	(Matamoros و همکاران، ۲۰۱۵)
لجن فعال	سرمایه و هزینه عملیاتی کمتر نسبت به AOPs دوستدار محیط‌زیست نسبت به کلرزنی	راندمان کمتر برای مسدود کننده بتا و مواد دارویی تولید مقادیر زیاد لجن حاوی آلاینده‌های نوظهور غیر مناسب در CODهای بزرگتر از ۴۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر	(Deegan و همکاران، ۲۰۱۱)
زیستی غیرمتداول			
تالاب مصنوعی	مصرف انرژی، هزینه عملیات و تعمیر و نگهداری پایین، کارایی بالا در حذف استروژن، PCPs، آفت‌کش و جانداران بیمارگر	وابستگی فصلی و رسوب شیمیایی نیاز به منطقه وسیع و زمان ماند طولانی	(Töre و همکاران، ۲۰۱۲)
MBR	مؤثر برای حذف مواد مقاوم به تجزیه زیستی و آلاینده‌های نوظهور، از نظر اندازه کوچکتر از تجهیزات دیگر	مصرف انرژی و هزینه هوادهی بالا راندمان پایین در حذف آلاینده‌های دارویی	(Luo و همکاران، ۲۰۱۴)
شیمیایی			
انعقاد و لخته‌سازی	موثر در حذف برخی ریزآلاینده‌ها	غیرموثر در حذف اکثر ریزآلاینده‌ها تولید لجن زیاد باقی‌ماندن مواد منعقد کننده در فاز آبی	(Luo و همکاران، ۲۰۱۴)
ازن زنی	تمایل قوی به ECs در حضور H_2O_2 اکسیدکننده انتخابی با خصوصیات گندردایی و استرلیزه کردن مناسب	مصرف زیاد انرژی، تشکیل محصولات فرعی اکسایشی تداخل با جاروکننده‌های رادیکال	(Luo و همکاران، ۲۰۱۴)
فنتون و فوتو-فنتون	تجزیه و معدنی شدن آلاینده‌های نوظهور	کاهش رادیکال هیدروکسیل	(Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷)
فوتوکاتالیست (TiO_2)	توانایی تجزیه آلاینده‌های آلی مقاوم، سرعت واکنش بالا، بازیافت آسان، قیمت کم و پایداری شیمیایی TiO_2، امکان استفاده از نور خوشید به جای پرتو فرابنفش برای برانگیختی‌الکترون‌ها	مشکل تصفیه حجم زیادی از فاضلاب و محدودیت جداسازی و استفاده مجدد ذرات فوتوکاتالیست هزینه تهیه لامپ فرابنفش و انرژی الکتریکی	(Prieto-Rodriguez و همکاران، ۲۰۱۲)
فیزیکی			
میکرو یا الترافیلتراسیون	قابلیت حذف جانداران بیمارگرا	تأثیر نه چندان زیاد در حذف برخی آلاینده‌های نوظهور با اندازه ۱۰۰ تا ۱۰۰۰ برابر بزرگتر از ریزآلاینده‌ها (اندازه ریزآلاینده‌ها از پیکوگرم تا میکروگرم بر لیتر متغیر می‌باشد)	(Deegan و همکاران، ۲۰۱۱)
نانوفیلتراسیون	کاربردپذیر برای حذف فلزات سنگین مفید برای تصفیه اب شور و فاضلاب شهری	هزینه عملیات بالا نیاز انرژی بالا، رسوب‌گذاری در غشا و مشکلات دفع محدودیت کاربرد در حذف مواد دارویی	(Luo و همکاران، ۲۰۱۴)
اسمز معکوس	مفید برای تصفیه آب شور و فاضلاب شهری توانایی حذف EDCs، PCPs و مواد دارویی	نیاز انرژی بالا، رسوب‌گذاری در غشا و مشکلات دفع طبیعت خورنده آب نهایی و حذف پایین مواد دارویی	(Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷)

فناوری‌های حذف زیستی آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب‌ها

در مورد فناوری‌های حذف زیستی آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب‌ها می‌توان بیان نمود که سازوکار حذف توسط این فناوری‌ها عمدتاً توسط تجزیه زیستی است به‌طوری‌که آلاینده‌های نوظهور با وزن مولکولی زیاد توسط ریزجانداران مانند باکتری‌ها، جلبک‌ها، قارچ‌ها و غیره به مولکول‌های کوچک تجزیه و یا حتی به مولکول‌های ساده معدنی مانند آب و دی‌اکسید کربن تبدیل می‌شود (Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴). این فناوری‌ها به فرآیندهای متداول و غیرمتداول تقسیم‌بندی و ویژگی‌های فاضلاب نقش کلیدی در انتخاب نوع فرآیند تصفیه زیستی دارد (Deegan و همکاران، ۲۰۱۱). ظرفیت حذف یا تجزیه آلاینده‌های نوظهور به پایداری زیستی یا شیمیایی، نوع فناوری تصفیه استفاده شده، شرایط عملیات و نوع آلاینده هدف بستگی دارد (Barceló و همکاران، ۲۰۰۸). در ادامه به بخشی از فناوری تصفیه زیستی در حذف آلاینده‌های نوظهور برای آشنایی اشاره می‌شود.

۱- صافی چکنده زیستی

صافی‌های چکنده زیستی (شکل ۲) یکی از فرآیندهای متداول تصفیه زیستی در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب با بستر ثابت بیوفیلم بوده که برای کاهش میزان نیاز بیوشیمیایی و شیمیایی اکسیژن (BOD[۸] و COD[۹])، رفع آلودگی ریزجاندارن بیمارگر، کنترل آلودگی بو و غیره فاضلاب استفاده شده ولی در مورد تأثیر آن‌ها بر حذف آلاینده‌های نوظهور تحقیقات زیادی انجام نشده است (Naz و همکاران، ۲۰۱۵).



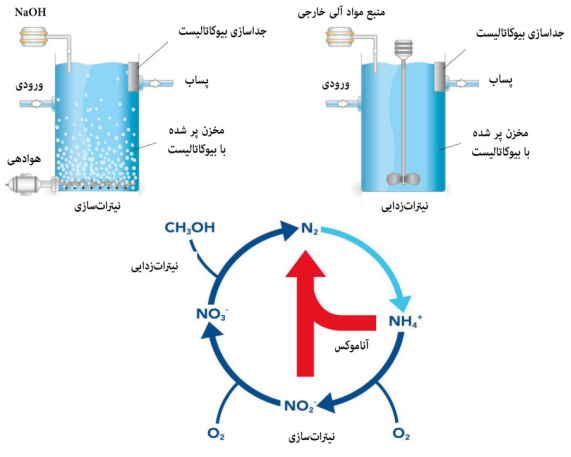
شکل ۲- تصویر شماتیک صافی چکنده زیستی برای تصفیه فاضلاب (Kornaros و Lyberatos، ۲۰۰۶)

به‌طورکلی، این فرآیند تصفیه زیستی قابلیت استفاده به تنهایی یا در ترکیب با دیگر فرآیندهای تصفیه از قبیل لجن فعال را داشته و گزارش شده است توانایی حذف تقریباً کامل تا عدم حذف برخی مواد دارویی در فاضلاب‌های مختلف را دارند (Lin و همکاران، ۲۰۰۹). Kasprzyk-Hordern و همکاران (۲۰۰۹) با بررسی ۵۵ دارو، PCPs، EDCs و داروهای غیرمجاز در طول تصفیه فاضلاب با صافی چکنده و لجن فعال از جنوب ولز و انگلیس در طول ۵ ماه گزارش نمودند که کارآیی لجن فعال در حذف ریزآلاینده‌های آلی بسیار بیشتر از صافی‌های چکنده بود؛ به‌طوری‌که در اکثر ریزآلاینده‌های آلی مورد بررسی، استفاده از لجن فعال و صافی چکنده به‌ترتیب منجر به راندمان حذف بیش از ۸۵ و کمتر از ۷۰ درصد شد. لذا، توسعه یا اصلاح فرآیند چکنده‌های زیستی موجود برای رسیدن به راندمان حذف بالاتر در مورد اکثر آلاینده‌های نوظهور مورد نیاز است.

