1077-AMIWR2019

تعیین کارایی سیستم بیودراف مجهز به تله ذره گیر در بازیافت آب از انواع فاضلاب

آرش جوانشیرخوئی
گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران
arashjavanshir@ut.ac.ir

چکیده

با افزایش جمعیت کره زمین، ورود آلاینده ها به منابع آبی افزایش یافته و سبب محدود شدن منابع آبی قابل استفاده برای انسان شده است. محدودیت دسترسی به منابع آب شیرین به ویژه در خاور میانه که دارای اقلیمی خشک و نیمه خشک است، اهمیت توجه به بازیافت آب را در این منطقه دو چندان می‌کند. مشکل عمده بسیاری از سیستم‌های تصفیه فاضلاب متداول نظیر سیستم‌های لجن فعال، مخزن‌های تجزیه بی‌هوازی و بسترهای رشد باکتری از یک سو محتوای بالای فرم‌های غیر آلی نیتروژن و فسفر و COD پساب خروجی آن‌ها است. از سوی دیگر چنین سیستم‌هایی در راستای دستیابی به استانداردهای زیست محیطی لازم در رابطه با کیفیت پساب خروجی، به زمان ماند هیدرولیک زیادی نیاز دارند. تأمین زمان ماند هیدرولیک طولانی مدت در این گونه سیستم‌ها نیازمند صرف هزینه‌های زیاد جهت تأمین زمین و سازه‌های ذخیره‌سازی فاضلاب است. اغلب سیستم‌های تصفیه فاضلاب موجود به خاطر مشکلات یاد شده دارای کارایی مناسب نیستند که این موضوع قابلیت استفاده مجدد پساب خروجی آن‌ها را تحت شعاع قرار می‌دهد. راه کاری که امروزه در این زمینه مورد توجه قرار گرفته، جذب زیستی این مواد از فاضلاب است. در این پژوهش بررسی عملکرد یک سیستم بیودراف که برای اولین بار بیوفیلم جلبکی به هسته باکتریایی آن اضافه شده، در جذب زیستی فرم‌های غیر آلی نیتروژن و فسفر و کاهش COD از دو نوع فاضلاب شهری و دامداری مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاکی از جذب بالاتر آمونیاک، نیترات، نیتریت، فسفات و COD موجود در فاضلاب‌های شهری و دامداری نسبت به سیستم‌های مشابه و متداول بود. به طور کلی می‌توان شرایط مناسب تبادلات گازی با اتمسفر در بیودراف را به همراه همزیستی جلبک و باکتری عاملی برای عملکرد بهتر سیستم طراحی شده نسبت به سیستم‌های مشابه در تصفیه زیستی فاضلاب شهری و دامداری دانست.

واژه های کلیدی: بازیافت آب، تصفیه فاضلاب، نیتروژن، فسفر، بیوفیلم جلبکی

مقدمه

در عصر حاضر یکی از نگرانی‌های بزرگ جوامع انسانی، مشکلات ناشی از آلودگی منابع آب است. در این بین اهمیت استراتژیک آب شیرین بیش از پیش مورد توجه قرار دارد. به گونه‌ای که امروزه موضوع مورد بررسی بسیاری از مجلات علمی، اجتماعی و حتی سیاسی را به خود اختصاص می‌دهد (Abdel-Raouf *et al*., 2012).

تخلیه فاضلاب شهری، صنعتی و دامداری تصفیه نشده، زه آب سیستم‌های کشاورزی و خروجی سیستم‌های تصفیه فاضلاب شهری مرسوم، به آب‌راه‌ها و پهنه‌های آبی عوامل اصلی آلوده کننده منابع آب بخصوص آب‌های شیرین در طول دهه‌های اخیر بوده‌اند (Park *et al*., 2010). ورود منابع آلاینده به پهنه‌های آبی شیرین، سبب محدود شدن دسترسی به منابع آب قابل استفاده برای انسان می‌گردد. محدودیت دسترسی به منابع آب شیرین در خاورمیانه و شمال آفریقا کاملاً مشهود است. کشورهای این مناطق دارای اقلیمی خشک یا نیمه خشک هستند. میزان بارش در این مناطق بسیار کم و معمولاً دارای دوره

فصلی با توزیع نامنظم است. از سوی دیگر نیاز به آب در کشورهای خشک و نیمه خشک رشد فزآینده‌ای دارد. جمعیت این کشورها در طی ۳۰ سال اخیر بیش از دوبرابر شده و میزان آب در دسترس برای هر نفر به شدت کاهش یافته است (Abdel-Raouf *et al.*, 2012). از این رو در این کشورها که نام ایران هم در بین آن‌ها مشاهده می‌شود توجه به توسعه تکنولوژی تصفیه فاضلاب و بازیابی منابع موجود در آن از قبیل آب شیرین، فسفر، نیتروژن و .... بیش از سایر کشورهای جهان ضرورت دارد (Pittman *et al.*, 2011).

همچنین بر اساس مطالعات طرح جامع آب کشور، آب مورد نیاز بخش صنعت کشور در سال ۱۴۰۰ در حدود ۲۱۰۱ میلیون مترمکعب و میزان پساب تولیدی معادل ۱۰۸۸ میلیون متر مکعب خواهد بود (مهندسین مشاور جاماب، ۱۳۹۳). لذا نیاز به بازیافت آب مصرفی صنایع، بیش از پیش مشهود خواهد بود.

