

به کارگیری گیاهان لویی (*Typha Latifolica*) و علف هفت‌بند (*Polygonum aviculare*) جهت

تصفیه فاضلاب شهری اهواز

چکیده

پژوهش حاضر در سال ۱۳۹۷ باهدف تأثیر گیاه‌پالایی جهت کاهش پارامترهای فسفات، نیتрат، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD) و اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) فاضلاب شهر اهواز طی ۹۰ روز زمان‌ماند انجام شد. برای انجام آزمایش‌های این پژوهش از طرح کاملاً تصادفی در قالب ۴ تیمار و ۳ تکرار استفاده گردید و مراحل انجام تحقیق آزمایشگاه خاک‌شناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز انجام شد. گیاهان لویی (*Typha Latifolica*) و علف هفت‌بند (*Polygonum aviculare*) با توجه به آب‌وهوای منطقه گرمسیری استان خوزستان انتخاب شدند. در این پژوهش درصد حذف پارامترهای اکسیژن خواهی بیوشیمیایی، اکسیژن خواهی شیمیایی، نیترات، فسفات به‌وسیله گیاه لویی به ترتیب ۵۵/۴۰، ۵۹/۱۳، ۵۷/۳۵، ۵۲/۳۸ درصد به‌دست‌آمده آمد. همچنین راندمان حذف پارامترهای مورد مطالعه به‌وسیله گیاه علف هفت‌بند نیز به ترتیب ۲۵/۸۹، ۶۱/۸۰، ۷۳/۹۸، ۵۹/۰۴ درصد بوده است. راندمان حذف نیترات، فسفات در علف هفت‌بند بیشتر از گیاه لویی بود. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده گیاه لویی و علف هفت‌بند در تیمارهای دوم و چهارم بر مقادیر اکسیژن خواهی بیوشیمیایی، اکسیژن خواهی شیمیایی، فسفات، نیترات تأثیر داشته و طی زمان‌ماندهای مورد مطالعه طی ۹۰ روز سبب کاهش این پارامتر شده است. مقادیر اکسیژن خواهی بیوشیمیایی، اکسیژن خواهی شیمیایی، اسیدیته، هدایت الکتریکی در مقایسه با استانداردهای سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران و آمریکا جهت کاربری آبیاری کشاورزی پایین‌تر بود، اما میزان نیترات بالاتر به دست آمد.

واژگان کلیدی: گیاه لویی، علف هفت‌بند، فاضلاب، اهواز.

مقدمه

استفاده از روش‌های زیستی در سال‌های اخیر همواره مورد توجه پژوهشگران بوده است که شامل روش‌های گیاه‌پالایی می‌باشند (پاینده، ۱۳۸۸؛ Zhao et al., 2019). در گیاه‌پالایی، از قابلیت گیاهان برای حذف آلاینده‌ها استفاده می‌شود (پاینده و انصاری دزفولی، ۱۳۸۷). گیاه‌پالایی با استفاده از مهندسی گیاهان سبز شامل گونه‌های علفی و چوبی برای برداشت مواد آلاینده از آب‌و خاک یا کاهش خطرات آلاینده‌های محیط‌زیست نظیر فلزات سنگین، عناصر کمیاب، ترکیبات آلی و مواد رادیواکتیو به‌کاربرده می‌شود (کریمی، ۱۳۸۷؛ Kumari and Tripathi, 2015). گیاه‌پالایی یک تکنیک باصرفه اقتصادی، محیط‌زیستی و علمی است که برای کشورهای در حال توسعه مناسب است و تجارت بازرشی به حساب می‌آید، اما متأسفانه هنوز در برخی کشورها نظیر ایران به‌عنوان یک فناوری استفاده تجاری ندارد (سبحان و همکاران، ۱۳۹۱؛ Liang et al., 2019). گیاه‌پالایی با استفاده از پتانسیل‌های فیزیولوژیکی گیاهان سبز، انواع علف‌های هرز، گیاهان آبی و تالابی، گیاهان زراعی و حتی درختان

مهناز متریقی^{۱،۲}

خوشناز پاینده^{۳*}

۱. گروه مهندسی محیط‌زیست، پردیس علوم و تحقیقات خوزستان، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

۲. گروه مهندسی محیط‌زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

۳. استادیار گروه خاک‌شناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

*مسئول مکاتبات:

Payandeh426@gmail.com

کد مقاله: ۱۳۹۹۰۲۰۷۹۷

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۷/۲۶

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۲/۱۹

این مقاله برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی

ارشد است.



برای برداشت مواد آلاینده از آب، فاضلاب و خاک استفاده می‌شود (ولایت زاده و طیب زاده، ۱۳۹۲؛ Drozdova et al., 2019). بررسی‌ها نشان داده است تولید گیاهان با پتانسیل بالای گیاه‌پالایی و تولید بیومس در بهبود روش گیاه‌پالایی مؤثر است و تلقیح ژن‌های مؤثر در تجمع فلزات به گیاهانی که بلندتر از گیاهان طبیعی هستند سبب افزایش تولید بیومس نهایی می‌شود. برخی روش‌های گیاه‌پالایی محدودیت‌هایی دارد؛ به‌عنوان مثال در نوعی از این روش، گیاه‌پالایی در محدوده ۳ فوت از سطح خاک و حداکثر ۶۰ فوت از آب‌های زیرزمینی مؤثر است. این روش برای مکان‌هایی که غلظت آلودگی در آن‌ها پایین تا متوسط است در سطح وسیع به‌کاربرده می‌شود و شدیداً وابسته به اسیدیته خاک است. نتایج به‌دست‌آمده از تحقیقات دانشمندان حاکی از آن است که اسیدی کردن خاک، قابلیت دسترسی فلزات سنگین را به مقدار زیادی افزایش می‌دهد. البته ممکن است اسیدی کردن خاک، تأثیرات منفی در برداشته باشد. برای مثال افزایش حلالیت برخی فلزات سمی و شستشوی آن‌ها به آب‌های زیرزمینی سبب بروز خطرات محیط‌زیستی می‌شود که باید تحت کنترل و شرایط ویژه صورت گیرد (قمشی و میرسنجری، ۱۳۹۰؛ ولایت زاده، ۱۳۹۳).

گیاه لویی ماکروفیتی آبی و تالابی است که در حاشیه دریاچه‌ها، باتلاق‌ها، رودخانه‌ها و تالاب‌های مناطق گرم و حاره‌ای رشد می‌کند و اغلب به‌صورت کلونی و مترکم در این سیستم‌های آبی دیده می‌شود. این گیاه آبی است و در کنار نهرها و آب‌های راکد و در مناطق مختلف آسیا در چین، شبه‌قاره هند، امریکا، اروپا و ایران می‌روید، در ایران در اطراف تهران، جاجرد، کرج، اصفهان، اراک، گرگان، مشهد و بلوچستان دیده می‌شود و دارای چندگونه می‌باشد. انتشار جغرافیایی آن شامل مناطق استوایی و معتدله است. این خانواده شامل یک جنس *Typha* با حدود ۱۵ گونه است. در ایران حدود ۶ جنس از آن شناسایی شده است (عقیلی و همکاران، ۱۳۹۱؛ صالح زاده و رضایی، ۱۳۹۶). سرده علف هفت‌بند با ۲۹ گونه در ایران گروهی از گیاهان یک‌ساله و چندساله را در زیستگاه‌های مختلف تشکیل می‌دهد که در مناطق مختلف ایران انتشار دارند. این گیاهان به‌ندرت چوبی با ساقه کم‌وبیش برگ‌دار و غالباً نازک و ظریف هستند (کشاورزی و همکاران، ۱۳۹۵؛ Khosravi and Poormahdi, 2008). علف هفت‌بند در جهان با ۴۲۰ گونه پراکنده می‌باشد. سرده علف هفت‌بند یکی از پیچیده‌ترین وضعیت‌های سیستماتیک در تیره علف‌هفت‌بندیان را دارند (Rechinger and Schiman-Czeika, 1968).

در ایران بیشتر از سیستم‌های تصفیه فاضلاب مکانیزه استفاده می‌شود که این سیستم‌ها بیشتر به دلایل منابع مالی ناکافی، هزینه‌های بهره‌برداری و نگهداری، عدم حضور مشاوران باتجربه و آگاه و اپراتورهای آموزش ندیده فاقد کارایی مناسب می‌باشند (یوسفی و همکاران، ۱۳۹۲؛ Noori, 2018). استفاده از درختچه‌های آبی مانند نی و لویی برای تصفیه فاضلاب‌های مختلف تحت شرایط گوناگون در تعداد زیادی از کشورها از جمله مصر، تایلند، ایران و ژاپن مورد استفاده قرار گرفته است (Tang et al., 2009). این گیاهان در مراحل اولیه و ثانویه تصفیه فاضلاب‌های خانگی و صنعتی قابل استفاده است (Naylor et al., 2003).

Pasereh و همکاران (۲۰۱۷) امکان‌سنجی فرآیند ۵ مرحله Bardenpho برای حذف فسفر و دفع نیتروژن از فاضلاب بهداشتی یاسوج را مورد بررسی قرار دادند. نتایج تجربی نشان داد که راندمان حذف اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)، تقاضای اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD)، نیتروژن کل (TN) و فسفر کل (TP) در شرایط بهینه تقریباً ۷۳ درصد، ۹۰ درصد، ۹۳ درصد و ۷۵ درصد گزارش شد و بیشترین درصد حذف مربوط به فسفر کل ۸۵ درصد بود. در یک پژوهش در کشور عراق کنترل پارامترهای کیفی پساب خانگی جهت استفاده مجدد از آب بررسی شد. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که درصد حذف مواد جامد معلق به ۹۴ درصد و میزان حذف نیتروژن ۸۵ درصد بود. نتایج آزمایش و تجزیه و تحلیل استفاده از گیاه جهت تصفیه پساب نیز ۹۷ درصد حذف BOD تعیین شد که مطابق با مشخصات آب مورد استفاده برای آبیاری کشاورزی است (Ghawi, 2017). در تحقیق دیگری طراحی بهینه حذف فسفر و ازت در تصفیه‌خانه فاضلاب خانگی در عراق انجام شد. نتایج نشان داد که افزودن آلومینیوم به پساب در کنترل غلظت فسفر و نیتروژن تولیدشده بسیار کارآمد است و با معیارهای آب مورد استفاده در کشور عراق مطابقت دارد (Ghawi, 2018).

با توجه به اینکه گیاه پالایی یکی از روش‌های نوین حذف و کاهش مواد مغذی و فلزات سنگین می‌باشد، لذا کاربری گیاهان لویی و علف هفت‌بند باهدف پالایش فاضلاب شهر اهواز به‌عنوان یک واحد تکمیلی برای حذف مواد مغذی در کشور از نوآوری برخوردار بوده و ضروری به نظر می‌رسد. با توجه به مزایای آن از جمله عدم نیاز به نیروی انسانی متخصص، تجهیزات پیشرفته و هزینه‌های اندک، می‌توان بیشترین بازده تصفیه فاضلاب را به دست آورد.