۲- نیترات‌سازی[۱۰] و نیترات‌زدایی[۱۱] زیستی

نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی فرآیندهای زیستی به‌ترتیب اکسایش آمونیم به نیتریت و نیترات و کاهش نیترات یا نیتریت به گاز نیتروژن بوده، به‌طوری‌که این فرآیندها به‌ترتیب در شرایط هوازی (در حضور مولکول‌های اکسیژن) و بی‌هوازی (در غیاب مولکول‌های اکسیژن و در حضور نیترات) انجام می‌گیرد (شکل ۳) (Silva و همکاران، ۲۰۱۳). در مورد تأثیر فرآیندهای مذکور در حذف آلاینده‌های نوظهور نتایج ضد و نقیضی گزارش شده است. Phan و همکاران (۲۰۱۴) بیان نمودند که این نوع فرآیندها اغلب همراه با MBR برای تصفیه فاضلاب استفاده شده، لذا حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب با استفاده از تلفیقی از نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی با MBR را بررسی نمودند. آنان گزارش نمودند که حذف EDCs‌ها از قبیل استرون[۱۲] (E1)، ۱۷آلفا-اتینلسترادیول[۱۳] (EE2)، ۱۷بتا-استرادیول[۱۴] (E2)، استریول[۱۵] (E3)، بیسفنول-A[۱۶]، ۴-ترت-بوتیل‌فنول[۱۷] و ۴-ترت-اکتیل‌فنول[۱۸] و PCPs‌ها از قبیل بنزوفنون[۱۹]، گالاکسولید[۲۰]، اکسی بنزن[۲۱]، اسید سالسیلیک و تونالید[۲۲] توسط نیترات‌زدایی به میزان ۸۲ تا ۱۰۰ درصد در غلظت میکروگرم بر لیتر فاضلاب ورودی مشاهده شد. راندمان حذف آفت‌کش‌ها از قبیل آترازین[۲۳] و فنوپروب[۲۴] پایین (۸ تا ۳۲ درصد)، ولی تری‌کلوزان[۲۵] و پنتاکلروفنل[۲۶] بالا (۸۸ تا ۹۸ درصد)، مواد دارویی از قبیل ایبوپروفن[۲۷]، مترونیدازول[۲۸] و کتوفناک[۲۹] بالا (۸۲ تا ۹۷ درصد) و کاربامازپین[۳۰]، دیکلوفناک[۳۱]، کلوفیبریک اسید[۳۲]، گمبروزیل[۳۳]، اریترومایسین[۳۴] و روکسیترومایسین[۳۵] توسط فرآیند دنیتریفیکاسیون پایین بود. در مورد برخی دیگر از EDCs‌ها و مواد دارویی حذف توسط فرآیند نیترات زدایی چندان رضایت‌بخش نبود. از طرفی فرآیند نیترات سازی در حذف برخی آلاینده‌های نوظهور از قبیل E1، E2 و EE2، گالاکسولید، تونالید، ایبوپروفن، ناپروکسن[۳۶]، اریترومایسین و روکسیترومایسین موثر یافت شد. به‌طورکلی، حذف ترکیبات مختلف در طول فرآیند نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی به‌ترتیب PCPs< EDCs< مواد دارویی و EDCs> PCPs> آفت‌کش‌ها> مواد دارویی می‌باشد.

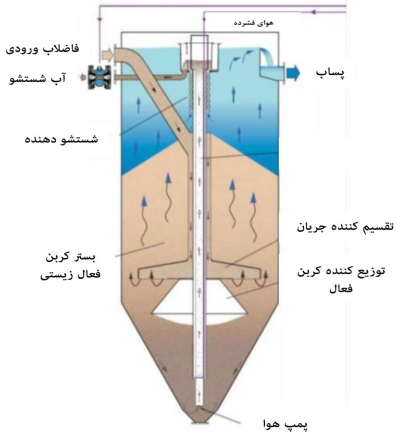
همچنین در مقایسه این دو فرآیند برای حذف آلاینده‌های نوظهور بهتر بودن فرآیند نیترات‌زدایی نسبت به نیترات‌سازی ثابت شده است. اگرچه هر دو فرآیند، راندمان حذف پایین برای دامنه وسیعی از آلاینده‌های نوظهور دارا بوده لذا برای افزایش راندمان حذف آن‌ها تلفیق با MBR و یا دیگر فرآیندها پیشنهاد شده است.



شکل ۳- تصویر شماتیک نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی (http://www.lentikats.eu) و سازوکار فرآیندهای مذکور برای تصفیه فاضلاب (http://www.ingenieros.es)

۳- کربن فعال زیستی

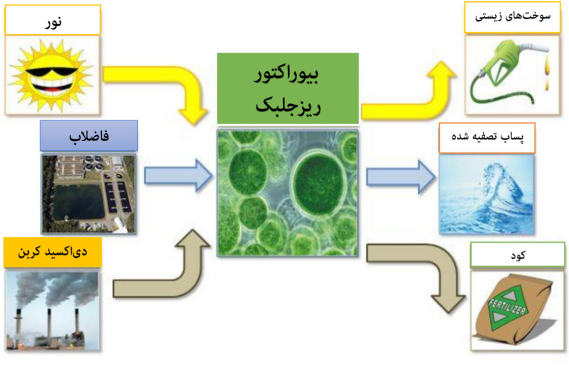
تجمع ریزجانداران در شرایط تغذیه و دمای مناسب در سطح کربن فعال، تولید کربن فعال زیستی[۳۷] (BAC) نموده که در این مورد استفاده از شکل گرانوله کربن فعال برای تولید نوع زیستی آن و به‌عنوان حاملی دارای نقش جذب سطحی و تجزیه زیستی هم‌زمان ترجیح داده شده است (شکل ۴) (Gerrity و همکاران، ۲۰۱۱). سازوکار BAC برای تصفیه زیستی شامل تداخل ذرات گرانوله کربن فعال، ریزجانداران، آلاینده‌ها و اکسیژن محلول بوده که این فرآیند بعد از ازن‌زنی برای حذف آلاینده‌ها استفاده می‌شود و توانایی حذف هم‌زمان نیتروژن و کربن آلی را به‌طور مؤثر دارد (Kalkan و همکاران، ۲۰۱۱). Gerrity و همکاران (۲۰۱۱) با کاربرد تلفیقی فیلتراسیون، ازن‌زنی و BAC در حذف آلاینده‌های نوظهور در سطح نانوگرم بر لیتر گزارش نمودند که BAC در حذف آفت‌کش‌ها (از قبیل آترازین و تریکلوزان)، مسدودکننده بتا (مانند اتندول) و داروهای مسکن‌ها، آنتی‌بیوتیک‌ها، تنظیم کننده چربی و ضد افسردگی وقتی که فرآیند ازن‌زنی قبل از BAC انجام شده، بسیار مؤثر می‌باشد. همچنین این فرآیند در حذف برخی EDCsها از قبیل E3، بیسفنول-A و اکتیل فنول راندمان پایین (۴۲ تا ۸۳ درصد) ولی E1 راندمان بالا در حدود ۹۹ درصد دارد. به‌طورکلی کارایی BAC در حذف آلاینده‌های نوظهور به‌صورت آفت‌کش‌ها>مسدودکننده بتا>مواد دارویی> EDCs > PCPs شده بنابراین ازآنجایی‌که کارایی این فرآیند در حذف برخی EDCs و PCPs پایین بوده کاربرد آن‌ها در تلفیق با دیگر فرآیندهای تصفیه پیشنهاد شده است.



شکل ۴- تصویر شماتیک کربن فعال زیستی برای تصفیه فاضلاب (https://www.iswa.uni-stuttgart.de)

۴- بیوراکتورهای ریزجلبک[۳۸] و قارچ

تصفیه زیستی فاضلاب توسط ریزجانداران (باکتری‌ها، جلبک‌ها و قارچ‌ها) توانایی کاهش آلودگی اکوسیستم‌های طبیعی به‌صورت مقرون به‌صرفه و پایدار را دارد (شکل ۵).