حذف فسفر و نیتروژن موجود در آب خروجی سیستم‌های تصفیه فاضلاب به روش‌های مختلف شیمیایی و زیستی صورت می-گیرد. روش‌های شیمیایی علاوه بر هزینه زیاد از نظر زیست محیطی ایمن نبوده و موجب آلودگی ثانویه لجن حاصل در کولاب-های[1] تصفیه می‌گردد. علاوه بر این مشکلاتی در درابطه با دفع ایمن لجن آلوده وجود دارد (Hoffmann, 1998). روش‌های زیستی مرسوم به سه گروه عمده شامل: سیستم‌هایی که بر اساس فعالیت باکتری‌ها طراحی شده اند، سیستم‌هایی که بر اساس رشد جلبک‌های میکروسکوپی استواراند و سیستم‌هایی که از ترکیب این دو روش استفاده می‌کنند تقسیم می‌شوند. بیش از پنجاه سال است که از ریز جلبک‌ها در تصفیه فاضلاب استفاده می‌شود. سیستم‌های ابتدایی نظیر استخرهای بزرگ و استخر-هایی با جریان سریع آب[2]، سلول‌های جلبکی را به صورت غوطه‌ور در ستون آب قرار می‌دادند. مشکل بزرگ این سیستم ها هزینه زیاد جداسازی سلول‌های جلبکی از آب تصفیه شده بود (Malik *et al.*, 2002). از این‌رو اهمیت طرح روش‌هایی جهت جلوگیری از غوطه‌وری سلول‌های جلبکی در تنه فاضلاب جهت برداشت هرچه آسان‌تر بیومس تولید شده مطرح شد (Chevalier and De la Noüe, 1985a). در این راستا مطالعه حاضر امکان استفاده از بیوفیلم جلبکی-باکتریایی به عنوان جاذب زیستی در یک سیستم بیودراف[3] جهت تصفیه بیولوژیک انواعی از پساب صنعتی، کشاورزی و خانگی پرداخته است. همچنین توان سیستم طراحی شده در حذف محتوای کربن، نیتروژن و فسفر از پساب شهری، صنایع لبنی و گاوداری‌های صنعتی بررسی شده است.

مواد و روش ها

سیستم بیودراف مجهز به تله ذره گیر

سازه مورد نظر با ابعاد ۱۰۰×۴۰×۴۰Cm و از جنس شیشه ساخته شد (تصویر ۱). این سازه از پنج قسمت اصلی شامل: بخش رسوب گیر، بخش سرریز مواد با چگالی کمتر از فاضلاب، بخش رسوب مواد معلق، بخش بیوفیلم جلبکی و مخزن بازچرخ تشکیل شده است. جریان چرخشی آب در سیستم طراحی شده توسط یک واتر پمپ با توان ۸۰W و دبی آب ۲۰۰L/h که در بخش مخزن انتهایی تعبیه شده تأمین شد. جداره‌ها و قسمت تحتانی بخش بیوفیلم جلبکی از بیرون با استفاده از برچسب دولایه‌ای که لایه درونی آن به رنگ سفید و لایه بیرونی آن به رنگ سیاه است پوشیده شد. همچنین فضای بالایی این بخش با استفاده از درپوشی از جنس کارتن پلاست دولایه با لایه درونی سفید و لایه بیرونی سیاه رنگ پوشیده شد. علت انتخاب این ترکیب رنگی در پوشش بخش بیوفیلم جلبکی کنترل میزان نور در درسترس جلبک‌ها در حد دلخواه بود. شدت نور در دسترس بخش بیوفیلم جلبکی در حدود ۸۸ میکرومول بر متر مربع بر ثانیه ($\mu mol.m^{-2}\ s^{-1}$)، مطابق با شرایط اقلیمی ایران با تابش متوسط سالیانه ۲۰۰۰ کیلووات‌ساعت بر متر مربع ($kwhr.m^{-2}$) محاسبه گردید. این میزان از نور با استفاده از شش لامپ

[1] Lagons
[2] High rate algal ponds
[3] Biological Dry Oxigenated Filter

فلورسنت ۴۰w که در فاصله پانزده سانتی‌متری از سطح مدیا قرار گرفته اند تأمین شد. جداسازی ذرات معلق با اندازه بزرگتر از ۰/۵ mμ در بخش رسوب مواد معلق صورت می‌گیرد. سطح این بخش از چند ردیف لوله‌های توخالی با قطر ۲mc و ارتفاع ۲۰cm که به صورت موازی به‌هم چسبیده اند ساخته شد. با کاسته شدن جریان آب در زیر قسمت لوله‌های توخالی فرصت کافی برای برخورد ذرات ریز با یک‌دیگر و به دنبال آن تشکیل ذرات درشت تر که امکان رسوب داشته باشند به وجود می‌آمد. مدیای مورد نظر از جنس پلی‌آمید با سطح سمباده خورده جهت استقرار بهتر جلبک‌ها انتخاب شد. این نوع از مدیا شفاف بوده و امکان نفوذ نور در لایه‌های زیر سطحی آن تا عمقی در حدود ۵cm وجود دارد. ضخامت مدیا در این بخش ۲۰cm است. ویژگی-های فنی این نوع مدیا به شرح زیر است: وزن هر متر مکعب آن در حدود ۲۲kg است. دارای قطعات نواری با لبه اره‌ایی به عرض ۴mm و طول متوسط ۲۰mm و سطح در دسترس هر متر مکعب از آن درحدود $۴۵۰m^۲$ تا $۶۵۰m^۲$ بود.