مواد و روش‌ها

در این تحقیق از گیاهان لویی (*Typha Latifolica*) و علف هفت‌بند (*Polygonum aviculare*) بر اساس سازگاری با آب‌وهوای منطقه گرمسیری استان خوزستان، به‌عنوان گونه‌های مورد مطالعه انتخاب شدند (کشاورزی و همکاران، ۱۳۹۵؛ صالح‌زاده و رضایی، ۱۳۹۶). در فصل بهار گیاهان لویی و علف هفت‌بند از تالاب شادگان و رودخانه دز در استان خوزستان، به‌صورت جوان و بالغ تمام ساقه به همراه اندام‌های زیرزمینی به نحوی برداشت شدند که به اندام‌های هوایی و زیرزمینی آن‌ها آسیب وارد نشد. سپس در کیسه‌های پلاستیکی و داخل یخچال‌های یونولیتی در محیط اشباع از آب نگهداری شده و سریعاً به آزمایشگاه منتقل شدند.

تصفیه فیزیکی شامل سه واحد آشغال‌گیری دو واحد مکانیکی و یک واحد دستی و دو دستگاه آشغال‌خردکن می‌باشد. آشغال‌گیر از نوع کمانی و دهانه متوسط می‌باشد. فاصله پمپ‌ها ۱۸ میلی‌متر می‌باشد که در مسیر جریان فاضلاب قرار دارند. آشغال‌ها به‌وسیله پمپ شستشو به آشغال‌خردکن‌ها هدایت شده و سپس خرد و ریز گشته و سپس به ابتدای جریان فاضلاب انتقال می‌یابد. دارای دو واحد دانه‌گیری از نوع پیستا که قطر حوضچه هرکدام ۳ متر و حجم ۲۵ مترمکعب می‌باشد. در این سیستم ذرات معلق که قطر آن‌ها از ۰/۲ میلی‌متر بیشتر باشد با استفاده از نیروی گریز از مرکز و نیروی ثقلی خودشان در کف حوضچه ته‌نشین می‌شوند، سپس به‌وسیله دو دستگاه دمنده هوا ایرلیف به پاکت (محل جمع‌آوری دانه‌ها) منتقل می‌شوند. دستگاه ثبت جریان فاضلاب پس از سیستم دانه‌گیری قرار دارد که در کانال ونتوری از نوع اولتراسونیک می‌باشد و میزان فاضلاب ورودی برحسب مترمکعب به‌طور اتوماتیک محاسبه و در سیستم تصفیه‌خانه ثبت می‌گردد. فاضلاب پس از آشغال‌گیری و دانه‌گیری و ثبت جریان وارد استوانه بتونی به عمق ۵ متر به نام ستون توزیع شده و از آنجا به چهار تانک ته‌نشینی به قطر ۲۸ متر وارد گشته که در این حوضچه‌ها با ته‌نشین شدن ذرات ریز کلوییدی، حدود ۳۰ درصد اکسیژن خواهی بیوشیمیایی و ۴۰ درصد کل مواد جامد معلق (TSS) کاهش می‌یابد (جدول ۱) (علاف صالحی و شهرام، ۱۳۹۷).

جدول ۱: مشخصات فنی و مهندسی واحدهای تصفیه‌خانه غرب اهواز.

واحد تصفیه	تعداد	ابعاد
آشغال‌گیر	۳	عرض ۱/۵ متر
دانه‌گیر	۲	قطر ۳ متر، حجم ۲۵/۴ مترمکعب
تانک ته‌نشینی اولیه	۴	قطر ۳ متر، حجم ۱۵۰۸ مترمکعب، عمق ۲/۴۵ متر
تانک هوادهی	۴	۲/۵×۷۰×۱۶/۶ متر، حجم ۲۹۱۴ مترمکعب
تانک ته‌نشینی ثانویه	۴	قطر ۲۹ متر، عمق ۲/۱ متر، حجم ۱۳۸۵ مترمکعب
حوضچه تماس کلر	۲	۲/۲×۲۴×۱۲ متر، حجم ۴۸۰ مترمکعب
مخازن هضم لجن	۴	قطر ۲۰ متر، ارتفاع ۱۰/۵ متر، حجم ۴۳۵۰ مترمکعب
بستر لجن‌خشک‌کن	۸	۰/۶×۲۰×۵۷ متر، حجم ۹۱۲۰ مترمکعب
مخزن گاز	۱	قطر ۹/۱۵ متر، ارتفاع ۴/۸ متر، حجم ۲۵۰ مترمکعب

تأسیسات تصفیه زیستی شامل استخرهای هوادهی است. به منظور حذف مواد آلی موجود در پساب خروجی از ته‌نشین‌های مقدماتی این پساب وارد چهار استخرهای هوادهی هر یک به حجم ۲۹۱۴ مترمکعب می‌شود. در این استخرها اکسیژن به روش هوادهی سطحی و به منظور فعالیت و رشد میکرو ارگانیزم‌ها و در نهایت تشکیل لجن فعال تزریق می‌شود. هر استخر دارای سه موتور که دو بروس افقی را در خلاف جهت یکدیگر بر حرکت درمی‌آورد. به منظور انتقال اکسیژن محلول در تمام نقاط استخر، در مسیر حرکت برس‌ها صفحات مورب از جنس الوار نصب شده است. هم‌زمان با ورود پساب تانک‌های مقدماتی به استخرهای هوادهی لجن فعال نیز که در ته‌نشین‌های ثانویه تشکیل شده، توسط پمپ‌های تلمبه‌خانه فعال به استخرهای هوادهی انتقال داده می‌شود تا میکرو ارگانیزم‌های موجود لجن فعال در حضور اکسیژن محلول، مواد آلی پساب مقدماتی را به مواد معدنی پایدار تبدیل نمایند. در ته‌نشین‌های ثانویه ریز استخرهای هوادهی از طریق کانال اصلی وارد ستون توزیع شده و سپس به چهار تانک ثانویه به قطر ۲۹ متر و حجم ۱۳۸۵ مترمکعب تعمیم می‌شود. بعد از زمان ماند ۲ ساعت، لجن فعال ته‌نشین شده توسط پمپ‌های تلمبه‌خانه فعال به اول استخر هوادهی انتقال داده می‌شود و برای کنترل سن لجن و نسبت غذا به میکروارگانیزم‌ها، لجن فعال نیز توسط شیر ۷۰۰ میلی‌متری به سمت حوضچه‌های مقدماتی هدایت شده و با مخلوط لجن خام و مخازن هاضم پمپاژ می‌شود و سرریز این حوض‌ها به‌عنوان پایان تصفیه زیستی از طریق کانال اصلی جهت تصفیه شیمیایی انتقال می‌یابد (علاف صالحی و شهرام، ۱۳۹۷).

پساب خروجی به منظور حذف میکرو ارگانیزم‌های بیماری‌زا مانند تخم انگل‌ها و کلی‌فرم‌های مدفوعی به حوضچه کلرزی هدایت شده و پس از دریافت گاز کلر زمان ماند لازم را برای انجام گندزایی مؤثر سپری نموده و وارد رودخانه کارون می‌گردد. مواد ته‌نشین شده در کف حوض‌های مقدماتی به نام لجن خام به حوضچه تغلیظ به حجم ۱۸۷ مترمکعب انتقال داده می‌شود و بعد از آبیگری اولیه توسط سه عدد پمپ از نوع گریز از مرکز لجن غلیظ شده را جهت حذف مواد آلی موجود در آن توسط باکتری‌های بی‌هوازی به چهار مخزن هاضم انتقال می‌یابد. در این مخازن پس از تخمیر و هضم لجن توسط باکتری‌های مزوفیلیک و متانوزن، گاز حاصل از عمل هضم در یک مخزن گاز به حجم ۲۵۰ مترمکعب ذخیره و گاز مازاد توسط دو دستگاه مشعل سوزانده می‌شود. لجن هضم شده در مرحله ثانویه دارای ۹۵ درصد آب است که پس از تخلیه در بسترهای خشک‌کننده توسط زهکش‌های این بسترها و نیز گرمای محیط خشک‌شده آماده استفاده به‌عنوان کود کشاورزی می‌باشد (علاف صالحی و شهرام، ۱۳۹۷). ویژگی‌های کیفی پساب خام شهر اهواز در جدول ۲ ارائه شده است.

پس از انتقال، گیاهان به مدت دو هفته جهت سازگاری با محیط در یک مخزن بزرگ حاوی آب و مواد مغذی نگهداری شدند. برای انجام آزمایش‌های این پژوهش از طرح کاملاً تصادفی در قالب ۴ تیمار و ۳ تکرار استفاده گردید و مراحل فعالیت‌های آزمایشگاهی در آزمایشگاه خاک‌شناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز انجام شد. تیمارهای مورد مطالعه عبارتند از: تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه؛ تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه؛ تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه؛ تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه (ضمیمی لقمانی و عباس پور، ۱۳۹۳).

جدول ۲: داده‌های اولیه پارامترهای کیفی پساب خام شهر اهواز.

پارامتر	واحد	مقدار
اکسیژن خواهی بیوشیمیایی	میلی‌گرم بر لیتر	۴۰/۷۲
اکسیژن خواهی شیمیایی	میلی‌گرم بر لیتر	۷۱/۴۶
فسفات	میلی‌گرم بر لیتر	۱۲/۶۹
نیترات	میلی‌گرم بر لیتر	۱۰/۹۸
اسیدیته	-	۷/۴۵
هدایت الکتریکی	میکرو زیمنس بر سانتی‌متر	۳۳۱۰

برای انجام این تحقیق از ۱۲ عدد ظرف پلاستیکی استفاده گردید که در هر ظرف ۷ عدد گیاه لویی و ۷ عدد گیاه علف هفت‌بند قرار داده شد. برای مطابقت با شرایط طبیعی از شن الک شده در اندازه‌های ۰/۵ تا ۲ میلی‌متر که با آب معمولی و در نهایت با آب مقطر شسته شده، به‌عنوان بستر کشت به ارتفاع ۶ سانتی‌متر در ظروف استفاده گردید. سپس در نیمی از پایلوت‌ها پساب اولیه و در بقیه آن‌ها پساب رقیق شده با آب مقطر (درجه رقت ۱/۲) به حجم ۷ لیتر به‌عنوان دو محیط کشت مختلف ریخته شد. پس از آن از پساب اولیه و رقیق شده در تعدادی از پایلوت‌ها نمونه‌گیری شده و برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن‌ها شامل اسیدیته، هدایت الکتریکی، نترات، فسفات، اکسیژن خواهی شیمیایی و اکسیژن خواهی بیوشیمیایی آنالیز شدند (صمیمی لقمانی و عباس پور، ۱۳۹۳). پساب مورد استفاده در همان روز شروع آزمایش از پساب خام خروجی تصفیه‌خانه غرب اهواز به محل آزمایشگاه انتقال داده شد. گیاهان لویی و علف هفت‌بند پس از شستشو با آب مقطر و قرار گرفتن در صافی برای از دست دادن رطوبت اضافی در وزن‌های ۷۳ و ۱۷ گرم وزن‌تر درون پایلوت‌ها کشت شدند و از ۳ پایلوت در هر حالت پساب بدون کشت گیاه به‌عنوان شاهد استفاده شد و از شرایط نور طبیعی در آزمایشگاه برای رشد گیاهان استفاده گردید. همچنین برای جبران مقدار آب تبخیر شده سطح آب علامت‌گذاری شد و روزانه مقداری آب مقطر به پایلوت‌ها اضافه گردید و هفته‌ای یک‌بار به‌طور مشابه با پساب تصفیه‌خانه غرب اهواز آبیاری شدند (Page, 1982). نمونه‌های پساب از زیر سطح آب در فواصل ۱۵ روز در دوره ۹۰ روزه آزمایش برداشت‌شده و سپس در آزمایشگاه مورد آنالیز قرار گرفتند (Jampeetong et al., 2012).