شکل ۵- تصویر شماتیک بیوراکتور ریزجلبک برای تصفیه فاضلاب و محصولات فرعی تولیدی (http://algae.illinois.edu)

در تحقیقات زیادی مؤثر بودن ریزجانداران برای حذف آلاینده‌های نوظهور با سازوکار تجزیه زیستی و تولید برخی آنزیم‌ها ثابت شده است (Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴؛ Matamoros و همکاران، ۲۰۱۶). Cajthaml و همکاران (۲۰۰۹) گزارش کردند برخی از قارچ‌ها با تولید آنزیم‌های برون‌سلولی در تجزیه آلاینده‌های نوظهوری حتی با حلالیت کم در آب بسیار مناسب می‌باشند. در مورد ریزجلبک‌ها که اساس فناوری‌های تصفیه فاضلاب از قبیل برکه‌های تثبیت بوده به دلایل امکان بازیابی منابع زیتوده جلبکی و استفاده به‌عنوان کود، تولید مواد خوراکی

غنی از پروتئین یا سوخت‌های زیستی و پساب با کیفیت بالا توجه بیشتری را به خود جلب نموده است. در برکه‌های تثبیت که به شکل حوضچه‌های کم‌عمق و عریض بوده ریزجلبک‌ها و باکتری‌ها به‌صورت همزیست رشد می‌کنند، به‌طوری‌که باکتری‌های هتروتروف با مصرف اکسیژن تولید شده توسط ریزجلبک‌ها (عدم نیاز فرآیند به هوادهی) مسئول تجزیه مواد آلی می‌باشند (Matamoros و همکاران، ۲۰۱۵). خلاصه نتایج برخی مطالعات موجود بر کارایی حذف آلاینده‌های نوظهور در فاضلاب با برکه‌های تثبیت، ریزجلبک‌ها و قارچ‌ها به‌صورت خلاصه در جدول (۲) ارائه شده است. همان‌طورکه مشاهده می‌شود ریزجلبک‌ها، قارچ‌ها و برکه‌های تثبیت برای حذف طیف گسترده‌ای از آلاینده‌های نوظهور مؤثر بوده و در بسیاری از موارد مانند مسدود کننده‌های بتا (اتندول، پروپرانالول[۳۹] و سوتالول[۴۰])، داروهای ضد سرطان و زخم معده (سایمتدین[۴۱]، فاموتیدین[۴۲]، رانیتیدین[۴۳]، آسریدین[۴۴] و سیتالوپرام[۴۵])، ضدالتهاب‌ها و ضدباکتری‌ها (آزیترومایسین[۴۶]، اریترومایسین، سولفاتازول[۴۷]، سولفاپیریدین[۴۸] و سولفامتاذین[۴۹]) توسط بیوراکتورهای قارچی تا ۱۰۰ درصد حذف شد. یا EDCsها از قبیل E1، E2 و EE2 بیش از ۹۵ درصد در سطح غلظت ۱ میکروگرم بر لیتر توسط سیستم برکه‌های تثبیت جلبکی حذف شد. همچنین ریزجلبک‌ها توانایی حذف موثر انواع مختلف آلاینده‌های نوظهور شامل EDCs، PCPs و داروها (مانند مسکن‌ها، ضدالتهاب‌ها و غیره) در غلظت ۹ تا ۲۴ میکروگرم بر لیتر را داشته ولی در مورد حذف آفت‌کش‌ها کارایی کمتری نشان دادند. مقایسه روش‌های برکه‌های تثبیت، ریزجلبک‌ها و قارچ‌ها در حذف آلاینده‌های نوظهور باتوجه‌به جدول (۲) نشان‌دهنده کارایی حذف بهتر ریزجلبک‌ها برای پساب‌های با غلظت‌های بالای آلاینده‌های نوظهور بوده و به‌منظور بهبود راندمان حذف آفت‌کش‌ها تلفیق آن‌ها با دیگر فرآیندها مانند کربن فعال زیستی پیشنهاد می‌شود.

جدول ۲- کارایی حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب توسط فرآیندهای مختلف زیستی

نوع ترکیب	زیرگروه/کلاس	برکه تثبیت (جلبک)	قارچ	ریزجلبک	مرجع
		درصد کارایی حذف (غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)	درصد کارایی حذف(غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)	درصد کارایی حذف(غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)	
EDCs	E1، E2، EE2	۹۵ (۱)	-	-	(Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴)
-	بیسفنول-A و اکتیل فنول	-	-	به‌ترتیب ۸۵ و ۹۳ (۰-۲۴)	(Matamoros و همکاران، ۲۰۱۵)
ضدحریق	تری (۲-کلرواتیل فسفات)	۴۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	۶۳ (۰-۲۴)	-
-	تری‌بوتیل فسفات	۶۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	۸۹ (۰-۲۴)	-
آفت‌کش‌ها	آترازین، بنزوتیازول، D-۲،۴ و OH- بنزوتیازول	-	-	به‌ترتیب ۸۵، ۷۸، ۳۲ و ۸۲ (۰-۲۴)	-
-	دیازینون	۶۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	۶۳ (۰-۲۴)	-
-	تربیوترین	۲۰-۹۴ (۰/۰۲-۱/۲۵)	-	-	(Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴)
-	تریکلوزان	۷۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	۹۵ (۰-۲۴)	-
مسدودکننده بتا	اتندول، سوتالول	-	۱۰۰ (۰/۲۱ -۰/۰۱)	-	(Rodríguez-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۲)
-	پروپرانولول	-	۱۰۰ (۸۴/۷۱- ۰/۰۴)	-	-
PCPs	کاشمران	۸۵ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	-	(Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴)
-	سلوستولید و گالاکسولید	به‌ترتیب ۵۵ و ۷۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	به‌ترتیب ۵۳ و ۹۷ (۰-۲۴)	(Matamoros و همکاران، ۲۰۱۵)
-	هیدروسینامیک اسید، متیل دهیدروجاسمونات، متیل پارابن، اکسی بنزن، تونالید	-	-	به‌ترتیب ۹۹، ۹۹، ۷۵، ۹۹، ۹۹ (۰-۲۴)	-

ادامه جدول ۲- کارایی حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب توسط فرآیندهای مختلف زیستی

نوع ترکیب	زیرگروه/کلاس	برکه تثبیت (جلبک)	قارچ	ریزجلبک	مرجع
		درصد کارایی حذف (غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)	درصد کارایی حذف(غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)	درصد کارایی حذف(غلظت ورودی میکروگرم بر لیتر)	
مواد دارویی					
مسکن‌ها	کاربامازپین	۴۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	۳۱ (۰/۰۱-۰/۲۱)	۶۲ (۰-۲۴)	-
-	کدئین	۴۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	۱۰۰ (۰/۰۴-۸۴/۷۱)	-	-
-	دیکلوفناک و ناپروکسن	به‌ترتیب ۸۰ و ۷۵ (۰/۰۳-۲/۱۶)	به‌ترتیب۶۰ و ۴۵ (۰/۰۱-۰/۲۱)	به‌ترتیب ۹۲ و ۸۹ (۰-۲۴)	-
-	ایبوپروفن	۵۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	۹۲ (۰/۰۱-۰/۲۱)	۹۹ (۰-۹)	-
-	فنازن	-	۴۵ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	(Cruz-Morató و همکاران، ۲۰۱۳)
زخم معده	سایمتدین، فاموتیدین، رانیتیدین	-	۱۰۰ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	(Rodríguez-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۲)
ضد اضطراب	دیازپام	-	۲۶ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	-
ضددیابت	گلی بن کلامید	-	۱۰۰ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	-
NSAIDs	کتوپروفن	۹۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	۵۰ (۰/۰۱-۰/۲۱)	۹۵ (۰-۲۴)	(Matamoros و همکاران، ۲۰۱۵)
-	ایندومتاسین و مفنامیک اسید	-	به‌ترتیب ۶۲ و ۴۱ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	(Rodríguez-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۲)
تنظیم کننده چربی	آتورواستاتین، بزافیبرات و گمیفیبروزیل	-	به‌ترتیب۵۰، ۴۵ و ۴۱ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	-
ادرارآور	هیدروکلروتیازید	-	۸۳ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	-
آنتی‌بیوتیک	آزیترومایسین، سیپروفلاکسسین، اریترومایسین	-	به‌ترتیب ۱۰۰، ۳۵ و ۱۰۰ (۰/۰۴-۸۴/۷۱)	-	(Cruz-Morató و همکاران، ۲۰۱۳)
-	سولفاتیازول	۳۶ (۲۰۰)	۸۶ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	-
-	سولفاپیریدین و سولفامتازین	به‌ترتیب ۴۵ و ۱۵ (۲۰۰)	به‌ترتیب ۱۰۰ و ۹۱ (۰/۰۱-۰/۲۱)	-	(Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴)
-	سولفامتاکسازول و تتراسایکلین	به‌ترتیب ۲۰ و ۸۹ (۲۰۰)	-	-	-
ضد التهاب	استامینوفن	-	۱۰۰ (۰/۰۴-۸۴/۷۱)	۹۹ (۰-۹)	(Matamoros و همکاران، ۲۰۱۵)
محرک‌ها	بوتالبیتال	-	۱۰۰ (۰/۰۴-۸۴/۷۱)	-	(Garcia-Rodríguez و همکاران، ۲۰۱۴)
-	کافئین	۶۰ (۰/۰۳-۲/۱۶)	-	۹۸ (۰-۹)	-

۵- فرآیند لجن فعال[۵۰]