شکل ۱: نمای روبرو سیستم طراحی شده. بخش‌ها به ترتیب شامل: جداساز کف و مواد روغنی، رسوب گیر، تله مواد معلق و بیودراف.

راه‌اندازی سیستم

مطالعه حاضر در سه مرحله طی ۴۵ روز صورت گرفت. طی هر مرحله پس از آماده سازی سیستم و کشت سلول‌های جلبکی و باکتریایی، با مراجعه به محل تولید فاضلاب مرتبط با نوع بیوفیلم کشت داده شده در سیستم، نمونه فاضلاب مورد نیاز، جمع آوری و به آزمایشگاه انتقال داده شد و طی همان روز به تدریج به سیستم اضافه گردید. شایان ذکر است نمونه مربوط به فاضلاب انسانی از محل تصفیه خانه کیان مهر کرج واقع در استان البرز و پساب گاودرای از محل دامداری آموزشی پردیس کشاورزی و منابع طبیعی کرج تهیه شد. نمونه‌ها بلافاصله پس از انتقال به آزمایشگاه مورد تجزیه و تحلیل شیمیایی قرار گرفتند که نتایج حاصله در مورد هرنوع از انواع فاضلاب در جدول‌های (۲) ارائه شده است.

جدول۲: مشخصات کیفی نمونه فاضلاب های مورد استفاده.

پارامتر / نوع فاضلاب	pH	COD (mg/L)	TDS (mg/L)	NH_3H (mg/L)	$Na\text{-}No_2$ (mg/L)	$Na\text{-}No_3$ (mg/L)	Po_4 (mg/L)
انسانی	۷/۴۱	۳۱۸	۶۴۰	۲۴/۵۳	۷/۶۲	۲۱/۰۲	۵/۷۸
گاوداری	۸/۱	۶۵۹	۸۹۲	۲/۶۵	۱۷	۱۶۹/۹	۹/۵

نمونه برداری و بررسی عملکرد سیستم در طول دوره آزمایش

به منظور بررسی عملکرد سیستم طراحی شده در حذف پارامترهای مورد بررسی از فاضلاب، طی دوره ۱۰ روزه پس از افزودن فاضلاب به سیستم، pH، TDS، و دما به صورت روزانه و COD، آمونیاک، ، فسفات، نیترات و نیتریت هر سه روز یک بار توسط دستگاه پالین تست اندازه گیری شد.

آنالیز آماری

آزمایش در قالب یک طرح کاملا تصادفی طراحی و اجرا شد. با حصول نتایج نرمال بودن توزیع داده‌های هرگروه با استفاده از فاکتور z آزمون کولموگراف-اسمیرنف[4] مورد بررسی قرار گرفت. همچنین همگن بودن واریانس داده‌های به‌دست آمده با استفاده از آزمون آماری کمولوگراف بررسی شد. سپس به منظور مقایسه میانگین پارامترهای مختلف آزمایشی در بازه‌های زمانی مختلف، از آنالیز یک‌طرفه مقایسه میانگین‌ها[5] و به منظور بررسی وجود و یا عدم وجود تفاوت معنی دار آماری در سطح ۹۵٪ بین مقادیر میانگین پارامترهای مختلف آزمایشی در بازه‌های زمانی مختلف از آزمون دانکن[6] استفاده شد. کلیه محاسبات آماری با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۲۲ انجام شد، همچنین کلیه نمودارها با استفاده از نرم افزار اکسل نسخه ۲۰۱۳ ترسیم شد (Wei *et al*., 2008).

نتایج

pH –

در طول دوره آزمایش تغییرات pH در هر دو نوع فاضلاب معنی دار بوده است. در فاضلاب انسانی از مقدار اولیه ۷/۳۹ به ۸/۰۸ در روز دهم، در فاضلاب گاوداری از مقدار اولیه ۷/۹۷ به ۸/۸۳ در روز دهم رسیده است.

TDS –

در طول دوره آزمایش تغییرات TDS در هر دو نوع فاضلاب معنی دار بوده است. در فاضلاب انسانی از مقدار اولیه ۶۳۲ ppm به ۲۷۹ ppm در روز دهم، در فاضلاب گاوداری از مقدار اولیه ۸۶۲ ppm به ۴۰۱ ppm در روز دهم رسیده است.

جدول ۵: روند تغییرات pH و TDS در فاضلاب های مورد مطالعه در طول دوره آزمایش.