برای سنجش اکسیژن خواهی بیوشیمیایی مقدار کمی از نمونه فاضلاب را در بطری به حجم ۳۰۰ میلی‌لیتر قرار داده شد. سپس بطری را از آب رقیق‌کننده‌ای که از لحاظ اکسیژن اشباع شده است و حاوی مواد مغذی مورد نیاز برای رشد بیولوژیکی است، پر شد. برای اطمینان از معنی‌دار بودن نتایج حاصل، می‌بایست نمونه را به‌طور مناسبی با آب رقیق‌کننده رقیق نمود تا اکسیژن و مواد مغذی کافی در طول مدت کشت در آن وجود داشته باشد. به‌طور معمول چند رقت برای پوشش تمام مقادیر ممکن در نظر گرفته شد. قبل از بستن درب بطری، غلظت اکسیژن محلول اندازه‌گیری شد. بعد از گذشت ۵ روز از قرار گرفتن بطری در دمای ۲۰ درجه سلسیوس، غلظت اکسیژن محلول دوباره سنجش شد. اکسیژن خواهی بیوشیمیایی نمونه، اختلاف میزان غلظت اکسیژن محلول تقسیم‌بر حجم نمونه فاضلاب به تمام حجم بطری آزمایش است و برحسب میلی‌گرم بر لیتر بیان می‌شود. در خلال آزمایش دما ثابت نگاه داشته شد. دمای ۲۰ درجه سلسیوس دمایی است که به سهولت در دسترس بوده و انکوباتور نیز به راحتی قادر به تأمین آن می‌باشد. به دلیل وابستگی سرعت واکنش‌های بیوشیمیایی به دما، نتایج مختلفی در دماهای مختلف به دست خواهد آمد. بعد از دوره کشت، اکسیژن محلول اندازه‌گیری شده و مقدار اکسیژن خواهی بیوشیمیایی از رابطه‌های زیر (رابطه ۱ و ۲) به دست آمد (APHA, 1999).
وقتی آب رقیق‌سازی استفاده نشد:

$$\text{BOD mg/lit} = (D_1 - D_2)/P \quad \text{رابطه ۱:}$$

زمانی که آب رقیق‌سازی استفاده شد:

$$\text{BOD mg/lit} = ((D_1 - D_2) - (B_1 - B_2)f)/P \quad \text{رابطه ۲:}$$

D_1 : اکسیژن محلول نمونه رقیق‌شده بلافاصله بعد از تهیه نمونه (میلی‌گرم بر لیتر)، D_2 : اکسیژن محلول نمونه رقیق‌شده بعد از ۵ روز انکوباسیون در دمای ۲۰ درجه سلسیوس (میلی‌گرم بر لیتر)، B_1 : اکسیژن محلول اولیه تغذیه کنترل‌شده قبل از انکوباسیون، B_2 : اکسیژن محلول نهایی تغذیه کنترل‌شده بعد از انکوباسیون (میلی‌گرم بر لیتر)، f : نسبت حجم آب رقیق‌سازی تغذیه‌شده به نمونه به‌کل حجم آب رقیق‌سازی تغذیه‌شده در تغذیه کنترل‌شده، P : نسبت حجم نمونه فاضلاب به حجم کل ترکیب‌شده.

برای سنجش اکسیژن خواهی شیمیایی ۱۰۰ میلی‌لیتر نمونه آزمایشی را در ارلن مایر ریخته و ۵ میلی‌لیتر محلول سولفوریک اسید را به آن اضافه نموده، سپس دهانه ارلن را با شیشه ساعت پوشانده و محلول را به مدت ۵ دقیقه جوشانده، در ضمن جوشیدن ۲۰ میلی‌لیتر محلول پتاسیم

پرمنگنات به آن اضافه کرده و بعد از ۱۰ دقیقه ۲۰ میلی لیتر محلول اکسالیک اسید نیز به آن اضافه نموده و مخلوط را تا از بین رفتن رنگ حرارت داده، بعد از آن محلول را سپس با پتاسیم پرمنگنات تیترا کرده تا رنگ صورتی ظاهر شد. سپس مقدار حجم پتاسیم پرمنگنات را اندازه گیری کرده و ثبت شد. برای اطمینان بیشتر آزمایش را تکرار نموده و ۱۰۰ میلی لیتر نیز محلول آب مقطر را به عنوان محلول شاهد به روش قبل تیترا کرده، در نهایت به کمک رابطه زیر مقدار اکسیژن خواهی شیمیایی تعیین شد (APHA, 1999):

$$\text{COD (KMnO}_4\text{) mg/L} = (a - b) \times f \times 316 \div V \quad \text{رابطه ۳:}$$

a: حجم پرمنگنات مصرف شده برای نمونه آزمایشی، b: حجم پتاسیم پرمنگنات مصرف شده برای نمونه شاهد، f: فاکتور تیتراسیون محلول پتاسیم پرمنگنات، V: حجم نمونه آزمایشی

برای سنجش فسفات به ۱۰۰ سی سی از نمونه مقدار ۴ سی سی محلول مولیبدات آمونیوم اضافه کرده و آن را خوب تکان داده سپس مقدار ۰/۵ سی سی یا ۱۰ قطره کلرور استانو به آن اضافه کرده و آن را خوب تکان داده، بعد از مدت ۱۰ دقیقه اما قبل از ۱۵ دقیقه مقدار جذب یا درصد عبور نمونه با دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۶۹۰ نانومتر به دست آمد. محلول های استاندارد ۰/۱، ۰/۳، ۰/۵، ۰/۷، ۰/۹ و ۱ میلی گرم در لیتر فسفر را تهیه کرده و طبق روش فوق مقدار جذب یا درصد عبور هر یک به دست آمد سپس منحنی استاندارد آن رسم شد و با استفاده از منحنی استاندارد غلظت فسفر نمونه بر حسب میلی گرم در لیتر یون فسفات محاسبه گردید (Page, 1982).

روش متداول اندازه گیری نیترا، روش اسپکتروفتومتری فرابنفش می باشد که به دلیل محدودیت حد تشخیص و همچنین تأثیرپذیری روش توسط عوامل مداخله گر در تعدادی از اندازه گیری ها نیاز به بازنگری دارد. پژوهش حاضر به بررسی روشی حساس و کارآمد برای سنجش یون نیترا با استفاده از دستگاه پلاروگرافی به روش DP یا Difrential Pulse و با استفاده از الکتروود کار از نوع DME با حد تشخیص در محدوده میلی گرم در لیتر تحت شرایط آزمایشگاهی می پردازد. نتایج حاصل نیز نشان داد روش فوق دارای دقت و صحت بالایی بوده و قادر است یون نیترا را به تنهایی و بدون دخالت عوامل مداخله گر شناسایی و تعیین مقدار نماید (Page, 1982).

الکتروود شیشه ای از یک سیم حامل جریان تشکیل شده است که در داخل یک محلول که اسیدیته مشخص دارد فروبرده و اسیدیته به وسیله pH متر اندازه گیری شد. در این پژوهش هدایت الکتریکی آب به وسیله دستگاه هدایت سنج اندازه گیری و بر اساس واحد میکرو موس بر سانتی متر گزارش شد (Page, 1982).

بازده حذف پارامترها با استفاده از رابطه ۴ به دست آمد (ملکوتیان و هراتی نژاد تربتی، ۱۳۹۲؛ خوش نواز، ۱۳۹۶):

$$R = 1 - C_e \div C_i \times 100 \quad \text{رابطه ۴:}$$

C_e: مقدار پارامتر خروجی، C_i مقدار پارامتر ورودی

تجزیه و تحلیل داده ها به کمک نرم افزار SPSS نسخه ۲۴ انجام شد و میانگین تیمارها به کمک آنالیز واریانس یک طرفه (ANOVA one way) و آزمون تی (T test) با یکدیگر مقایسه شدند که وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار در سطح ۵ درصد (P=0.05) تعیین گردید. نرمال بودن و همگن بودن داده ها به کمک آزمون شاپیرو-ولک انجام شد. جهت رسم نمودارها و جداول از نرم افزار Excel 2007 استفاده شد.

نتایج

بر اساس تجزیه و تحلیل داده ها مقادیر نیترا (NO₃) در تیمارهای اول و دوم گیاه لویی (*Typha Latifolica*) در زمان ماند صفر اختلاف معنی داری در سطح ۵ درصد نداشت (P>0/05). همچنین در تیمارهای اول، دوم، سوم و چهارم نیز اختلاف معنی داری مشاهده نشد (P>0/05).

اما بین تیمارهای اول و دوم در روزهای ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی‌داری مشاهده شد ($P < 0.05$). در زمان ماند ۴۵ و ۶۰ تیمار دوم و سوم در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌داری نداشتند ($P > 0.05$). بالاترین و پایین‌ترین مقدار نیترات به ترتیب در تیمار اول در زمان ماند صفر (10.95 ± 0.05 میلی‌گرم بر لیتر) و در تیمار دوم در زمان ماند ۹۰ (2.13 ± 0.04 میلی‌گرم بر لیتر) به دست آمد (جدول ۳).

جدول ۳: مقادیر نیترات (NO_3) (میلی‌گرم بر لیتر) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه لویی (*Typha Latifolica*) (۱۳۹۷).

زمان ماند (روز)	تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم
.	10.95 ± 0.05^a	10.94 ± 0.05^a	6.06 ± 0.03^b	6.05 ± 0.03^b
۱۵	9.27 ± 0.11^a	7.10 ± 0.11^b	5.14 ± 0.02^c	4.84 ± 0.03^c
۳۰	8.60 ± 0.04^a	6.20 ± 0.07^b	4.49 ± 0.03^c	4.34 ± 0.04^c
۴۵	7.40 ± 0.03^a	4.35 ± 0.05^b	4.34 ± 0.01^b	4.02 ± 0.08^b
۶۰	6.47 ± 0.02^a	3.78 ± 0.02^b	2.63 ± 0.06^b	2.72 ± 0.03^b
۷۵	6.44 ± 0.09^a	2.30 ± 0.05^b	2.58 ± 0.03^c	2.68 ± 0.01^b
۹۰	6.36 ± 0.07^a	2.13 ± 0.04^b	2.48 ± 0.04^c	2.58 ± 0.04^{bc}

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه.