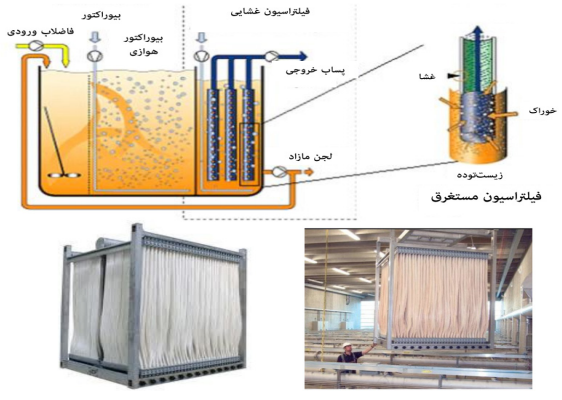
لجن فعال فرآیندی زیستی هوازی تصفیه فاضلاب بوده که بااستفاده‌از ریز جانداران مانند باکتری‌ها و پروتوزوآ همراه با تأمین اکسیژن (هوادهی) برای تصفیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی به‌کار می‌رود (شکل ۶) (Buttiglieri و Knepper، ۲۰۰۸). Liu و همکاران (۲۰۰۹) گزارش کردند که در میان فرآیندهای متداول تصفیه فاضلاب، لجن فعال گسترده‌ترین فرآیند تصفیه استفاده شده در سراسر جهان برای حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب بوده؛ به‌طوری‌که فرآیند مذکور سرمایه‌گذاری پایین‌تر از فرآیندهای AOPs نیاز داشته و نسبت به روش‌های متداول مانند کلرزنی دوستدار محیط‌زیست می‌باشد. در مطالعات مختلف حذف انواع آلاینده‌های نوظهور مانند EDCs، PCPs، مواد فعال سطحی، مسدودکننده بتا، مواد دارویی و غیره توسط فرآیند لجن فعال بررسی شده است. Buttiglieri و Knepper (۲۰۰۸)حذف و زیست تخریب پذیری برخی مواد فعال سطحی مانند آلکیل بنزن سولفانات[۵۱]، آلکیل اتر سولفات[۵۲]، آلکیل سولفات، نونیل فنل اتوکسیلات[۵۳]، پلی‌اتیلن گلایکول[۵۴]، مونوکربوکسیلات پلی‌اتیلن گلایکول[۵۵]، آلکیل گلوکامید[۵۶]، آلکیل پلی‌گلیکوزید[۵۷] و کوکونات دای‌تانولامید[۵۸] را با سیستم لجن فعال بررسی و گزارش نمودند که سیستم مذکور همه مواد فعال سطحی اشاره شده را با موفقیت با راندمان بین ۹۰ تا ۱۰۰ درصد در غلظت‌های چندین میلی‌گرم بر لیتر حذف می‌نماید. به‌طوری‌که راندمان بالای حذف مواد فعال سطحی به قابلیت جذب بر روی ریزجانداران و طبیعت تجزیه‌پذیری آن‌ها نسبت داده شده است. فرآیند لجن فعال در حذف EDCs های زیادی در دامنه ۷۵ تا ۱۰۰ درصد مؤثر می‌باشد و برخی EDCsها مانند آندروستندیون[۵۹]، آندرواستیون۶۰، E2، EE2، استرادیول، 2-OHE1، α-OHE1 (Liu و همکاران، ۲۰۰۹)، کومسترول[۶۱]، E1 و بیسفنول-A (Miege و همکاران، ۲۰۰۹) با قابلیت راندمان حذف ۱۰۰ درصدی از فاضلاب‌های شهری دارند. Liu و همکاران (۲۰۰۹) و Miege همکاران (۲۰۰۹) ساختار، میل ترکیبی، اتصال نسبی، زیست تخریب‌پذیری آلاینده‌های مذکور و شرایط زیست‌محیطی مانند اکسیژن محلول و غیره را ویژگی بارزی در حذف آن‌ها دانستند به‌طوری‌که حذف آن‌ها در شرایط هوازی بیشتر از بی‌هوازی می‌باشد. همچنین لجن فعال در حذف بسیاری از PCPsها در دامنه ۷۸ تا ۹۰ درصد مناسب بوده، اگرچه ترکیبات کاشمران[۶۲]، سلستولید[۶۳] و D-۴،۲ به‌دلیل جذب و تجزیه زیستی کمتر، راندمان حذف پایین‌تر از ۶۰ درصد داشت. علف‌کش‌ها (مانند آترازین، دیوران و تریکلوزان)، مسدودکننده‌های بتا (مترولول، اتندول و متروپلول) و بسیاری از مواد دارویی قطبی به‌دلیل جذب روی ذرات معلق نسبت به تجزیه زیستی وحضور در لجن به‌دلیل رسوب‌گذاری در فرآیند ته‌نشینی اولیه و ثانویه، متابولیزه نشدن به‌عنوان منبع کربن توسط ریزجانداران و حتی ممانعت از فعالیت آن‌ها، حذف بهتر توسط لجن فعال امکان‌پذیر نبوده اگرچه برخی مواد دارویی مانند داروهای محرک (کافئین، نیکوتین و پاراکسانتین) و متابولیت‌ها (کاربامازپین ۱۰-OH، کاربامازپین ۳-OH، کاربامازپین ۲-OH و کاربامازپین –DIOH) به‌صورت مطلوب (۹۵ تا ۹۹/۹ درصد) با جذب بر روی ذرات جامد حذف شدند. به‌طورکلی راندمان فرآیند لجن فعال مطابق مواد فعال سطحی > PCPs > EDCs > آفت‌کش‌ها>مواد دارویی>مسدودکننده بتا بود. اگرچه دانش بشری در مورد سازوکار تجزیه آلاینده‌های نوظهور با لجن فعال کامل نبوده و احتمال تولید برخی متابولیت‌های سمی‌تر از مواد مادری وجود داشته که باید به دقت مورد بررسی قرار گیرد. Buttiglieri و Knepper (۲۰۰۸) برای بهبود حذف برخی آلاینده‌های مذکور ادغام فرآیند لجن فعال را با ازن‌زنی و MBR پیشنهاد نمودند.

شکل ۶- تصویر شماتیک طرح کلی واحدهای سیستم لجن فعال برای تصفیه فاضلاب (https://www.sswm.info)

۶- بیوراکتور غشایی (MBR)

فناوری MBR ترکیبی از فرآیند لجن‌فعال و جداسازی غشایی بوده که با کاربرد آن‌ها نیاز به فرآیندهای ته‌نشینی و گندزدایی مورد استفاده در شیوه‌های مرسوم لجن فعال از بین می‌رود (شکل ۷) (Golbabaei Kootenaei و همکاران، ۲۰۱۲). Ahmed و همکاران (۲۰۱۷) گزارش کردند فناوری MBR برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی و شهری به‌دلیل حذف مؤثر انواع آلاینده‌های نوظهور مقاوم در فرآیندهای لجن فعال، ساخت تالاب مصنوعی و غیره و در نتیجه کیفیت بالای پساب تولیدی مورد استفاده قرار می‌گیرد. Luo و همکاران (۲۰۱۴) در شرح علت حذف بهتر آلاینده‌های نوظهور با MBR گزارش نمودند که به‌دلیل ماند لجن در سطح غشا، تجزیه زیستی و ماند فیزیکی مولکول‌های بزرگتر از وزن مولکولی غشا، تحریک و حذف این