	فاضلاب گاوداری		فاضلاب انسانی	
زمان	TDS (mg/l)	pH	TDS (mg/l)	pH
۱	± ۳/۶۵^{a} ۸۶۲	± ۰/۰۲ ^{b}۷/۹۷	± ۳/۷۹^{a} ۶۳۲	± ۰/۰۸ ^{b}۷/۳۹
۲	± ۲/۸۶^{a} ۹۰۸	± ۰/۰۱ ^{b}۷/۵۸	± ۲/۸۶^{a} ۶۳۹	± ۰/۰۸ ^{ab}۶/۹۵
۳	± ۲/۱۱^{ab} ۸۴۹	± ۰/۰۵ ^{a}۷/۳۶	± ۲/۸۱^{b} ۵۹۱	± ۰/۰۶ ^{a}۶/۶۸
۴	± ۶/۵۵^{b} ۷۶۳	± ۰/۰۲ ^{a}۷/۲۳	± ۳/۱۷^{b} ۵۳۱	± ۰/۰۳ ^{a}۶/۶۷
۵	± ۳/۹۵^{b}۶۴۳	± ۰/۰۴ ^{a}۷/۴۵	± ۳/۴۸^{c}۴۴۸	± ۰/۰۱^{ab}۶/۷
۶	± ۰/۹۳ ^{bc}۵۲۷	± ۰/۰۱ ^{bc}۸/۶۴	± ۲/۱۹^{d}۳۶۷	± ۰/۰۷^{ab}۶/۸
۷		± ۵/۴۸^{c}۴۳۷	± ۰/۱۱ ^{cd}۸/۷۸	± ۳/۳۲^{e}۳۰۴ ± ۰/۰۷ ^{bc}۷/۳۱

[4] Kolmogorov–Smirnov
[5] One Way Anova
[6] Duncan Test

۸	± ۱/۲۴^{c}۴۱۵	± ۰/۰۲	± ۳/۸۳^{e}	± ۰/۰۴
۹	± ۱/۷۴^{c}۴۰۸	± ۰/۰۳	± ۲/۹۳^{e}	± ۰/۰۵
۱۰	± ۳/۴۳^{c}۴۰۱	± ۰/۰۷	± ۲/۰۹^{e}	± ۰/۰۹
%راندمان	۵۳/۴۸	---------	۵۵/۸۵	---------

حروف غیر مشترک بین مقادیر هر پارامتر در روزهای مختلف نمایانگر وجود تفاوت معنی دار آماری است.

- آمونیاک

در طول دوره آزمایش تغییرات آمونیاک در هر دو نوع فاضلاب معنی دار بوده است. در فاضلاب انسانی از مقدار اولیه ۲۴/۴۵ ppm به ۰/۶۹ ppm در روز دهم، در فاضلاب گاوداری از مقدار اولیه ۲/۳۵ ppm به ۰/۷ ppm در روز دهم و رسیده است.

- نیترات

در طول دوره آزمایش تغییرات آمونیاک در هر دو نوع فاضلاب معنی دار بوده است. در فاضلاب انسانی از مقدار اولیه ۲۰/۹۸ ppm به ۰/۴۸ ppm در روز دهم، در فاضلاب گاوداری از مقدار اولیه ۱۶۸/۴۰ ppm به ۴/۲۱ ppm در روز دهم رسیده است.

- نیتریت

در طول دوره آزمایش تغییرات آمونیاک در هر دو نوع فاضلاب معنی دار بوده است. در فاضلاب انسانی از مقدار اولیه ۷/۵۴ ppm به ۰/۱ ppm در روز دهم، در فاضلاب گاوداری از مقدار اولیه ۱۵/۰۰ ppm به ۰/۱۷ ppm در روز دهم رسیده است.

- فسفات

در طول دوره آزمایش تغییرات آمونیاک در هر دو نوع فاضلاب معنی دار بوده است. در فاضلاب انسانی از مقدار اولیه ۵/۷۱ ppm به ۰/۲۰ ppm در روز دهم، در فاضلاب گاوداری از مقدار اولیه ۹/۵۰ ppm به ۰/۳۲۵ ppm در روز دهم رسیده است.

جدول ۸: روند تغییرات آمونیاک، سختی، فسفات، نیترات و نیتریت فاضلاب انسانی طی دوره آزمایش.

	فاضلاب گاوداری				فاضلاب انسانی			
زمان (روز)	Po_4 (mg/l)	NH_3-H	Na-No_3	Na-No_2	Po_4 (mg/l)	NH_3-H	Na-No_3	Na-No_2
۱	± ۰/۱۸^{a}۹/۵	± ۰/۰۱۵ ^{a}۲/۳۵	± ۳/۳۵ ^{a}۱۶۸/۴	± ۰/۲۹^{a}۱۵	± ۰/۰۸ ^{a}۵/۷۱	± ۰/۳۲ ^{a}۲۴/۴۵	± ۰/۱۸ ^{a}۲۰/۹۸	± ۰/۱۱ ^{a}۷/۵۴
۴	± ۰/۰۶ ^{b}۵/۸۵	± ۰/۰۱۱ ^{b}۱/۳۳	± ۰/۷ ^{b}۶۷/۳۶	± ۰/۰۳ ^{b}۰/۳۶	± ۰/۰۷ ^{b}۳/۴۲	± ۰/۹۷ ^{b}۱۳/۸۳	± ۰/۱۳ ^{b}۹/۴۴	± ۰/۰۰۶ ^{b}۰/۳۳
۷	± ۰/۰۱ ^{c}۲/۷۶	± ۰/۰۱ ^{c}۰/۲۷	± ۰/۱۱ ^{c}۱۹/۸۶	± ۰/۰۱ ^{c}۰/۲۷	± ۰/۰۴ ^{c}۱/۷۱	± ۰/۵^{c}۶/۹۶	± ۰/۰۵ ^{c}۲/۵۷	± ۰/۰۰۴ ^{c}۰/۱۷