حروف غیرهمنام (a, b, c, d) در هر ردیف اختلاف معنی‌دار ($P < 0.05$) را نشان می‌دهد.

مقادیر نیترات در تیمارهای اول، دوم، سوم و چهارم گیاه علف هفت‌بند (*Polygonum aviculare*) در زمان ماند صفر، ۱۵ و ۳۰ اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد نداشت ($P > 0.05$). همچنین در تیمارهای اول، دوم، سوم و چهارم نیز اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ($P > 0.05$). بین تیمارهای اول و دوم در روزهای ۴۵، ۶۰، ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی‌داری مشاهده شد ($P < 0.05$), اما بین تیمارهای دوم و سوم اختلاف معنی‌داری وجود نداشت ($P < 0.05$). بالاترین و پایین‌ترین مقدار نیترات به ترتیب در تیمار دوم در زمان ماند صفر (10.98 ± 0.04 میلی‌گرم بر لیتر) و در تیمار چهارم در زمان ماند ۹۰ (2.38 ± 0.02 میلی‌گرم بر لیتر) به دست آمد (جدول ۴).

جدول ۴: مقادیر نیترات (میلی‌گرم بر لیتر) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه علف هفت‌بند (*Polygonum aviculare*) (۱۳۹۷).

زمان ماند (روز)	تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم
.	10.95 ± 0.05^a	10.98 ± 0.04^a	9.52 ± 0.05^a	9.15 ± 0.06^a
۱۵	9.27 ± 0.11^a	9.12 ± 0.15^a	8.72 ± 0.06^a	8.62 ± 0.04^a
۳۰	8.60 ± 0.04^a	7.69 ± 0.06^a	7.35 ± 0.05^a	7.02 ± 0.05^a
۴۵	7.40 ± 0.03^a	5.68 ± 0.06^b	5.51 ± 0.06^b	3.82 ± 0.05^c
۶۰	6.47 ± 0.02^a	4.52 ± 0.04^b	3.83 ± 0.04^b	3.13 ± 0.03^b
۷۵	6.44 ± 0.09^a	3.30 ± 0.04^b	3.71 ± 0.02^b	3.10 ± 0.02^b
۹۰	6.36 ± 0.07^a	3.19 ± 0.01^b	2.75 ± 0.02^b	2.38 ± 0.02^b

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه.

حروف غیرهمنام (d, c, b, a) در هر ردیف اختلاف معنی دار ($P < 0.05$) را نشان می دهد.

مقادیر فسفات (PO_4) در تیمارهای اول و دوم گیاه لویی (*Typha Latifolica*) در زمان ماند صفر و ۱۵ اختلاف معنی داری در سطح ۵ درصد نداشت ($P > 0.05$)، اما در زمان ماندهای ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی داری وجود داشت ($P < 0.05$). همچنین تیمار سوم در زمان ماندهای ۰، ۱۵، ۳۰ و ۴۵ با تیمار دوم اختلاف معنی داری داشت ($P < 0.05$)، اما در روزهای ۶۰، ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی داری نداشت ($P > 0.05$). تیمار چهارم در تمامی زمان ماندهای مورد مطالعه با تیمار سوم اختلاف معنی داری نداشت ($P > 0.05$)، فقط در زمان ماند ۶۰ با تیمار سوم در سطح ۵ درصد اختلاف معنی داری داشت ($P < 0.05$). بالاترین و پایین ترین مقدار فسفات به ترتیب در تیمار اول در زمان ماند صفر ($12/68 \pm 0/10$) میلی گرم بر لیتر) و در تیمار چهارم در زمان ماند ۹۰ ($2/60 \pm 0/02$) میلی گرم بر لیتر) به دست آمد (جدول ۵).

جدول ۵: مقادیر فسفات (میلی گرم بر لیتر) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه لویی (*Typha Latifolica*) (۱۳۹۷).

زمان ماند (روز)	تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم
۰	$12/68 \pm 0/10^a$	$12/05 \pm 0/07^a$	$5/94 \pm 0/04^b$	$5/46 \pm 0/05^b$
۱۵	$11/99 \pm 0/11^a$	$11/44 \pm 0/07^a$	$5/13 \pm 0/04^b$	$4/33 \pm 0/03^b$
۳۰	$10/58 \pm 0/03^a$	$7/96 \pm 0/07^b$	$4/82 \pm 0/04^c$	$4/17 \pm 0/03^c$
۴۵	$10/30 \pm 0/05^a$	$6/70 \pm 0/05^b$	$4/05 \pm 0/05^c$	$3/60 \pm 0/05^c$
۶۰	$7/96 \pm 0/09^a$	$5/62 \pm 0/07^b$	$4/03 \pm 0/03^b$	$3/19 \pm 0/02^{bc}$
۷۵	$7/98 \pm 0/06^a$	$3/39 \pm 0/04^b$	$3/67 \pm 0/02^b$	$2/87 \pm 0/04^b$
۹۰	$7/90 \pm 0/03^a$	$3/07 \pm 0/05^b$	$2/69 \pm 0/05^b$	$2/60 \pm 0/02^b$

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه.

حروف غیرهمنام (d, c, b, a) در هر ردیف اختلاف معنی دار ($P < 0.05$) را نشان می دهد.

مقادیر فسفات در تیمارهای اول، دوم، سوم و چهارم گیاه علف هفت بند (*Polygonum aviculare*) در زمان ماند صفر، ۱۵ و ۳۰ اختلاف معنی داری در سطح ۵ درصد نداشت ($P > 0.05$). همچنین در تیمارهای اول، دوم، سوم و چهارم نیز اختلاف معنی داری مشاهده نشد ($P > 0.05$). بین تیمارهای اول و دوم در روزهای ۴۵، ۶۰، ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی داری مشاهده شد ($P < 0.05$)، اما بین تیمارهای دوم و سوم اختلاف معنی داری وجود نداشت ($P < 0.05$). بالاترین و پایین ترین مقدار فسفات به ترتیب در تیمار دوم در زمان ماند صفر ($10/98 \pm 0/04$) میلی گرم بر لیتر) و در تیمار چهارم در زمان ماند ۹۰ ($2/38 \pm 0/02$) میلی گرم بر لیتر) به دست آمد (جدول ۶).

جدول ۶: مقادیر فسفات (میلی گرم بر لیتر) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه علف هفت‌بند (*Polygonum aviculare*) (۱۳۹۷).

زمان ماند (روز)	تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم
۰	۱۲/۶۸±۰/۱۰ ^a	۱۲/۶۸±۰/۰۵ ^a	۱۰/۹۴±۰/۰۴ ^b	۱۰/۹۴±۰/۰۴ ^b
۱۵	۱۱/۹۹±۰/۱۱ ^a	۱۰/۴۴±۰/۱۷ ^a	۹/۸۶±۰/۰۵ ^a	۹/۲۶±۰/۰۷ ^a
۳۰	۱۰/۵۸±۰/۰۳ ^a	۹/۸۱±۰/۰۷ ^a	۹/۶۴±۰/۰۶ ^a	۹/۱۲±۰/۰۶ ^a
۴۵	۱۰/۳۰±۰/۰۵ ^a	۸/۲۵±۰/۰۳ ^b	۸/۳۲±۰/۰۴ ^b	۷/۹۶±۰/۰۴ ^b
۶۰	۷/۹۶±۰/۰۹ ^a	۶/۳۶±۰/۰۵ ^a	۶/۲۲±۰/۰۵ ^a	۵/۸۲±۰/۰۴ ^b
۷۵	۷/۹۸±۰/۰۶ ^a	۶/۲۰±۰/۰۵ ^a	۶/۱۰±۰/۰۵ ^a	۵/۵۳±۰/۰۴ ^b
۹۰	۷/۹۰±۰/۰۳ ^a	۶/۴۵±۰/۰۶ ^a	۵/۳۵±۰/۰۳ ^b	۴/۴۸±۰/۰۵ ^c

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه.

حروف غیرهمنام (a, b, c, d) در هر ردیف اختلاف معنی‌دار ($P < 0.05$) را نشان می‌دهد.

مقادیر اسیدیته (pH) در تیمارهای اول، دوم، سوم و چهارم گیاه لویی (*Typha Latifolia*) در زمان ماند صفر، ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰ و ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد نداشت ($P > 0.05$). بالاترین و پایین‌ترین مقدار اسیدیته به ترتیب در تیمار سوم و چهارم در زمان ماند صفر ($7/58 \pm 0/06$) و در تیمار چهارم در زمان ماند ۹۰ ($7/09 \pm 0/02$) به دست آمد (جدول ۷). مقادیر اسیدیته در تیمارهای اول، دوم، سوم و چهارم گیاه علف هفت‌بند (*Polygonum aviculare*) در زمان ماند صفر، ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰ و ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد نداشت ($P > 0.05$). بالاترین و پایین‌ترین مقدار اسیدیته به ترتیب در تیمار چهارم در زمان ماند صفر ($7/86 \pm 0/04$) و در تیمار چهارم در زمان ماند ۹۰ ($7/02 \pm 0/02$) به دست آمد (جدول ۸).

جدول ۷: مقادیر اسیدیته (pH) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه لویی (*Typha Latifolia*) (۱۳۹۷).

زمان ماند (روز)	تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم
۰	۷/۴۴±۰/۰۳ ^a	۷/۴۴±۰/۰۵ ^a	۷/۵۸±۰/۰۶ ^a	۷/۵۸±۰/۰۶ ^a
۱۵	۷/۳۴±۰/۰۴ ^a	۷/۲۶±۰/۰۳ ^a	۷/۴۹±۰/۰۴ ^a	۷/۴۵±۰/۰۶ ^a
۳۰	۷/۱۴±۰/۰۳ ^a	۷/۳۰±۰/۰۸ ^a	۷/۳۸±۰/۰۴ ^a	۷/۳۴±۰/۰۵ ^a
۴۵	۷/۳۰±۰/۰۴ ^a	۷/۲۰±۰/۰۶ ^a	۷/۴۳±۰/۰۵ ^a	۷/۳۲±۰/۰۵ ^a
۶۰	۷/۲۶±۰/۰۵ ^a	۷/۲۳±۰/۰۶ ^a	۷/۴۳±۰/۰۶ ^a	۷/۱۶±۰/۰۳ ^a
۷۵	۷/۳۱±۰/۰۵ ^a	۷/۱۴±۰/۰۴ ^a	۷/۳۸±۰/۰۲ ^a	۷/۲۵±۰/۰۳ ^a
۹۰	۷/۲۸±۰/۰۵ ^a	۷/۱۲±۰/۰۲ ^a	۷/۳۸±۰/۰۴ ^a	۷/۰۹±۰/۰۲ ^a

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه.