آلاینده‌ها افزایش می‌یابد. آن‌ها همچنین در مورد عوامل مؤثر بر حذف آلاینده‌های نوظهور در سیستم MBR بیان نمودند که سن لجن، غلظت، وجود قسمت‌های بی‌هوازی و انوکسیک، دمای عملیات، pH، هدایت الکتریکی و غیره از عوامل مؤثر می‌باشد. Wijekoon و همکاران (۲۰۱۳) بیان نمودند که حذف آلاینده‌های نوظهور در MBR با سازوکارهای جذب و تجزیه زیستی اتفاق افتاده به‌طوری‌که سازوکار جذب در $\log K_{ow}$[۶۴] بزرگتر از ۳/۲ (نسبت غلظت ترکیبات شیمیایی غیریونیزه در مخلوطی از دو فاز امتزاج شده یعنی آب و یک ماده آب‌گریز مانند اکتانول و نشان دهنده میزان آبگریزی ترکیب) غالب می‌باشد. همچنین کارایی فرآیند MBR در مقایسه با لجن فعال متداول برای حذف EDCs ها از فاضلاب بیشتر بوده به‌طوری‌که ترکیبات آندروستندیون[۶۵]، آندروسترون[۶۶]، E1، اکتیل فنول،نونیل فنول، تستسترون (Monsalvo و همکاران، ۲۰۱۴)، E2، EE2، E3، ۱۷بتا-استرادیول-۱۷-استات، بیسفنول-A، ۴-ترت-بوتیل فنول، ۴-ترت-اکتیل فنول (Nguyen و همکاران، ۲۰۱۴)، دهیدروتستسترون (Trinh و همکاران، ۲۰۱۲) از ۹۲ تا ۱۰۰ درصد در غلظت‌های نسبتاً بالا بین ۰/۸۲ تا ۵ میکروگرم بر لیتر در ترکیبات مختلف وجود دارد. همچنین MBR در حذف بسیاری از PCPsها مانند اسید سالیسیلیک و پروپیل پارابن[۶۷] در حد ۱۰۰ درصد، مسدودکننده بتا مانند متروپلولول، سوتالول، سالبوتامول، پروپانولول در دامنه ۷۰ تا ۸۰ و اتندول در حد ۹۷ درصد، آفت‌کش‌ها (تریکلوزان)، مواد دارویی مانند آنتی‌بیوتیک‌ها (آزیترومایسین، اریترومایستین، کلاریترومایسین[۶۸]، اوفلوکساسین[۶۹] و سولفامتاکسازول) (Dolar و همکاران، ۲۰۱۲)، مسکن‌ها [کاربامازپین، ایبوپروفن، پریمیدون[۷۰] (Nguyen و همکاران، ۲۰۱۴)، سایتالوپرام[۷۱]، لورازپان[۷۲]، مترونیدازول و ترازودون[۷۳] (Llorens-Blanch و همکاران، ۲۰۱۵)]، ضد التهاب‌ها (استامینوفن) (Dolar و همکاران، ۲۰۱۲) و محرک‌ها (کافئین) (Monsalvo و همکاران، ۲۰۱۴) در دامنه ۷۵ تا ۹۹ درصد مؤثر بود. اگرچه حذف برخی آفت‌کش‌ها [مانند آترازین، فنوپروپ، پنتاکلروفنل (Nguyen و همکاران، ۲۰۱۴)، دیکامبا[۷۴] و D-۲،۴ (Ghoshdastidar و Tong ، ۲۰۱۳)] و برخی مواد دارویی مانند مسدودکننده بتا مانند نادولول[۷۵] (Dolar و همکاران، ۲۰۱۲)، داروهای ضد پلاکت (پاراستامول)، آنتی‌بیوتیک (تری متوپریم[۷۶])، تنظیم کننده چربی (گمیفیبروزیل[۷۷])، ضد تشنج (کتوپروفن[۷۸]) (Monsalvo و همکاران، ۲۰۱۴) و غیره رضایت‌بخش نبود. به‌طورخلاصه، نتایج بررسی‌ها نشان‌دهنده حذف بهتر مواد دارویی در سیستم MBR و مطابق روند مسکن>آنتی‌بیوتیک>ضد التهاب و محرک‌ها> دیگر مواد دارویی و در مورد انواع مختلف آلاینده‌های نوظهور روند کلی حذف مطابق EDCs >PCPs>بتابلاکر>مواد دارویی>آفت‌کش می‌باشد (Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷).

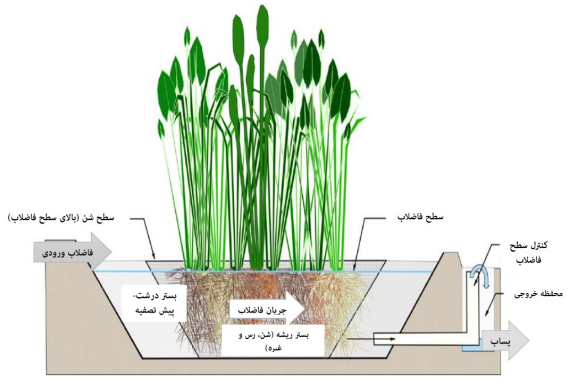


شکل ۷- تصویر شماتیک سیستم بیوراکتور غشایی برای تصفیه فاضلاب (Harrison و همکاران، ۲۰۱۶)

۷- ساخت تالاب مصنوعی

استفاده از تالاب مصنوعی یکی از روش‌های شناخته شده تصفیه زیستی فاضلاب‌های شهری، صنعتی، کشاورزی، سیلاب‌ها، آب‌های سطحی آلوده و دریاچه‌ها بوده که پساب خروجی آن می‌تواند بدون مشکل وارد محیط‌زیست شده یا در کشاورزی مورد استفاده قرار گیرد (شکل ۸) (سالاری و همکاران، ۱۳۹۱). این تالاب‌ها برای تصفیه فاضلاب از ترکیب فرآیندهای زیستی (تجزیه)، فیزیکوشیمیایی (جذب) و شیمیایی (اکسایش) میان گیاهان و بستر (مانند محیط‌های متخلخل خنثی از قبیل خاک، شن، سنگ، گراول و غیره) استفاده کرده است (Töre و همکاران، ۲۰۱۲). ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی بستر مانند توزیع اندازه ذرات، ضریب نفوذپذیری، درجه نامنظمی، فضاهای درون شبکه‌ای و غیره نقش مهمی در کارایی این روش تصفیه دارند. این تالاب‌ها برحسب نحوه جریان فاضلاب در آن‌ها به سه گروه سیستم تالاب مصنوعی با جریان افقی[۷۹] (HFCW)، جریان عمودی[۸۰] (VFCW)، جریان زیرسطحی/سطحی[۸۱] (SFCW) طبقه‌بندی می‌شود (Vymazal، ۲۰۱۱). راندمان حذف ECsها با تالاب‌های مختلف ساخته شده توسط محققان زیادی بررسی شده است. Töre و همکاران (۲۰۱۲) گزارش نمودند EDCها از قبیل EE2 ،E1 ،E2، استروژن‌های استروئید، بیسفنول-A، دی‌اتیل فتالات[۸۲] و دی-ان-بوتیل فتالات[۸۳] با موفقیت در دامنه ۷۵ تا ۱۰۰ درصد با تالاب‌های مصنوعی ساخته شده حذف می‌شود. Matamoros و همکاران (۲۰۰۸) نیز بیان نمودند روش تجزیه زیستی تالاب، ظرفیت حذف بهتری برای مواد دارویی مانند آنتی‌بیوتیک‌ها، مسکن‌ها و غیره داشته، به‌طوری‌که برخی مسکن‌ها مانند دیکلوفناک، ناپروکسن و ایبوپروفن حتی با راندمان ۱۰۰ درصدی حذف شده و روند سیستم‌های مختلف تالاب‌ها در حذف آن‌ها مطابق VFCW<HFCW<SFCW بود. Matamoros و Bayona (۲۰۰۸) در شرح کارایی حذف انواع تالاب‌های مصنوعی

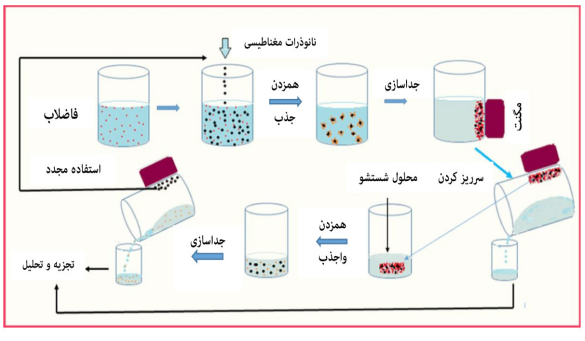
برای آلاینده‌های نوظهور بیان نمودند که راندمان حذف انواع ECs ها مطابق EDCs (تالاب ساخته شده) > آفت‌کش‌ها (HFCW) > PCPs (SFCW < VFCW < HFCW) > مواد دارویی (VFCW < SFCW < HFCW) می‌باشد. فناوری ساخت تالاب مصنوعی توانایی کاربرد موفقیت‌آمیز برای پالایش انواع مختلف آلاینده‌های نوظهور برای جوامع کوچک را داشته ولی در جوامع بزرگ مانند کلان‌شهرها با محدودیت کمبود فضا روبه‌رو است. اگرچه در آینده امکان گسترش استفاده از این فناوری به‌دلیل هزینه‌های بالا سایر فناوری مانند MBR، الترافیلتراسیون، فرآیندهای اکسایش و غیره یا عدم رضایت‌بخشی از راندمان حذف انواع آلاینده‌های نوظهور با استفاده از فناوری‌های موجود وجود دارد (Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷).