۱۰	± ۰/۰۲ ^{d}۰/۳۵۲	± ۰/۰۳ ^{d}۰/۰۷	± ۰/۰۲ ^{d}۴/۲۱	± ۰/۰۱ ^{c}۰/۱۷	± ۰/۰۱ ^{c}۰/۲	± ۰/۰۷ ^{d}۰/۶۹	± ۰/۰۲ ^{d}۰/۴۸	± ۰/۰۰۵ ^{d}۰/۱
راندمان %	۹۶/۲۹	۹۷/۰۲	۹۷/۵۱	۹۸/۸۶	۹۶/۵۰	۹۷/۱۷	۹۷/۷۱	۹۸/۲۶۷

حروف غیر مشترک بین مقادیر هر پارامتر در روزهای مختلف نمایانگر وجود تفاوت معنی دار آماری است.

COD –

در طول دوره آزمایش تغییرات آمونیاک در هر سه نوع فاضلاب معنی دار بوده است. در فاضلاب انسانی از مقدار اولیه ۳۰۴ ppm به ۳۵ ppm در روز دهم و در فاضلاب گاوداری از مقدار اولیه ۶۰۷ ppm به ۷۳ ppm در روز دهم رسیده است.

جدول ۱۱: روند تغییراتCOD در فاضلاب های مورد مطالعه طی دوره آزمایش.

فاضلاب گاوداری	فاضلاب انسانی	زمان (روز)
± ۱۲/۰۷^{a}۶۰۷	± ۴/۶^{a}۳۰۴	۱
± ۳/۰۹^{b}۲۹۶	± ۳/۲۹^{b}۱۴۵	۴
± ۲/۶۸^{c}۱۱۹	± ۱/۷۳^{c}۶۴	۷
± ۳/۴۵^{d}۷۳	± ۱/۹۶^{d}۳۵	۱۰
۸۷/۹۷	۸۸/۴۸	%راندمان کاهش

حروف غیر مشترک بین مقادیر هر پارامتر در روزهای مختلف نمایانگر وجود تفاوت معنی دار آماری است.

بحث

pH –

تغییرات pH در این گونه سیستم‌ها تحت تأثیر فتوسنتز و تنفس بیوفیلم جلبکی-باکتریایی است. فتوسنتز جلبکی با مصرف محتوای CO_2 آب، سبب افزایش pH و تنفس جلبکی-باکتریایی سبب کاهش pH می‌شود. مقادیر بالای pH (بالاتر از ۹) در سیستم‌های جلبکی از یک سو باعث سرکوب عوامل پاتوژن[7] و از سوی دیگر باعث کاهش راندمان جذب مواد مغذی و آلاینده-های موجود در محیط توسط جلبک می‌شود (Schumacher *et al.*, 2003). در pH های بالاتر از ۹ جذب نیتروژن و فسفر توسط بیوفیلم جلبکی به خاطر تبخیر آمونیاک و رسوب ارتوفسفات[8] کاهش می‌یابد (Craggs *et al.*, 1996). در روند آزمایش با توسعه رشد بیوفیلم جلبکی pH تا سر حد ۸،۸۳، در روز نهم افزایش یافت، پس از آن با به تعادل رسیدن فعالیت جلبک-باکتری تغییری در مقدار pH مشاهده نشد. همچنین روند افزایشی pH در طی دوره و ثبات آن در مقادیر نزدیک به ۹ سبب شد تا در طی دوره هیچ گونه عامل پاتوژن در قسمت‌های مختلف سیستم مشاهده نشود. با وجود غلبه فرآیند تنفس بر فتوسنتز، بیش از ۶۰٪ از فرم‌های مختلف نیتروژن غیر آلی و ۴۰٪ از محتوای فسفات موجود در این دو نمونه از فاضلاب طی چهار روز اول جذب شد. این روند به خاطر شرایط نامساعد عناصر غذایی موجود در محیط بیوفیلم مستقر شده در سیستم پیش از اضافه کردن فاضلاب به سیستم بود. در چنین شرایطی سلول‌های جلبکی و باکتریایی اقدام به جذب و ذخیره مواد مغذی وارد شده به محیط در سلول‌های خود، بدون انجام هرگونه فرآیند زیستی بر آن می‌کنند. پس از سازگاری سلول‌های جلبکی و باکتریایی با شرایط جدید، و خروج از شرایط نامساعد تغذیه‌ای دوران پیش از آزمایش، نوعی رکود در فرآیند جذب مواد مغذی از محیط توسط بیوفیلم جلبکی صورت گرفت (روزهای چهارم تا هفتم)، با این وجود در این مرحله بیشینه تغییرات pH در سیستم مشاهده شد. روند افزایشی pH طی روزهای چهارم تا هفتم، به خاطر شدت زیاد فرآیند فتوسنتز در سلول‌های جلبکی بیوفیلم با استفاده از مواد مغذی ذخیره شده طی روزهای اول تا چهارم بود. جذب عناصر مغذی از محیط طی این مرحله در حدود ۳۰٪-۲۰٪ از غلظت اولیه آن‌ها در شروع آزمایش بود. طی روزهای هفتم تا دهم رشد بیوفیلم جلبکی-باکتریایی به خاطر شرایط فقر نسبی عناصر مغذی قابل جذب توسط بیوفیلم جلبکی-باکتریایی در محیط که به دنبال جذب این مواد طی هفت روز اول صورت گرفته بود، با محدودیت رو به رو شد، اما از سوی دیگر با شروع فرآیند تجزیه زیستی ترکیبات آلی کربنه پیچیده و ترکیبات آلی نیتروژنه آزاد شدن تدریجی مواد مغذی مورد نیاز سلول‌های جلبکی، سبب برقراری نوعی رابطه تعادلی در شدت دو فرآیند فتوسنتز و تنفس زیستی در سیستم شده که نتیجه آن ثبات نسبی در مقدار pH فاضلاب طی روزهای هفتم تا دهم بود.