حروف غیرهمنام (a, b, c, d) در هر ردیف اختلاف معنی‌دار ($P < 0.05$) را نشان می‌دهد.

جدول ۸: مقادیر اسیدیته (pH) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه علف هفت‌بند (*Polygonum aviculare*) (۱۳۹۷).

زمان ماند (روز)	تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم
۰	۷/۴۴±۰/۰۳ ^a	۷/۶۵±۰/۰۴ ^a	۷/۷۳±۰/۰۵ ^a	۷/۸۶±۰/۰۴ ^a
۱۵	۷/۳۴±۰/۰۴ ^a	۷/۳۷±۰/۰۷ ^a	۷/۵۱±۰/۰۶ ^a	۷/۵۹±۰/۰۵ ^a
۳۰	۷/۱۴±۰/۰۳ ^a	۷/۴۰±۰/۰۵ ^a	۷/۵۰±۰/۰۵ ^a	۷/۵۵±۰/۰۴ ^a
۴۵	۷/۳۰±۰/۰۴ ^a	۷/۱۵±۰/۰۳ ^a	۷/۳۲±۰/۰۳ ^a	۷/۲۵±۰/۰۶ ^a
۶۰	۷/۲۶±۰/۰۵ ^a	۷/۱۴±۰/۰۴ ^a	۷/۳۸±۰/۰۵ ^a	۷/۲۶±۰/۰۵ ^a
۷۵	۷/۳۱±۰/۰۵ ^a	۷/۱۱±۰/۰۳ ^a	۷/۱۸±۰/۰۶ ^a	۷/۱۵±۰/۰۵ ^a
۹۰	۷/۲۸±۰/۰۵ ^a	۷/۰۵±۰/۰۳ ^a	۷/۱۸±۰/۰۵ ^a	۷/۰۲±۰/۰۶ ^a

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه.

حروف غیرهمنام (d, c, b, a) در هر ردیف اختلاف معنی‌دار ($P < 0.05$) را نشان می‌دهد.

مقادیر هدایت الکتریکی (EC) در تیمارهای اول، دوم، سوم و چهارم گیاه لویی (*Typha Latifolica*) در زمان ماند ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد داشت ($P < 0.05$)، اما در روز صفر تیمار اول با دوم و تیمار سوم با چهارم اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ($P > 0.05$). بالاترین و پایین‌ترین مقدار هدایت الکتریکی به ترتیب در تیمار دوم در زمان ماند ۶۰ ($3563/43 \pm 1/06$) میکرو موس بر سانتی‌متر) و در تیمار چهارم در زمان ماند ۹۰ ($1245/25 \pm 2/62$) میکرو موس بر سانتی‌متر) به دست آمد (جدول ۹).

مقادیر هدایت الکتریکی در تیمارهای اول، دوم، سوم و چهارم گیاه علف هفت‌بند (*Polygonum aviculare*) در زمان ماند صفر، ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد داشت ($P < 0.05$). بالاترین و پایین‌ترین مقدار هدایت الکتریکی به ترتیب در تیمار دوم در زمان ماند صفر ($3324/45 \pm 2/21$) میکرو موس بر سانتی‌متر) و در تیمار چهارم در زمان ماند ۹۰ ($1525/34 \pm 1/82$) میکرو موس بر سانتی‌متر) به دست آمد (جدول ۱۰).

مقادیر اکسیژن خواهی بیوشیمیایی در تیمارهای اول و دوم گیاه لویی (*Typha Latifolica*) در زمان ماند ۰، ۱۵، ۳۰ و ۷۵ اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد نداشت ($P > 0.05$)، اما در روزهای ۴۵، ۶۰ و ۹۰ اختلاف معنی‌داری مشاهده شد ($P < 0.05$). تیمار سوم در تمامی زمان‌ماندهای ۰، ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۷۵ و ۹۰ با تیمارهای اول، دوم و چهارم اختلاف معنی‌داری داشت ($P < 0.05$). همچنین تیمار چهارم نیز در تمامی زمان‌ماندهای ۰، ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۷۵ و ۹۰ با تیمارهای اول، دوم و سوم اختلاف معنی‌داری داشت ($P < 0.05$). بالاترین و پایین‌ترین مقدار اکسیژن خواهی بیوشیمیایی به ترتیب در تیمار اول در زمان ماند صفر ($40/50 \pm 1/15$) میلی‌گرم بر لیتر) و در تیمار چهارم در زمان ماند ۹۰ ($9/98 \pm 0/32$) میلی‌گرم بر لیتر) به دست آمد (جدول ۱۱).

جدول ۹: مقادیر هدایت الکتریکی (EC) (میکرو موس بر سانتی متر) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه لویی
(*Typha Latifolica*) (۱۳۹۷).

تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم	زمان ماند (روز)
۳۳۱۰/۶۷±۱/۲۷ ^a	۳۳۱۰/۶۷±۱/۲۷ ^a	۱۶۰۵/۴۹±۲/۴۴ ^b	۱۶۰۵/۴۹±۱/۶۵ ^b	۰
۳۲۵۹/۷۱±۲/۲۵ ^a	۳۲۲۵/۵۲±۲/۵۳ ^b	۱۶۰۱/۴۹±۱/۹۷ ^c	۱۶۱۲±۱/۲۶ ^d	۱۵
۳۰۴۹/۸۶±۱/۶۲ ^a	۳۱۸۳±۱/۱۸ ^b	۱۵۶۱±۱/۳۳ ^c	۱۶۰۶/۶۲±۱/۳۵ ^d	۳۰
۳۰۶۸±۲/۷۹ ^a	۳۰۰۷/۱۵±۰/۹۳ ^b	۱۴۹۷±۲/۴۵ ^c	۱۵۳۶/۷۴±۲/۶۵ ^d	۴۵
۲۸۰۶/۲۱±۱/۱۵ ^a	۳۵۶۳/۴۳±۱/۰۶ ^b	۱۵۶۲/۰۹±۲/۷۹ ^c	۱۴۹۵/۳۵±۱/۷۳ ^d	۶۰
۲۷۵۴/۴۹±۱/۳۴ ^a	۲۷۰۸/۲۷±۱/۳۴ ^b	۱۵۲۴/۰۹±۱/۵۵ ^c	۱۴۵۱/۰۶±۱/۱۳ ^d	۷۵
۲۷۶۵/۳۴±۱/۹۴ ^a	۲۶۶۸/۸۲±۲/۹۲ ^b	۱۴۹۰/۵۵±۰/۶۴ ^c	۱۲۴۵/۲۵±۲/۶۳ ^d	۹۰

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه

حروف غیرهمنام (a, b, c, d) در هر ردیف اختلاف معنی دار ($P < 0.05$) را نشان می دهد.

جدول ۱۰: مقادیر هدایت الکتریکی (EC) (میکرو زیمنس بر سانتی متر) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه علف
(*Polygonum aviculare*) (۱۳۹۷).

تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم	زمان ماند (روز)
۳۳۱۰/۶۷±۱/۲۷ ^a	۳۳۲۴/۴۵±۲/۲۱ ^b	۱۷۲۵/۸۱±۱/۸۴ ^c	۱۷۷۶/۴۹±۱/۴۳ ^d	۰
۳۲۵۹/۷۱±۲/۲۵ ^a	۳۲۵۵/۳۶±۱/۲۳ ^b	۱۷۱۰/۱۰±۲/۳۷ ^c	۱۶۹۸/۲۳±۰/۸۸ ^d	۱۵
۳۰۴۹/۸۶±۱/۶۲ ^a	۳۱۵۵/۵۳±۱/۱۸ ^b	۱۶۸۱/۸۵±۲/۳۷ ^c	۱۶۶۶/۴۴±۱/۸۶ ^d	۳۰
۳۰۶۸±۲/۷۹ ^a	۳۱۱۳/۶۳±۳/۳۳ ^b	۱۶۲۵/۵۶±۳/۲۳ ^c	۱۶۱۰/۲۴±۱/۹۹ ^d	۴۵
۲۸۰۶/۲۱±۱/۱۵ ^a	۲۹۶۴/۲۷±۲/۲۶ ^b	۱۶۱۲/۹۱±۱/۷۷ ^c	۱۵۸۱/۸۹±۲/۳۳ ^d	۶۰
۲۷۵۴/۴۹±۱/۳۴ ^a	۲۹۱۱/۴۹±۲/۱۹ ^b	۱۶۰۲/۳۰±۲/۱۵ ^c	۱۵۶۰/۹۵±۱/۶۰ ^d	۷۵
۲۷۶۵/۳۴±۱/۹۴ ^a	۲۶۶۸/۸۲±۲/۹۲ ^b	۱۵۹۳/۴۷±۲/۳۰ ^c	۱۵۲۵/۳۴±۱/۸۳ ^d	۹۰

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه

حروف غیرهمنام (a, b, c, d) در هر ردیف اختلاف معنی دار ($P < 0.05$) را نشان می دهد.

جدول ۱۱: مقادیر اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (میلی گرم بر لیتر) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه لویی (*Typha Latifolica*) (۱۳۹۷).

تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم	زمان ماند (روز)
۴۰/۵۰±۱/۱۵ ^a	۴۰/۰۳±۰/۳۴ ^a	۲۶/۳۲±۱/۱۹ ^b	۲۲/۳۸±۰/۲۸ ^c	۰
۳۸/۵۰±۰/۳۷ ^a	۳۷/۴۶±۱/۴۱ ^a	۲۵/۶۵±۱/۲۷ ^b	۲۰/۶۱±۰/۷۴ ^c	۱۵
۳۴/۳۵±۱/۰۲ ^a	۳۳/۷۶±۱/۰۹ ^a	۲۱/۸۵±۰/۵۴ ^b	۱۸/۱۲±۰/۲۵ ^c	۳۰
۲۷/۸۴±۰/۷۸ ^a	۲۵/۲۸±۰/۶۷ ^b	۲۱/۲۲±۰/۹۳ ^c	۱۶/۵۷±۰/۴۱ ^d	۴۵
۲۴/۴۸±۰/۵۲ ^a	۲۱/۱۲±۰/۹۷ ^b	۱۶/۲۸±۰/۷۵ ^c	۱۳/۴۵±۰/۸۱ ^d	۶۰

زمان ماند (روز)	تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم
۷۵	۲۰/۴۲±۰/۶۸ ^a	۱۹/۵۵±۰/۵۵ ^a	۱۳/۹۶±۰/۸۸ ^b	۱۰/۵۵±۰/۴۶ ^c
۹۰	۱۷/۲۵±۰/۸۶ ^a	۱۴/۴۵±۰/۷۹ ^b	۱۲/۳۶±۰/۲۱ ^c	۹/۹۸±۰/۳۳ ^d

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه

حروف غیرهمنام (a, b, c, d) در هر ردیف اختلاف معنی دار ($P < 0.05$) را نشان می دهد.