شکل ۸- تصویر شماتیک سیستم تالاب مصنوعی برای تصفیه فاضلاب (http://rdissanayake.blogspot.com)

۸- جذب زیستی

جذب زیستی یا زیست جذب از فرآیندهای غیرمتداول تصفیه زیستی فاضلاب با سازوکار متفاوت از تجزیه زیستی بوده به‌طوری‌که در زیست جذب، آلاینده‌های نوظهور با سازوکار جذب سطحی (جذب فیزیکی و شیمیایی) در دیواره سلولی جاذب‌های طبیعی مانند ریزجانداران زنده و غیرفعال و سایر مواد آلی جذب می‌شود (شکل ۹) (Pidlisnyuk و همکاران، ۲۰۰۳). زیست جذب فاضلاب‌های حاوی آلاینده‌های نوظهور با قارچ‌های زنده (شامل جذب و تجزیه زیستی هم‌زمان) و مرده (یعنی غیرفعال و فقط شامل جذب زیستی) عامل پوسیدگی سفید مانند گونه *Trametes Versicoular* توسط محققان مختلف بررسی شده است. Nguyen و همکاران (۲۰۱۴) گزارش نمودند که حذف برخی آلاینده‌های نوظهور مانند ۱۷ بتا-استرادیول-۱۷ آلفا-استات، پنتاکلروفنل، تترا-ترت-اکتیل‌فنول و تریکلوزان بیشتر از ۷۰ درصد، مواد دارویی از قبیل ایبوپروفن، ناپروکس و گمفیبروزیل راندمان حذف ۱۰۰ درصد به‌ترتیب توسط هر دو حالت زنده و غیرفعال و زنده قارچ *Trametes Versicoular* داشتند. همچنین آن‌ها گزارش نمودند قارچ عامل پوسیدگی سفید زنده راندمان بالاتری نسبت به نوع غیرفعال آن دارد. در تحقیقی دیگر زیست جذب آلاینده‌های نوظهور از قبیل EE2، بیسفنول-A و تریکلوزان توسط Banihashemi و Droste (۲۰۱۴) مطالعه و گزارش شد غلظت آلاینده‌های نوظهور مورد آزمایش در هر دو فاز محلول و جامد مطابق تریکلوزان>EE2>بیسفنول A کاهش داشته ولی کاهش در فاز محلول نسبت به جامد سرعت بیشتری داشت.

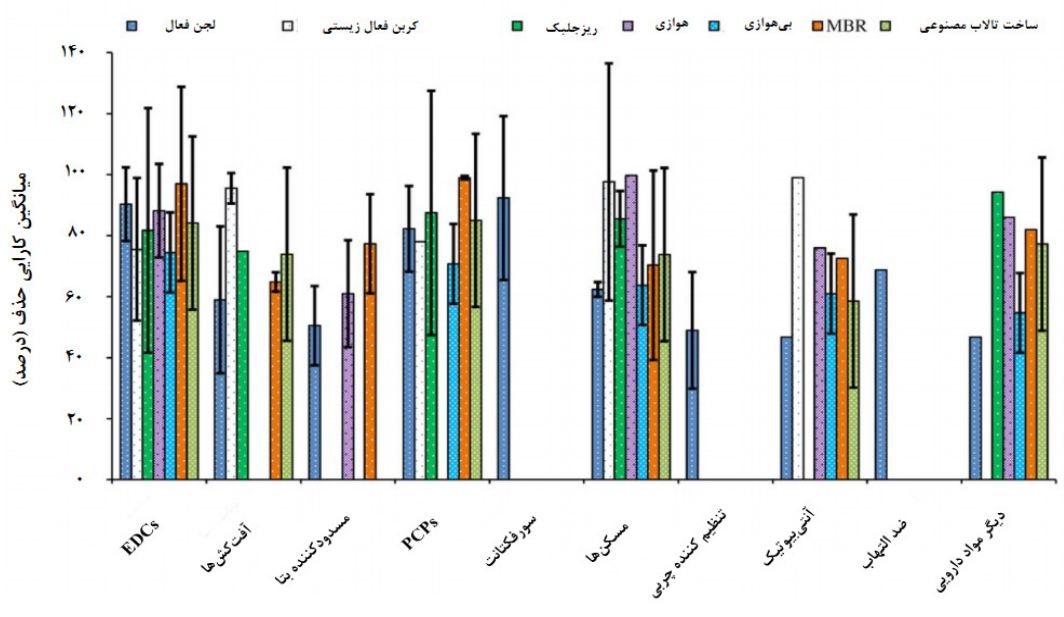


شکل ۹- تصویر شماتیک فرآیند جذب آلاینده‌ها توسط جاذب نانوذرات برای تصفیه فاضلاب (Kefeni و همکاران، ۲۰۱۷)

۹-هضم هوازی و بی‌هوازی لجن

در فرآیند تصفیه فاضلاب اغلب آلاینده‌های نوظهور در صورت عدم تجزیه با جذب در مواد جامد معلق و از طریق رسوب‌گذاری در فرآیند ته‌نشینی اولیه و ثانویه در لجن یافت می‌شود (Stasinakis و همکاران، ۲۰۱۳). هضم هوازی و بی‌هوازی لجن از روش‌های متداول تثبیت لجن، در کاهش انواع مختلف آلاینده‌های نوظهور مؤثر بوده؛ به‌طوری‌که، ریزجانداران موجود در لجن با مصرف آلاینده‌های مذکور، آنها را معدنی و به دی‌اکسید کربن تبدیل می‌نمایند (Chang و همکاران، ۲۰۰۵)؛ ولی در صورت عدم تجزیه کافی آلاینده‌های نوظهور موجود در لجن، استفاده از آن‌ها می‌تواند بالقوه برای محصولات کشاورزی، انسان و دام خطرناک بوده و باید قبل از استفاده‌های کشاورزی یا دفع در محیط‌زیست آلودگی‌زدایی شوند (Stasinakis، ۲۰۱۲). تجزیه آلاینده‌های نوظهور در لجن به عوامل مختلفی مانند زمان ماند لجن، دما، جمعیت ریزجانداران، زیست فراهمی ترکیبات و شرایط کومتابولیک بستگی دارد (Yu و همکاران، ۲۰۰۹). Samaras و همکاران (۲۰۱۳) با بررسی حذف انواع مختلف EDCsها توسط فرآیند هضم بی‌هوازی لجن نشان دادند که EDCsهای مورد مطالعه راندمان حذف در دامنه ۶۰ تا ۱۰۰ درصدی داشتند. Ahmed و همکاران (۲۰۱۷) گزارش نمودند که برخی PCPsها و مسدود کننده بتا امکان حذف توسط هاضم‌های هوازی و بی هوازی را داشته اما به‌دلیل طبیعت این مواد، تجزیه کند بوده و رضایت‌بخش نمی‌باشد. آن‌ها همچنین بیان نمودند که مواد دارویی و EDCs به‌ترتیب توسط هاضم‌های هوازی و بی‌هوازی بهتر حذف شد.

با استناد به مطالب ارائه شده و جهت مقایسه روش‌های مختلف تصفیه زیستی در حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب، کارایی آن‌ها در شکل (۱۰) ارائه شده است. همان‌طورکه در شکل (۱۰) مشاهده می‌شود، راندمان حذف روش‌های مختلف زیستی برای EDCs (MBR >لجن فعال>فرآیندهای هوازی>ساخت تالاب مصنوعی>ریزجلبک> کربن فعال زیستی>فرآیندهای بی‌هوازی)، آفت‌کش‌ها (کربن فعال زیستی>ریزجلبک‌ها>ساخت تالاب مصنوعی>MBR> لجن فعال)، مسدودکننده بتا (MBR > فرآیندهای هوازی > لجن فعال)، PCPs (MBR)>ریزجلبک>تالاب مصنوعی>لجن فعال>کربن فعال زیستی>فرآیند بی‌هوازی)، ماده فعال سطحی (لجن فعال)، مسکن‌ها (فرآیندهای هوازی>کربن فعال زیستی>ریزجلبک>تالاب مصنوعی>MBR>فرآیندبی‌هوازی>لجن‌فعال)، آنتی‌بیوتیک‌ها(کربن فعال‌زیستی>هوازی>MBR>بی‌هوازی>ساخت تالاب>لجن‌فعال)، تنظیم‌کننده‌های چربی، ضد التهاب‌ها با لجن فعال و مواد دارویی متفرقه با ریزجلبک>هوازی>MBR>ساخت تالاب>بی‌هوازی>لجن فعال می‌باشد (Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷).