TDS –

بر اساس مقررات بین‌المللی آب و دفع پساب، انواع آب و پساب براساس میزان TDS به پنج دسته تقسیم می‌شوند. آبهایی با TDS کمتر از ۱۰۰ mg/l که جزء آبهای بسیار تمیز محسوب می‌شوند. آب‌هایی با TDS کمتر از ۵۰۰ mg/l که دارای کیفیتی معمول هستند، آب‌های با TDS کمتر از ۱۵۰۰ mg/l که به گروه آب‌های با وضعیت سبز موسوم اند، گروه آب‌های با وضعیت زرد با TDS کمتر از ۲۰۰۰ mg/l و در نهایت گروه آب‌های با وضعیت قرمز با TDS بیشتر از ۲۰۰۰ mg/l (de la Noüe *et al.*, 1992). براساس نتایج حاصل در این تحقیق سیستم طراحی شده آبی با درجه کیفی ۳ از نظر میزان مواد جامد محلول را دریافت و خروجی با درجه کیفی ۲ (دسته نرمال) ارائه می‌کند.

– آمونیاک، نیترات، نیتریت

[7] Pathogen
[8] Orthophosphate

حذف محتوای نیتروژنی فاضلاب، در سیستم طراحی شده از سه مسیر مختلف صورت می‌گیرد. مسیر اصلی، جذب مستقیم NH4+-N توسط جلبک‌ها است. مسیر دوم تبخیر NH3-N از فاضلاب و مسیر سوم تبدیل نیترات موجود در فاضلاب به نیتروژن مولکولی توسط باکتری‌ها، و خروج آن به صورت گاز است. در pHهایی حدود ۹ سهمی از محتوای نیتروژنی که مستقیماً توسط جلبک‌ها جذب می‌شود در حدود ۶۳/۸۱٪ ، سهم تبخیر مستقیم و عملکرد باکتریایی نیز به ترتیب در حدود ۳۲/۰۶٪ و ۴/۱۳٪ از کل محتوای نیتروژن حذف شده است (Wei *et al*., 2008). با توجه به این که بیشینه جذب فرم‌های مختلف نیتروژن از جمله نیترات در این آزمایش در pH حدود ۷٫۵ صورت گرفته است. می‌توان دریافت سهم ناچیزی از نیتروژن به وسیله تبخیر از فاضلاب خارج شده و سهم عمده محتوای نیتروژنی دراثر فعالیت جلبکی-باکتریایی از تنه فاضلاب خارج شده است. همانطور که در جداول ۸ و ۱۳ قابل مشاهده است، بیشینه جذب فرم‌های مختلف نیتروژنی طی روزهای اول تا چهارم آزمایش صورت گرفته است، با توجه به کاهش ناچیز pH در این بازه زمانی دال بر غلبه فرآیند تنفس بر فتوسنتز، می‌توان دریافت شدت بالای جذب فرم‌های مختلف نیتروژن غیر آلی طی این دوره به خاطر شرایط نامساعد مواد مغذی قابل جذب توسط سلول‌های جلبکی پیش از اضافه کردن فاضلاب به محیط است. با سازگار شدن سلول‌های جلبکی طی روزهای چهارم تا هفتم، به خاطر جذب دخیره‌ای صورت گرفته در روزهای قبل تنها در حدود ۳۰٪ از فرم‌های مختلف نیتروژن غیر آلی توسط بیوفیلم جلبکی جذب شد. افزایش میزان جذب نسبی فرم‌های نیتروژنی غیر آلی باقی مانده در پساب طی روزهای هفتم تا دهم به خاطر برقراری تعادل بین عملکرد سلول‌های جلبکی و باکتریایی در بیوفیلم به‌کار گرفته شده است.