مقادیر اکسیژن خواهی بیوشیمیایی در تیمارهای اول و دوم گیاه علف هفت بند (*Polygonum aviculare*) در زمان ماند ۰، ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی داری در سطح ۵ درصد نداشت ($P > 0.05$). همچنین همه تیمارهای مورد مطالعه در زمان ماند ۰، ۴۵، ۶۰ و ۹۰ با یکدیگر اختلاف معنی داری در سطح ۵ درصد نداشتند ($P > 0.05$). تیمار سوم و چهارم نسبت به تیمار اول در زمان ماند ۱۵ و ۳۰ اختلاف معنی داری در سطح ۵ درصد داشتند ($P < 0.05$)، همچنین در تیمار چهارم نیز در زمان ماند ۷۵ با تیمار اول و دوم اختلاف معنی دار مشاهده شد ($P < 0.05$). بالاترین و پایین ترین مقدار اکسیژن خواهی بیوشیمیایی به ترتیب در تیمار اول و دوم در زمان ماند صفر ($40/45 \pm 1/28$ و $40/50 \pm 1/15$) میلی گرم بر لیتر) و در تیمار چهارم در زمان ماند ۹۰ ($28/08 \pm 0/52$) میلی گرم بر لیتر) به دست آمد (جدول ۱۲).

جدول ۱۲: مقادیر اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (میلی گرم بر لیتر) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه علف هفت بند (*Polygonum aviculare*) (۱۳۹۷).

زمان ماند (روز)	تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم
۰	۴۰/۵۰±۰/۱۵ ^a	۴۰/۴۵±۱/۲۸ ^a	۳۹/۶۳±۰/۵۵ ^a	۳۷/۸۹±۰/۳۹ ^a
۱۵	۳۸/۵۰±۰/۳۷ ^a	۳۸/۱۳±۱/۵۶ ^a	۳۶/۲۸±۰/۹۷ ^b	۲۵/۷۱±۰/۶۶ ^c
۳۰	۳۶/۷۵±۰/۶۸ ^a	۳۵/۱۴±۰/۸۶ ^a	۳۴/۴۵±۰/۳۵ ^b	۳۲/۱۲±۰/۴۵ ^c
۴۵	۳۴/۳۶±۰/۵۸ ^a	۳۳/۱۶±۰/۳۹ ^a	۳۲/۸۴±۰/۷۷ ^a	۳۱/۳۹±۱/۹۳ ^a
۶۰	۳۲/۸۱±۰/۸۶ ^a	۳۱/۶۲±۰/۷۵ ^a	۳۱/۲۷±۰/۴۲ ^a	۳۱/۰۲±۰/۳۱ ^a
۷۵	۳۱/۷۸±۱/۳۸ ^a	۳۰/۴۵±۰/۸۵ ^a	۲۹/۲۵±۰/۱۸ ^a	۲۸/۸۵±۰/۳۳ ^b
۹۰	۳۰/۶۶±۰/۳۶ ^a	۳۰/۵۵±۱/۲۹ ^a	۲۸/۴۶±۱/۶۶ ^a	۲۸/۰۸±۰/۵۲ ^a

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه

حروف غیرهمنام (a, b, c, d) در هر ردیف اختلاف معنی دار ($P < 0.05$) را نشان می دهد.

مقادیر اکسیژن خواهی شیمیایی در تیمارهای اول و دوم گیاه لویی (*Typha Latifolica*) در زمان ماند صفر اختلاف معنی داری در سطح ۵ درصد نداشت ($P > 0.05$)، همچنین در تیمار سوم و چهارم نیز اختلاف معنی داری مشاهده نشد ($P > 0.05$)، اما بین تیمارهای مورد مطالعه در روزهای ۱۵، ۳۰، ۴۵، ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی داری مشاهده شد ($P < 0.05$). در زمان ماند ۶۰، تیمار دوم و سوم اختلاف معنی داری نداشتند ($P > 0.05$)، اما تیمار چهارم با سایر تیمارهای مورد مطالعه در سطح ۵ درصد اختلاف معنی داری داشت ($P < 0.05$). بالاترین و پایین ترین مقدار اکسیژن خواهی شیمیایی به ترتیب در تیمار اول و دوم در زمان ماند صفر ($71/46 \pm 0/57$) میلی گرم بر لیتر) و در تیمار چهارم در زمان ماند ۹۰ ($15/35 \pm 0/21$) میلی گرم بر لیتر) به دست آمد (جدول ۱۳).

جدول ۱۳: مقادیر اکسیژن خواهی شیمیایی (میلی گرم بر لیتر) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه لویی (*Typha Latifolia*) (۱۳۹۷).

زمان ماند (روز)	تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم
۰	۷۱/۴۶±۰/۵۷ ^a	۷۱/۴۶±۰/۵۷ ^a	۳۷/۵۷±۰/۳۴ ^b	۳۷/۵۶±۰/۵۱ ^b
۱۵	۶۴/۴۰±۱/۲۴ ^a	۶۰/۹۰±۰/۳۴ ^b	۳۵/۸۷±۰/۶۱ ^c	۳۲/۲۲±۱/۸۳ ^d
۳۰	۶۴/۲۴±۰/۸۷ ^a	۴۴/۰۶±۱/۵۰ ^b	۳۲/۸۲±۰/۲۵ ^c	۲۴/۶۳±۱/۸۴ ^d
۴۵	۵۶/۳۶±۲/۷۱ ^a	۴۱/۳۶±۰/۶۷ ^b	۳۱/۷۳±۱/۳۶ ^c	۱۸/۵۳±۱/۲۴ ^d
۶۰	۵۲/۸۳±۰/۹۸ ^a	۳۱/۴۴±۰/۸۱ ^b	۳۰/۱۱±۱/۶۵ ^b	۱۷/۰۷±۰/۳۳ ^c
۷۵	۴۹/۵۰±۰/۴۰ ^a	۳۰/۲۹±۲/۶۲ ^b	۲۵/۹۷±۰/۴۹ ^c	۱۷/۰۳±۰/۶۰ ^d
۹۰	۴۹/۱۷±۰/۷۱ ^a	۱۸/۸۶±۰/۶۶ ^b	۲۶/۳۵±۰/۱۹ ^c	۱۵/۳۵±۰/۲۱ ^d

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه.

حروف غیرهمنام (a, b, c, d) در هر ردیف اختلاف معنی دار ($P < 0.05$) را نشان می دهد.

مقادیر اکسیژن خواهی شیمیایی در تیمارهای اول با دوم و سوم با چهارم گیاه علف هفت بند (*Polygonum aviculare*) در زمان ماند صفر اختلاف معنی داری در سطح ۵ درصد نداشت ($P > 0.05$). همچنین تیمارهای مورد مطالعه در زمان ماند ۱۵ و ۳۰ با یکدیگر اختلاف معنی داری در سطح ۵ درصد نداشتند ($P > 0.05$)، اما بین تیمارهای مورد مطالعه در زمان ماندهای ۴۵، ۶۰، ۷۵ و ۹۰ اختلاف معنی داری مشاهده شد ($P < 0.05$). بالاترین و پایین ترین مقدار اکسیژن خواهی شیمیایی به ترتیب در تیمار دوم در زمان ماند صفر ($71/86 \pm 1/42$ میلی گرم بر لیتر) و در تیمار چهارم در زمان ماند ۹۰ ($25/24 \pm 0/65$ میلی گرم بر لیتر) به دست آمد (جدول ۱۴).

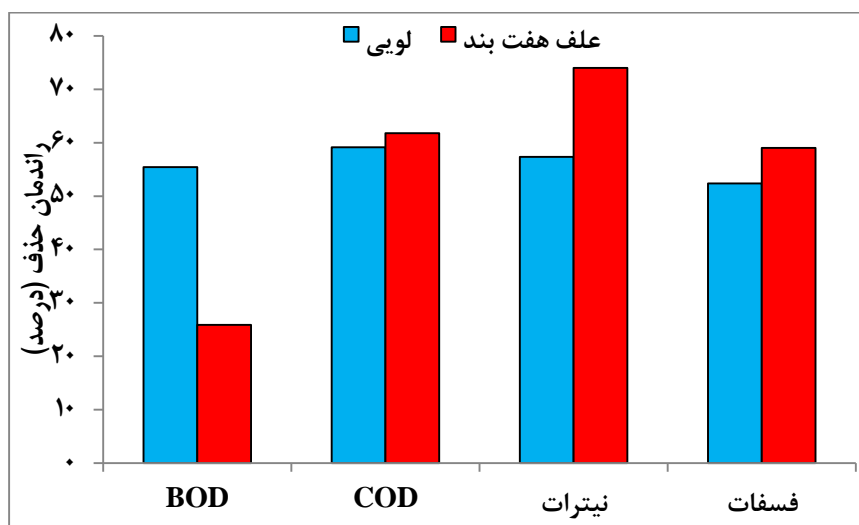
جدول ۱۴: مقادیر اکسیژن خواهی شیمیایی (COD) (میلی گرم بر لیتر) در تیمارهای مختلف پساب و رشد گیاه علف هفت بند (*Polygonum aviculare*) (۱۳۹۷).

زمان ماند (روز)	تیمار اول	تیمار دوم	تیمار سوم	تیمار چهارم
۰	۷۱/۴۶±۰/۸۸ ^a	۷۱/۸۶±۱/۴۲ ^a	۶۶/۲۸±۰/۹۵ ^a	۶۶/۰۹±۱/۲۵ ^a
۱۵	۶۴/۴۰±۱/۲۴ ^a	۶۳/۲۷±۰/۷۶ ^a	۵۲/۳۱±۱/۰۶ ^b	۵۲/۱۱±۰/۷۴ ^b
۳۰	۶۴/۲۴±۰/۸۷ ^a	۶۳/۱۸±۱/۶۵ ^a	۴۹/۲۰±۰/۶۳ ^b	۴۸/۷۳±۰/۵۴ ^b
۴۵	۵۶/۳۶±۲/۷۱ ^a	۴۵/۴۱±۰/۸۳ ^b	۴۰±۰/۵۸ ^c	۳۷/۱۹±۰/۸۹ ^d
۶۰	۵۲/۸۳±۰/۹۸ ^a	۴۱/۳۷±۲/۰۵ ^b	۳۵/۶۷±۱/۳۰ ^c	۳۲/۰۶±۱/۳۵ ^d
۷۵	۴۹/۵۰±۰/۴۰ ^a	۳۸/۷۵±۰/۵۲ ^b	۳۰/۴۵±۰/۲۸ ^c	۳۰/۱۲±۰/۸۳ ^d
۹۰	۴۹/۱۷±۰/۷۱ ^a	۳۸/۰۵±۰/۳۸ ^b	۲۵/۹۳±۰/۲۸ ^c	۲۵/۲۴±۰/۶۵ ^d

تیمار اول (تیمار شاهد): پساب اولیه بدون گیاه، تیمار دوم: پساب اولیه همراه با گیاه، تیمار سوم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ بدون گیاه، تیمار چهارم: پساب رقیق شده با درجه رقت ۱/۲ همراه با گیاه.