شکل ۱۰- میانگین کارایی حذف آلاینده‌های نوظهور از فاضلاب با روش‌های مختلف تصفیه زیستی (Ahmed و همکاران، ۲۰۱۷)

نتیجه‌گیری

با افزایش مصرف انواع داروها، آنتی‌بیوتیک‌ها و لوازم آرایشی و بهداشتی با رشد جمعیت و عدم توانایی فرآیندهای متداول و غیرمتداول تصفیه زیستی در تجزیه آن‌ها، باعث انتشار این نوع آلاینده‌ها به محیط‌زیست می‌شود. فناوری‌های تصفیه زیستی به‌طور متداول مورد استفاده مانند سیستم‌های لجن فعال، MBR، بیوراکتورهای هوازی، بی‌هوازی، ریزجلبک و قارچی، صافی چکنده، نیترات سازی و نیترات زدایی، جذب زیستی، ساخت تالاب مصنوعی و غیره قادر به حذف یا معدنی کردن برخی آلاینده‌های نوظهور و تبدیل آن‌ها به مولکول‌های کوچک یا به مولکول‌های ساده معدنی مانند آب و دی‌اکسید کربن بوده است، اگرچه انتخاب نوع فرآیند تصفیه زیستی بستگی به ویژگی‌های فاضلاب دارد. نتایج بررسی حذف زیستی انواع آلاینده‌های نوظهور با روش‌های مختلف زیستی نشان‌دهنده بیشترین راندمان حذف EDCs، مسدود کننده بتا و PCPs با MBR، ماده فعال سطحی، تنظیم‌کننده‌های چربی و ضد التهاب‌ها با لجن فعال، آنتی‌بیوتیک‌ها، آفت‌کش‌ها با کربن فعال زیستی، مسکن‌ها با فرآیندهای هوازی و مواد دارویی متفرقه با ریزجلبک‌ها می‌باشد. در ایران از سیستم لجن فعال برای تصفیه زیستی در اکثر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب استفاده شده است (شایگان و افشاری، ۱۳۸۳) و به‌دلیل عدم توانایی این سیستم در حذف اکثر آلاینده‌های نوظهور پساب‌های تولید شده تصفیه‌خانه‌های ایران ممکن است حاوی غلظت قابل‌توجهی از آن‌ها باشند. بنابراین پیشنهاد می‌شود در مطالعات آینده تحقیقات جامع ملی برای حذف آلاینده‌های نوظهور با انواع فناوری‌های تصفیه زیستی مورد نیاز می‌باشد. باتوجه‌به اینکه درحال‌حاضر فقدان اطلاعات دقیق سازوکارهای تجزیه آلاینده‌های نوظهور با روش‌های مختلف تصفیه زیستی وجود داشته است، به‌همین‌دلیل در تحقیقات آینده باید سینتیک واکنش‌ها، چالش‌های مرتبط با آماده‌سازی نمونه فاضلاب، روش‌های تجزیه و پروتکل‌های صحت‌سنجی برای تجزیه قابل اعتماد آلاینده‌های نوظهور در نمونه‌ها، امکان‌سنجی اجرای فناوری‌ها نوین زیستی و غیره مشخص شوند.

پی‌نوشت

1- Emerging contaminants; 2- Personal care products;
3- Endocrine disruption chemicals; 4- Flame retardants;
5- Membrane bioreactor; 6- Rotating biological reactor;
7- Advanced oxidation processes;
8- Biochemical oxygen demand;
9- Chemical oxygen demand; 10- Nitrification;
11- Denitrification; 12- Estrone;
13-17α-Ethinylestradiol; 14- 17β-Estradiol;
15- Estriol; 16- Bisphenol A;
17- 4-tert- butylphenol; 18- 4-tert-octylphenol;
19- Benzophenone; 20- Galaxolide;
21- Oxybenze; 22- Tonalide;
23- Atrazine; 24- Fenoprop;
25- Triclosan; 26- Pentachlorophenol;
27- Ibuprofen; 28- Metronidazole;
29- Ketofenac; 30- Carbamazepine;
31- Diclofenac; 32- Clofibric acid;
33- Gembrozil; 34- Erythromycin;
35- Roxythromycin; 36- Naproxen;
37- Biological activated carbon; 38- Micro-algae;
39- Propranolol; 40- Sotalol;
41- Crimetidine; 42- Famotidine; 43- Ranitidine;
44- Acridone; 45- Citalopram; 46- Azithromycin;
47- Sulfathazole; 48- Sulfapyridine; 49- Sulfamethazine;
50- Activated sludge process; 51- Alkylbenzene sulfonate;
52- Alkyl ether sulfate; 53- Nonylphenol ethoxylates;
54- Polyethylene glycol;
55- Monocarboxylated polyethylene glycols;
56- Alkyl glucamides; 57- Alkyl polyglucosides;
58- Coconut diethanolamides; 59- Androstenedione;
60- Androsterone; 61- Coumestrol;
62- Cashmeran; 63- Celestolide;
64- Octanol/water partition coefficient;
65- Androstenedione; 66- Androsterone;
67- Propyl parabene; 68- Clarithromycin;
69- Ofloxacin; 70- Preimidone; 71- Citalopram;
72- Lorazepan; 73- Trazodone; 74 - Dicamba;
75- Nadolol; 76- Trimethoprim;
77- Gemifibrozil; 78- Ketoprofen;
79- Horizontal flow Constructed wetland;
80- Vertical flow Constructed wetland;
81- Subsurface/surface flow Constructed wetland;
82- Diethylphthalate; 83- Di-n -butylphatalate.

منابع

سالاری، ح.، حسنی، ا. ح.، برقعی، م.، یزدانبخش، ا. ر. و رضایی، ح. ۱۳۹۱. عملکرد سیستم تصفیه فاضلاب روستایی به روش تالاب مصنوعی در حذف ازت و فسفر از فاضلاب (مطالعه موردی: روستای مرادتپه). نشریه آب و فاضلاب، ۲۳(۳): ۴۰-۴۷.

شایگان ج و افشاری ع. ۱۳۸۳. بررسی وضعیت فاضلاب‌های شهری و صنعتی در ایران. نشریه آب و فاضلاب، ۱۵(۱): ۵۸-۶۹.

عسگری لجایر، ح.، نجفی، ن. ا. و مقیسه، ا. ۱۳۹۵. مروری بر سازوکار حذف محصولات دارویی و مراقبت شخصی (PPCPs) از آب و پساب با پرتوهای یونیزان. نشریه محیط زیست و مهندسی آب، ۲(۳): ۲۹۱-۳۰۵.

Ahmed M.B., Zhou J.L., Ngo H.H., Guo W., Thomaidis N.S. and X.u J. 2017. Progress in the biological and chemical treatment technologies foremerging contaminant removal from wastewater: A critical review. J. Hazard. Mater, 323:274-298.

Banihashemi B. and Droste R.L. 2014. Sorption–desorption and biosorption ofbisphenol A triclosan, and 17 -ethinylestradiol to sewage sludge, Sci. Total. Environ, 487:813–821.

Barceló D. and Petrovic M. 2008. Conclusions and future research needs, in: D. Barceló, M. Petrovic (Eds.), Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste, Springer, 265–274.

Belhaj D., Baccar R., Jaabiri I., Bouzid J., Kallel M., Ayadi H. and Zhou J.L. 2015. Fate of selected estrogenic hormones in an urban sewage treatment plant in Tunisia (North Africa), Sci. Total Environ, 505:154–160.

Buttiglieri G. and Knepper T. 2008. Removal of emerging contaminants in wastewater treatment: conventional activated sludge treatment, in: D. Barcelo, M. Petrovic (Eds.), Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste, Springer, 1-35.

Cajthaml T., Kresinová Z., Svobodová K. and Möder M. 2009. Biodegradation ofendocrine-disrupting compounds and suppression of estrogenic activity byligninolytic fungi. Chemosphere, 75:745–750.

Chang B., Chiang F. and Yuan S. 2005. Anaerobic degradation of nonylphenol in sludge. Chemosphere, 59:1415–1420.

Cruz-Morató C., Ferrando-Climent L., Rodriguez-Mozaz S., Barceló D., Marco-Urrea E., Vicent T. and Sarrà M. 2013. Degradation of pharmaceuticals innon-sterile urban wastewater by Trametes versicolor in a fluidized bedbioreactor, Water. Res, 47:5200–5210.

The removal of pharmaceuticals personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. Water Res, 43: 363–380.

Kefeni K. K., Mamba B. B. and Msagati T. A. 2017. Application of spinel ferrite nanoparticles in water and wastewater treatment: a review. Sep Purif Technol, 188: 399-422.

Kornaros M. and Lyberatos G. 2006. Biological treatment of wastewaters from a dye manufacturing company using a trickling filter. J Hazard Mater, 136: 95-102.

Lee S.-Y. and Park S.J. 2013. TiO 2 photocatalyst for water treatment applications. J Ind Eng Chem, 19: 1761-1769.

Llorens-Blanch G., Badia-Fabregat M., Lucas D., Rodriguez-Mozaz S., Barceló D., Pennanen T., Caminal G. and Blánquez P. 2015. Degradation of pharmaceuticals from membrane biological reactor sludge with Trametes versicolor. Environ. Sci. Process Impact, 17: 429–440.

Lin A.Y.C., Yu T.H. and Lateef S.K. 2009. Removal of pharmaceuticals in secondary wastewater treatment processes in Taiwan. J. Hazard. Mater, 167: 1163–1169.

Liu Z. H., Kanjo Y. and Mizutani S. 2009. Removal mechanisms for endocrine disrupting compounds (EDCs) in wastewater treatment—physical means, biodegradation, and chemical advanced oxidation: a review. Sci. Total Environ, 407: 731-748.