- فسفات

فسفات یکی از عناصر مغذی مورد نیاز جهت رشد جلبک‌ها است. در این نوع از سیستم‌های تصفیه زیستی، حذف فسفر از تنه فاضلاب به واسطه جذب مستقیم فسفات توسط بیوفیلم جلبکی-باکتریایی و همچنین رسوب فسفر به همراه کاتیون‌های دو ظرفیتی چون کلسیم و منیزیم صورت می‌گیرد (Cromar *et al*., 1996). راندمان حذف فسفر در سیستم‌هایی که صرفاً از جلبک و یا باکتری جهت پالایش زیستی فاضلاب استفاده می‌کنند، به ترتیب در حدود ٪۵۴/۴±۲٪ (انحراف استاندارد ± میانگین) و ٪۱/۱۸ ±۱۰/٪ می‌باشد (Su *et al*., 2012). بیشینه حذف غیر زیستی فسفر از طریق رسوب در pH های ۹ تا ۱۱ صورت می‌گیرد (Nurdogan and Oswald, 1995). با توجه به این که بیشینه جذب فسفات در این آزمایش در pH حدود ۷٫۵ صورت گرفته است، می‌توان دریافت عملکرد بیوفیلم جلبکی- باکتریایی عامل اصلی جذب این ماده از تنه فاضلاب بوده است. نوعی رابطه همزیستی بین سلول‌های جلبکی و باکتریایی در غالب تأمین CO_2 مورد نیاز بیوفیلم جلبکی از طریق هوادهی و تنفس باکتریایی و همچنین تأمین ترکیبات زیستی آلی مورد نیاز باکتری‌ها توسط سلول‌های جلبکی، عامل اصلی راندمان بالای جذب فسفات در این سیستم نسبت به سیستم‌هایی است که صرفاً از جلبک و یا باکتری جهت پالایش زیستی فاضلاب استفاده می‌کنند (Su *et al*., 2012).

- COD

میزان نیاز اکسیژن شیمیایی در پساب شهری، دارای تغییرات جغرافیایی و فصلی گسترده‌ای است. با این حال منابع موجود محدوده‌ای از ۵۰۰ mg/l تا ۱۸۰۰ mg/l را برای آن متصور شده اند (Cossu *et al*., 1993). فرآیند کاهش میزان COD در تصفیه بیولوژیک پساب با استفاده از بیوفیلم جلبکی-باکتریایی با تخریب زیستی درشت مولکول‌های آلی موجود در پساب توسط باکتری‌ها شروع شده و با جذب مستقیم مولکول‌های خرد شده توسط سلول‌های جلبکی ادامه می‌یابد (Balice *et al*., 1990). در این رابطه Eny (1951) با مطالعه روی جلبک *Chlorella minutissima* نشان داد که این جلبک در حضور پیش ماده‌هایی چون اسیدهای آلی و گلوکز در محیط، دو الگوی رشد اتوتروفیک و هتروتروفیک را به طور همزمان بروز می‌دهد. جذب پیش سازهای آلی توسط Chlorella minutissima در چنین شرایطی باعث کاهش میزان COD محیط پرورش شد (Eny, 1951).

سیستم طراحی شده در راستای کاهش نیاز اکسیژن شیمیایی از دو مسیر فیزیکی و زیستی بهره‌گیری می‌کند. طی مسیر فیزیکی پساب طی عبور از بخش رسوب گیر مواد معلق، در بخش زیرین تله رسوب گیر با کاهش سرعت جریان و حالت رکود نسبی مواجه می‌شود. بروز این

حالت همراه با افزایش غلظت مواد جامد معلق در این بخش و به دنبال آن افزایش احتمال برخورد ذرات و افزایش اندازه آن‌ها، بخش زیادی از محتوای مواد جامد معلق موجود در نمونه رسوب می‌کند. با رسوب این نوع مواد بخشی از محتوای کربن آلی موجود در پساب به همراه نیاز اکسیژن شیمیایی ناشی از ذرات آلی معلق از پساب حذف می‌شود. علت اصلی کاهش بخش زیادی از نیاز اکسیژن شیمیایی و محتوای کربن آلی طی چهار روز اول از پساب در سیستم طراحی شده، وقوع همزمان رسوب مواد جامد معلق و جذب زیستی مواد آلی محلول توسط بیوفیلم جلبکی– باکتریایی از پساب است. نتایج حاصل به طریق مشابه در تحقیق صورت گرفته توسط Sachdev and Clesceri (1978) تأیید می‌گردد (Sachdev and Clesceri, 1978). راندمان کاهش COD در سیستم‌هایی که صرفاً از جلبک و یا باکتری جهت پالایش زیستی فاضلاب استفاده می‌کنند، در حدود ۸۴/۲۴٪ (انحراف استاندارد ± میانگین) می‌باشد (Su *et al*., 2012). حال آن‌که سیستم طراحی شده به خاطر استفاده همزمان از جلبک و باکتری COD را به ترتیب با راندمانی در حدود ۹۵/۵۵٪ و ۹۲/۸۰٪ کاهش داد. به طور کلی کیفیت آب خروجی از سیستم بر اساس استانداردهای اعلام شده از طرف سازمان بهداشت جهانی، منعی برای رهاسازی در طبیعت و استفاده‌های کشاورزی ندارد (WHO, 2010).