حروف غیرهمنام (a, b, c, d) در هر ردیف اختلاف معنی دار ($P < 0.05$) را نشان می دهد.

در این پژوهش درصد حذف پارامترهای اکسیژن خواهی بیوشیمیایی، اکسیژن خواهی شیمیایی، نیترات، فسفات به‌وسیله گیاه لویی به ترتیب ۵۵/۴۰، ۵۹/۱۳، ۵۷/۳۵، ۵۲/۳۸ درصد به دست آمد. همچنین راندمان حذف پارامترهای مورد مطالعه به‌وسیله گیاه علف هفت‌بند نیز به ترتیب ۲۵/۸۹، ۶۱/۸۰، ۷۳/۹۸، ۵۹/۰۴ درصد بوده است. راندمان حذف نیترات، فسفات در علف هفت‌بند بیشتر از گیاه لویی بود (شکل ۱).



شکل ۱: درصد حذف اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD)، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)، فسفات و نیترات از پساب شهری پس از ۹۰ روز به‌وسیله گیاه لویی (*Typha Latifolica*) و علف هفت‌بند (*Polygonum aviculare*) (۱۳۹۷).

بحث و نتیجه‌گیری

میانگین مقادیر نیترات در تیمارهای مورد مطالعه لویی و علف هفت‌بند موجود در پساب در دامنه ۱۰/۹۵-۲/۳۸ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمد. آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا، سازمان بهداشت جهانی و سازمان غذا و کشاورزی جهانی استاندارد نیترات فاضلاب تصفیه‌شده برای استفاده آب برای کاربری کشاورزی به ترتیب ۳۰، ۵ و ۵ میلی‌گرم بر لیتر تعیین کردند (بهرامی و همکاران، ۱۳۹۴). نتایج این تحقیق در مقایسه با آستانه مجاز آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا پایین‌تر بود، اما در مقایسه با حد مجاز سازمان بهداشت جهانی و سازمان غذا و کشاورزی جهانی بالاتر به دست آمد. در تحقیقی تأثیر گیاه لویی بر مقادیر میانگین نیترات فاضلاب شهر یزد ۶/۲ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده است (سبحان و همکاران، ۱۳۹۱) که با نتایج این تحقیق هم‌خوانی دارد. آلاینده‌های شیمیایی مانند نیترات‌ها، ریسک اصلی فاضلاب‌های شهری و روستایی هستند که می‌توانند تا فواصل بسیار زیادی حمل شوند و منابع آب آشامیدنی در مجاورت را با خطر جدی مواجه سازند (Ternes *et al.*, 2004; Hargreaves *et al.*, 2018). نتایج نشان داد که مقادیر نیترات در دو گونه گیاه لویی و علف هفت‌بند به ترتیب ۵۷/۳۵ و ۷۳/۹۸ درصد بازده حذف در فاضلاب شهری را داشتند. تأثیر کمتر گیاهان در جذب نیتروژن در مقایسه با سایر مطالعات احتمالاً به علت متفاوت بودن تراکم گیاهان، زمان ماندگاری، دما، اندازه سیستم و نوع آب آلوده می‌باشد (صمیمی لقمانی و همکاران، ۱۳۹۲; Reddy, 1983). آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا در تحقیقات و مطالعات خود بازده حذف نیتروژن را در محدوده ۹۸-۳۰ درصد اعلام کردند (Rowe and Abdel-Magid, 1995) که با نتایج این تحقیق هم‌خوانی دارد. به‌طور کلی نتایج سایر تحقیقات بر روی گونه‌های نی، نخل مرداب و بامبو (فلاحی و همکاران، ۱۳۹۱)، لویی (Coleman *et al.*, 2001) و تیفا سوبولاتا (Damotta Marques *et al.*, 2001) نیز نشان داد که بازده حذف نیترات مناسب است و

نشان‌دهنده حذف این ترکیب توسط گیاهان از فاضلاب می‌باشد. در یک مطالعه گزارش شد که اثر گیاه لویی بر کاهش فرم‌های مختلف نیتروژن در پساب اولیه نسبت به تیمار بدون گیاه مشهودتر است و در پساب رقیق‌شده تأثیر گیاه در حذف نیتروژن احتمالاً به علت غلظت کمتر سایر عناصر غذایی و در نتیجه رشد کمتر گیاهان، کمتر بوده است (صمیمی لقمانی و همکاران، ۱۳۹۲) و می‌توان بیان کرد تالاب‌های بدون گیاه نیز در کاهش نیتروژن کارایی دارند، زیرا در پژوهشی دیگر نقش مؤثرتر فرآیندهای دنیتریفیکاسیون و نیتریفیکاسیون در برداشت نیتروژن نسبت به جذب گیاهی تأیید شده است (Kivaisi, 2001; Zimmo et al., 2004). نتایج به‌دست‌آمده از مطالعات و پژوهش‌ها، کاهش بیشتر نیترات در سیستم‌های گیاهی نسبت به سیستم‌های بدون گیاه را تأیید می‌کند و تأثیر گیاه لویی در کاهش نیترات در این پژوهش‌ها بین ۲۳-۸ درصد نسبت به سیستم‌های بدون گیاه بیشتر بود (Ciria et al., 2005; Tang et al., 2009). کاهش ترکیبات نیتروژن از پساب به کمک گیاه‌پالایی گیاهان *Typha domingensis* و *Leptochloa fusca*، *Cyperus laevigatus*، *Canna indica*، *Brachiaria mutica* است (Ashraf et al., 2020) که با نتایج این تحقیق هم‌خوانی دارد.

از نتایج چنین می‌توان نتیجه گرفت که گیاه لویی و علف هفت‌بند طی ۹۰ روز زمان‌ماند فسفات موجود در فاضلاب شهری را کاهش دادند، به‌طوری‌که مقادیر فسفات از ۱۲/۶۸ میلی‌گرم بر لیتر در تیمار اول به ۲/۶۰ میلی‌گرم بر لیتر در تیمار گیاه لویی و ۴/۴۸ میلی‌گرم بر لیتر در تیمار گیاه علف هفت‌بند پس از ۹۰ روز زمان‌ماند رسیده است؛ بنابراین در تیمار دوم و چهارم برای هر دو گیاه مورد مطالعه به‌خوبی نشان داده‌شده است که طی ۹۰ روز زمان‌ماند مقادیر فسفات کاهش داشته است. در ارتباط با میزان فسفات تیمار تصفیه‌شده فاضلاب در مقایسه با استاندارد، میزان فسفر در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب برای تخلیه فاضلاب به آب‌های سطحی و چاه جذبی ۶ میلی‌گرم بر لیتر و جهت کشاورزی و مصارف آبیاری مزارع کشت محدودیتی مقرر نشده است (فرزاد کیا و همکاران، ۱۳۹۲؛ بهرامی و همکاران، ۱۳۹۴). در این تحقیق میزان فسفات در تیمار دوم و چهارم طی ۹۰ روز زمان‌ماند به‌طور متوسط ۲/۶۰ و ۴/۴۸ میلی‌گرم بر لیتر بود که دارای وضعیت مناسب و مطلوبی می‌باشد. در تحقیقی تأثیر گیاه لویی بر مقادیر میانگین فسفات فاضلاب شهر یزد ۴/۴ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده است (سبحان و همکاران، ۱۳۹۱) که با نتایج این تحقیق هم‌خوانی دارد.

نتایج نشان داد که مقادیر فسفات در دو گونه گیاه لویی و علف هفت‌بند به ترتیب ۵۲/۳۸ و ۵۹/۰۴ درصد راندمان حذف در فاضلاب شهری را داشتند. آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا در تحقیقات و مطالعات خود بازده حذف فسفر را در محدوده ۹۰-۲۰ درصد اعلام کردند (Rowe and Abdel-Magid, 1995) که با نتایج این تحقیق هم‌خوانی دارد. مطالعات و تحقیقات بسیاری استفاده از گیاهان آبری نظیر لویی را برای تصفیه فاضلاب‌های شهری گزارش کردند و در کشورهای ایران، ژاپن، مصر و تایلند مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Hunter et al., 2001; Ciria et al., 2009; Tang et al., 2009). در یک مطالعه تأثیر تیمار گیاه آبری لویی بر غلظت متوسط فسفر در طول زمان نشان داد، غلظت آن با افزایش زمان کاهش یافت به‌طوری‌که در مدت ۲۴ روز ۴۲ درصد کاهش غلظت فسفر اتفاق افتاد. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده می‌توان بیان کرد تیمار گیاه آبری لویی در کاهش فسفر نسبت به تیمار بدون گیاه نقش مؤثرتری دارد (صمیمی لقمانی و همکاران، ۱۳۹۲) و مطالعات گذشته این نتیجه را تأیید می‌کنند و نشان دادند تأثیر گیاه لویی در کاهش فسفر پساب بین ۲۰-۸ درصد است (Ciria et al., 2005; Tang et al., 2009). نقش گیاه نی (*Phragmites australis*) در کاهش فسفر پساب نیز گزارش شده است (Garcia-Valero et al., 2020) که با نتایج این تحقیق هم‌خوانی دارد. در مطالعه دیگری در تصفیه‌خانه فاضلاب خانگی در کشور عراق گزارش شد که با افزودن ترکیبات شیمیایی مقادیر فسفر کمتر از حد مجاز بوده است (Ghawi, 2018).

در برخی از مطالعات تفاوت معنی‌داری در برداشت فسفر در بین تیمارهای گیاهی و بدون گیاه مشاهده نشد و کاهش غلظت فسفر در تیمارهای بدون گیاه احتمالاً به خاطر جذب به‌وسیله جلبک‌ها و باکتری‌ها و رسوب‌گذاری شیمیایی فسفر با کلسیم، آهن و آلومینیوم می‌باشد (Reddy, 1983). به‌طور کلی با توجه به مطالعات انجام‌شده و نتایج به‌دست‌آمده می‌توان بیان کرد در کاهش غلظت فسفر در طول زمان فرآیندهای مختلفی

تأثیر دارند با این‌وجود تأثیر تیمارهای گیاه لویی نسبت به تیمار بدون گیاه در کاهش غلظت آن به‌طور متوسط در حدود ۱۸/۵ درصد بیشتر بود (صمیمی لقمانی و همکاران، ۱۳۹۲).