Luo Y., Guo W., Ngo H.H., Nghiem L.D., Hai F.I., Zhang J., Liang S. and Wang X.C. 2014. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. Sci. Total Environ, 473: 619–641.

Matamoros V. and Bayona J.M. 2008. Behavior of emerging pollutants in constructed wetlands, in: D. Barcelo, M. Petrovic (Eds.), Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste, Springer, 199–217.

Matamoros V., García J. and Bayona J.M. 2008. Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent, Water Res, 42: 653–660.

Matamoros V., Gutiérrez R., Ferrer I., García J. and Bayona J.M. 2015. Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: a pilot-scale study. J. Hazard. ater, 288: 34–42.

Matamoros V., Uggetti E., García J. and Bayona J.M. 2016. Assessment of the mechanisms involved in the removal of emerging contaminants by microalgae from wastewater:

Deegan A., Shaik B., Nolan K., Urell K.,Oelgemöller M., Tobin J. and Morrissey A. 2011. Treatment options for wastewater effluents from pharmaceutical companies, Int. J. Environ. Sci. Technol, 8: 649–666.

Dolar D., Gros M., Rodriguez-Mozaz S., Moreno J., Comas J., Rodriguez-Roda I. and Barceló D. 2012. Removal of emerging contaminants from municipal wastewater with an integrated membrane system, MBR–RO, J. Hazard. Mater, 239: 64–69.

Garcia-Rodríguez V., Matamoros C., Fontàs V. and Salvadó V. 2014. The ability of biologically based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants—a review. Environ. Sci. Pollut. Res, 21: 11708–11728.

Gerrity D., Gamage S., Holady J.C., Mawhinney D.B., Quinones O., Trenholm R.A. and Snyder S.A. 2011. Pilot-scale evaluation of ozone and biological activated carbon for trace organic contaminant mitigation and disinfection. Water Res, 45: 2155–2165.

Ghoshdastidar A.J. and Tong A.Z. 2013. Treatment of 2, 4-D, mecoprop, and dicambausing membrane bioreactor technology, Environ. Sci. Pollut. Res, 20: 5188–5197.

Harrison S., Johnstone-Robertson M., Pott R., Verster B., Rumjeet S. and Nkadimeng L. 2016. Towards wastewater biorefineries: Integrated bioreactor and process design for combined water treatment and resource productivity. Water Res Commission Rep.

http://algae.illinois.edu/projects/Hydrothermal.html (visited 3 January 2018).

http://www.ingenieros.es/noticias/ver/proceso-anammox-para-el-tratamiento-purines/4266 (visited 5 January 2018)

https://www.iswa.uni-stuttgart.de/lsww/forschung/awt/aktuelle/granulierte_Aktivkohle.en.html (visited 2 January 2018).

http://www.lentikats.eu/en/denitrification (visited 5 January 2018).

http://rdissanayake.blogspot.co.uk/2012/08/constructed-wetlands-as-method-of.html (visited 4 January 2018).

https://www.sswm.info/category/implementation-tools/wastewater-treatment/hardware/semi-centralised-wastewater-treatments-3 (visited 3 January 2018).

Kalkan Ç., Yapsakli K., Mertoglu B., Tufan D. and Saatci A. 2011. Evaluation of biological activated carbon (BAC) process in wastewater treatment secondary effluent for reclamation purposes. Desalination, 265: 266-273.

Kasprzyk-Hordern B., Dinsdale R.M. and Guwy A.J. 2009.

fromsludge by the fungus Trametes versicolor in bioslurry reactor, J. Hazard. Mater, 233: 235–243.

Samaras V.G., Stasinakis A.S., Mamais D., Thomaidis N.S. and Lekkas T.D. 2013 Fate ofselected pharmaceuticals and synthetic endocrine disrupting compoundsduring wastewater treatment and sludge anaerobic digestion, J. Hazard. Mater, 244: 259–267.

Silva T. F., Silva M. E. F., Cunha-Queda A. C., Fonseca A., Saraiva I., Sousa M., Gonçalves C., Alpendurada M., Boaventura R. A. and Vilar V. J. 2013. Multistage treatment system for raw leachate from sanitary landfill combining biological nitrification–denitrification/solar photo-Fenton/biological processes, at a scale close to industrial–biodegradability enhancement and evolution profile of trace pollutants. Water Res, 47: 6167-6186.

Stasinakis A.S. 2012. Review on the fate of emerging contaminants during sludge anaerobic digestion. Bioresour. Technol, 121: 432–440.

Stasinakis A.S., Thomaidis N.S., Arvaniti O.S., Asimakopoulos A.G., Samaras V.G., Ajibola A., Mamais D. and Lekkas T.D. 2013. Contribution of primary and secondary treatment on the removal of benzothiazoles benzotriazoles, endocrine disruptors, pharmaceuticals and perfluorinated compounds in a sewage treatment plant. Sci. Total Environ, 463: 1067–1075

Töre G.Y., Meric S., Lofrano G. and De G. 2012. Removal of trace pollutants from wstewater in constructed wetlands, in: G. Lofrano (Ed.), Emerging Compounds Removal from Wastewater, Springer, 39–58.

Trinh T., Van Den Akker B., Stuetz R., Coleman H., Le-Clech P. and Khan S. 2012. Removal of trace organic chemical contaminants by a membrane bioreactor. Water Sci. Technol, 66: 1856–1863.

Vymazal J., 2011. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. Hydrobiologia, 674: 133-156.

Wijekoon K.C., Hai F.I., Kang J., Price W.E., Guo W., Ngo H.H. and Nghiem L.D. 2013. Thefate of pharmaceuticals steroid hormones, phytoestrogens, UV-filters andpesticides during MBR treatment, Bioresour. Technol, 144: 247–254.

Yu T.H., Lin A.Y.C., Lateef S.K., Lin C.F. and Yang P.Y. 2009. Removal of antibiotics and non-steroidal anti-inflammatory drugs by extended sludge age biological process. Chemosphere, 77: 175–181.

a laboratory scale study. J. Hazard. Matter, 301: 197–205.

Miege C., Choubert J., Ribeiro L., Eusèbe M. and Coquery M. 2009. Fate of pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plants–conception of a database and first results. Environ. Pollut, 157: 1721-1726.

Monsalvo V.M., McDonald J.A., Khan S.J. and Le-Clech P.2014. Removal of trace organics by anaerobic membrane bioreactors, Water Res, 49: 103–112

Naz I., Saroj D.P., Mumtaz S., Ali N. and Ahmed S. 2015. Assessment of biological trickling filter systems with various packing materials for improved wastewater treatment. Environ. Technol, 36: 424–434.

Nguyen L.N., Hai F.I., Yang S., Kang J., Leusch F.D.L., Roddick F., Price W.E. and Nghiem L.D. 2014. Removal of pharmaceuticals, steroid hormones, phytoestrogens, UV-filters, industrial chemicals and pesticides by Trametes versicolor: role of biosorption and biodegradation. Int. Biodeter. Biodegr, 88: 169–175.

Pang Y. L., Abdullah A. Z. and Bhatia S. 2011. Review on sonochemical methods in the presence of catalysts and chemical additives for treatment of organic pollutants in wastewater. Desalination, 277: 1-14.

Phan H.V., Hai F.I., Kang J., Dam H.K., Zhang R., Price W.E., Broeckmann A. and Nghiem L.D. 2014. Simultaneous nitrification/denitrification and trace organic contaminant (TrOC) removal by an anoxic–aerobic membrane bioreactor (MBR). Bioresour. Technol, 165: 96–104.

Pidlisnyuk V.V., Marutovsky R.M., Radeke K.H. and Klimenko N. 2003 Biosorptionprocesses for natural and waste water treatment—part II: experimentalstudies and theoretical model of a biosorption fixed bed, Eng. Life Sci, 3: 439–445.

Prieto-Rodriguez L., Miralles-Cuevas S., Oller I., Agüera A., Puma G.L. and Malato S. 2012. Treatment of emerging contaminants in wastewater treatment plants (WWTP) effluents by solar photocatalysis using low TiO2 concentrations. J. Hazard. Mater, 211: 131–137.

Rivera-Utrilla J., Sánchez-Polo M., Ferro-García M. Á., Prados-Joya G. and Ocampo-Pérez R., 2013. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. Chemosphere, 93: 1268-1287.

Rodríguez-Rodríguez C.E., Barón E., Gago-Ferrero P., Jeli´c A., Llorca M., Farré M., Díaz-Cruz M.S., Eljarrat E., Petrovi´c M. and Caminal G. 2012. Removal ofpharmaceuticals, polybrominated flame retardants and UV-filters