نتیجه گیری

امروزه استفاده از جلبک‌ها در راستای تصفیه زیستی پساب، به عنوان یک راهبرد جهانی مد نظر قرار گرفته است. استفاده از بیوفیلم جلبکی، از جمله فناوری‌های پیشرفته و نو ظهور در عرصه تصفیه فاضلاب است. با این وجود در سراسر جهان و بخصوص ایران تحقیقات در این زمینه همچنان دارای مقیاس آزمایشگاهی هستند.

تحقیق حاضر با هدف بررسی توان سیستم طراحی شده در حذف محتوای نیتروژن و فسفر از پساب شهری و گاوداری‌های صنعتی اجرا شد. بر این اساس راندمان حذف فرم‌های مختلف نیتروژن غیر آلی از فاضلاب انسانی و گاوداری به ترتیب معادل ۹۷/۷ ٪ و ۹۷/۶٪ بود.. همچنین راندمان حذف فسفات از فاضلاب انسانی و گاوداری به ترتیب معادل ۹۶/۵٪ و ۹۶/۲۹٪ بود. عملکرد سیستم طراحی شده، در حذف فرم‌های مختلف نیتروژن غیر آلی، فسفر از فاضلاب انسانی و گاوداری از منظر درصد جذب نسبت به مقدار اولیه، به مراتب از سیستم‌های تصفیه بیولوژیک مرسوم از قبیل سیستم‌های لجن فعال، مخزن‌های تجزیه بی‌هوازی و بسترهای رشد باکتری بهتر است. همچنین سیستم-های تصفیه بیولوژیک نوین نظیر فتوبیوراکتورها با هزینه گزاف و زمان ماند هیدرولیکی در حدود چهار برابر سیستم طراحی شده عملکرد مشابهی در در حذف فرم‌های مختلف نیتروژن غیر آلی، فسفر از فاضلاب انسانی و گاوداری دارا هستند. به طور کلی می‌توان ویژگی‌های ساختاری سیستم طراحی شده و شرایط مناسب تبادلات گازی با اتمسفر در بیودراف را به همراه همزیستی جلبک و باکتری عاملی برای عملکرد بهتر سیستم طراحی شده نسبت به سیستم‌های مشابه دانست.

منابع

شرکت مهندسین مشاور جاماب.، ۱۳۹۳. طرح جامع آب کشور. گزارش آب مورد نیاز شرب شهری و روستایی. سازمان مدیریت و برنامه ریزی کشور.

کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران.، ۱۳۸۰. زه آب های کشاورزی، نشریه شماره ۴۰.

Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A., & Ibraheem, I. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, *19*(3), 257-275.

Park, J., Craggs, R., & Shilton, A. (2011). Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource technology*, *102*(1), 35-42.

Pittman, J. K., Dean, A. P., & Osundeko, O. (2011). The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. *Bioresource technology*, *102*(1), 17-25.

Hoffmann, J. P. (1998). Wastewater treatment with suspended and nonsuspended algae. *Journal of Phycology*, *34*(5), 757-763.

Malik, D., Strelko Jr, V., Streat, M., & Puziy, A. (2002). Characterisation of novel modified active carbons and marine algal biomass for the selective adsorption of lead. *Water research*, *36*(6), 1527-1538.

Chevalier, P., & de la Noüe, J. (1985). Wastewater nutrient removal with microalgae immobilized in carrageenan. *Enzyme and microbial technology*, *7*(12), 621-624.

Wei, Q., Hu, Z., Li, G., Xiao, B., Sun, H., & Tao, M. (2008). Removing nitrogen and phosphorus from simulated wastewater using algal biofilm technique. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China, 2*(4), 446-451.

Abstract

Due to increase of the human population on Earth, log of pollutants to water resources has increased and this caused the more restriction of water resources for human. Limited availability of fresh water resources, especially in the Middle East that have arid and semi-arid climate increases the importance of water recycling. The main problem in many conventional wastewater treatment systems like activated sludge systems, anaerobic digestion tanks and bacterial growth media on the one hand is their high content of inorganic nitrogen and phosphorus forms, and various forms of organic carbon effluent. On the other hand These types of systems in order to achieve the required environmental standards in relation to the effluent quality, need great hydraulic retention time. Providing long hydraulic retention time in these systems requires high costs for land and waste storage structures. Most of the existing wastewater treatment systems have not suitable performance due to the mentioned problems, that this issue affect the potential of reuse wastewater effluent. Solutions that today are considered in this context, is the bioremediation of these substances from sewage. In the present study, for the first time, we evaluated the performance of a BIODROF system that in this system the algal biofilm are added to its bacterial part for bioremediation of inorganic nitrogen and phosphorus forms from domestic and livestock wastewater. Our results showed a higher uptake of ammonia, nitrite, nitrate, phosphate and COD from domestic and livestock wastewater compared to similar studies. Finally, we can say that the symbiosis of algae and bacteria with favorable conditions for gas exchange in BIODROF system, could be a good reason for better performance of our system for biotreatment of domestic and livestock wastewater compared to similar systems.

Keywords: Water recycling, Wastewater treatment, Nitrogen, Phosphorus, Algal biofilm