میانگین مقادیر اسیدیته در تیمارهای مورد مطالعه پساب و گیاهان در دامنه ۷/۸۶-۷/۰۲ به دست آمد. آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا، سازمان بهداشت جهانی، سازمان غذا و کشاورزی جهانی و سازمان محیط‌زیست ایران استاندارد اسیدیته فاضلاب تصفیه‌شده برای استفاده آب برای کاربری کشاورزی به ترتیب ۶/۹، ۷/۲۵، ۷/۲۵ و ۷/۵ تعیین کردند (بهرامی و همکاران، ۱۳۹۴). نتایج این تحقیق در مقایسه با آستانه مجاز آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا، سازمان بهداشت جهانی، سازمان غذا و کشاورزی جهانی و حد مجاز سازمان محیط‌زیست ایران هم‌خوانی دارد. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده گیاه لویی و علف هفت‌بند در تیمارهای دوم و چهارم بر مقادیر اسیدیته تأثیر نداشته و طی زمان‌ماندهای مورد مطالعه طی ۹۰ روز نوسانات زیادی نداشته است، اما در نهایت طی ۹۰ روز زمان ماند سبب کاهش این پارامتر شده است. نتایج مقادیر اسیدیته این تحقیق با نتایج برخی پژوهشگران بر روی گیاهان آبی مطابقت دارد (Roy et al., 2018). عوامل مختلفی بر کاهش اسیدیته با افزایش زمان ماند تأثیر می‌گذارند مانند تجزیه ترکیبات آلی که با تولید اسید کربنیک همراه است و همچنین افزایش شدت فرآیند نیتریفیکاسیون با افزایش زمان ماند سبب کاهش اسیدیته می‌شود، زیرا این فرآیند یک منبع بیوشیمیایی برای تولید یون هیدروژن است در حالی که فرآیند دنیتریفیکاسیون یک فرآیند بازی است (صمیمی لقمانی و عباس پور، ۱۳۹۳). علاوه بر این گیاهان به‌وسیله دفع یون هیدروژن به همراه جذب کاتیون و پخش اسیدهای آلی و رهاسازی دی‌اکسید کربن از مرحله تنفس ریشه‌ای، سبب کاهش اسیدیته می‌شوند (Rao et al., 2002; Ayyasamy et al., 2009). یکی از فاکتورهای مهم در تعیین کیفیت فاضلاب، اسیدیته است که بسیاری از واکنش‌های شیمیایی و بیوشیمیایی در طول فرآیند تصفیه و پس از تصفیه بر آن تأثیر می‌گذارد. عوامل متعددی از قبیل نوع ترکیبات معدنی و آلی موجود در فاضلاب، میزان تجزیه شدن مواد آلی، شدت فعالیت میکروبی، مقدار و نوع ذرات معلق و حتی عواملی مانند دمای فاضلاب بر اسیدیته تأثیر گذار هستند (Bowmer et al., 1995; Shan et al., 2011). اسیدیته نقش مهمی در جذب و حلالیت ترکیبات نیترات و فسفات دارد، به‌عنوان مثال بیشترین حلالیت فسفر در اسیدیته ۶/۵ می‌باشد و با افزایش یا کاهش اسیدیته حلالیت فسفر کاهش می‌یابد (Abbaspour et al., 2012). در یک مطالعه تأثیر گیاه لویی بر تغییرات اسیدیته پساب در طول زمان نشان داد، مقدار متوسط آن در طول زمان کاهش یافت، به‌طوری‌که در مدت ۲۴ روز اسیدیته به‌طور معنی‌داری حدود ۰/۸ واحد کاهش یافت (صمیمی لقمانی و همکاران، ۱۳۹۲).

میانگین مقادیر هدایت الکتریکی در تیمارهای مورد مطالعه پساب و گیاهان در دامنه ۱۲۴۵/۲۵-۳۵۶۳/۴۳ میکرو موس بر سانتی‌متر به دست آمد. در تحقیقی تأثیر گیاه لویی بر مقادیر میانگین هدایت الکتریکی فاضلاب شهر یزد ۱۸۶۲ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده است (سبحان و همکاران، ۱۳۹۱) که با نتایج این تحقیق هم‌خوانی دارد. آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا، سازمان بهداشت جهانی، سازمان غذا و کشاورزی جهانی و سازمان محیط‌زیست ایران استاندارد هدایت الکتریکی فاضلاب تصفیه‌شده برای استفاده آب برای کاربری کشاورزی به ترتیب ۷۰۰۰، ۷۰۰۰ و ۳۰۰۰ میکرو موس بر سانتی‌متر تعیین کردند (بهرامی و همکاران، ۱۳۹۴). نتایج این تحقیق در مقایسه با آستانه مجاز آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا، سازمان بهداشت جهانی، سازمان غذا و کشاورزی جهانی و حد مجاز سازمان محیط‌زیست ایران پایین‌تر به دست آمد. هدایت الکتریکی یکی از مهم‌ترین پارامترهای مهم در تعیین کیفیت فاضلاب است که به‌طور مستقیم بانمک‌های محلول در ارتباط می‌باشد. مقدار کمی از نمک‌های محلول در خاک و آب برای گیاه ضروری است و گیاه نیاز تغذیه‌ای خود را از این نمک‌های محلول تأمین می‌کند (Shigaki et al., 2007; Gurtekin and Sekerdag, 2008). بر اساس نتایج به‌دست‌آمده گیاه لویی و علف هفت‌بند در تیمارهای دوم و چهارم بر مقادیر هدایت الکتریکی تأثیر داشته و طی زمان‌ماندهای مورد مطالعه طی ۹۰ روز نوسانات زیادی داشته است، اما در نهایت طی ۹۰ روز زمان ماند سبب کاهش این پارامتر شده است، اما در تیمار گیاه لویی به همراه پساب در زمان ماند ۶۰ نیز مقدار هدایت الکتریکی افزایش یافته و سپس در زمان‌ماندهای ۷۵ و ۹۰ کاهش داشته است. در مجموع می‌توان بیان کرد افزایش فرآیندهای دنیتریفیکاسیون، رسوب‌گذاری، جذب گیاهی و جذب

میکروبی به دلیل حذف کاتیون‌ها و آنیون‌های محلول سبب کاهش هدایت الکتریکی و تجزیه مواد آلی و آزاد شدن یون‌های موجود در ترکیبات آلی سبب افزایش هدایت الکتریکی می‌شود (صمیمی لقمانی و عباس پور، ۱۳۹۳؛ Amelie and Kivaisi, 2001).

میانگین مقادیر اکسیژن خواهی بیوشیمیایی در دامنه ۹/۹۸-۴۰/۵۰ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمد. آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا و سازمان محیط‌زیست ایران استاندارد اکسیژن خواهی بیوشیمیایی فاضلاب تصفیه‌شده برای استفاده آب برای کاربری کشاورزی به ترتیب ۳۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تعیین نمودند (بهرامی و همکاران، ۱۳۹۴). نتایج این تحقیق در مقایسه با آستانه مجاز آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا بالاتر بود، اما در مقایسه با حد مجاز سازمان محیط‌زیست ایران پایین‌تر به دست آمد. میانگین مقادیر اکسیژن خواهی شیمیایی در دامنه ۱۵/۳۵-۷۱/۸۶ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمد. آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا و سازمان محیط‌زیست ایران استاندارد اکسیژن خواهی شیمیایی فاضلاب تصفیه‌شده برای استفاده آب برای کاربری کشاورزی به ترتیب ۱۲۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تعیین کردند (بهرامی و همکاران، ۱۳۹۴). نتایج این تحقیق در مقایسه با آستانه مجاز آژانس حفاظت محیط‌زیست آمریکا و حد مجاز سازمان محیط‌زیست ایران پایین‌تر به دست آمد. مقادیر اکسیژن خواهی بیوشیمیایی در دو گونه گیاه لویی و علف هفت‌بند به ترتیب ۵۵/۴۰ و ۲۵/۸۹ درصد بازده حذف در فاضلاب شهری را داشتند. این پارامتر توسط دو گونه گیاه مورد مطالعه به خوبی جذب نشده و از فاضلاب شهری کاهش نیافته است، اما در مجموع طی ۹۰ روز زمان ماند در تیمار دوم و چهارم کاهش وجود داشته است. در تحقیقی تأثیر گیاه لویی بر مقادیر میانگین اکسیژن خواهی بیوشیمیایی فاضلاب شهر یزد ۵۵ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده است (سبحان و همکاران، ۱۳۹۱) که با نتایج این تحقیق هم‌خوانی دارد. در یک تحقیق اثر گیاه لویی بر کاهش غلظت اکسیژن خواهی بیوشیمیایی نشان داد غلظت آن باگذشت زمان طی ۲۴ روز در تیمارهای پساب اولیه و رقیق شده به ترتیب حدود ۹۱ و ۹۰ درصد کاهش یافت و غلظت اکسیژن خواهی بیوشیمیایی در زمان دوم در تیمار پساب اولیه نسبت به شاهد به‌طور معنی‌داری ۳۶ درصد کمتر بود. همچنین نتایج اثر تیمار گیاه آبری لویی بر کاهش غلظت اکسیژن خواهی شیمیایی نشان داد غلظت آن باگذشت ۲۴ روز در تیمارهای پساب اولیه و رقیق شده به ترتیب حدود ۸۹ و ۸۶ درصد کاهش یافت و بین تیمار گیاه لویی و بدون گیاه در زمان‌های مختلف تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد (صمیمی لقمانی و همکاران، ۱۳۹۲).

با توجه به نتایج به‌دست‌آمده این گیاهان علف هفت‌بند و لویی توانایی گیاه‌پالایی پساب شهری را دارند. پیشنهاد می‌شود درصد بازده حذف سایر فلزات سنگین نظیر کادمیوم، مس، جیوه، کروم توسط گیاه علف هفت‌بند مطالعه شود. همچنین سیستم تصفیه زمین-گیاه برای حذف مواد مغذی توسط گیاه لویی و علف هفت‌بند بررسی گردد. در ضمن عملکرد گیاهان برای حذف مواد مغذی و فلزات سنگین از پساب‌های صنعتی نیز مورد مطالعه قرار گیرد. توصیه می‌شود استفاده از نانو ذرات نیز جهت تصفیه فاضلاب شهری مورد ارزیابی قرار گیرد.

منابع

- بهرامی، س.، سودایی‌زاده، ح.، ایران‌نژاد پاریزی، م.ح.، ستوده، ا. و ماندگاری، ع.، ۱۳۹۴. امکان‌سنجی و ارزیابی ریسک استفاده از فاضلاب تصفیه‌شده در کشاورزی (مطالعه موردی: تصفیه‌خانه فاضلاب یزد). فصلنامه علوم و مهندسی محیط‌زیست، ۲ (۳): صفحات ۲۵-۳۴.
- پاینده، خ. و انصاری دزفولی، م.، ۱۳۸۷. بررسی اثرات باقیمانده و تجمعی لجن فاضلاب بر انباشت عناصر سنگین خاک، کیفیت خاک، آرایش و عملکرد گیاهان ذرت و یونجه. دومین همایش تخصصی مهندسی محیط‌زیست، تهران، دانشگاه تهران، دانشکده محیط‌زیست، ۹ ص.
- پاینده، خ.، ۱۳۸۸. بررسی میزان آرایش خاک، انباشت عناصر سنگین و سلامت گیاه آبیاری شده با پساب. سومین همایش تخصصی مهندسی محیط‌زیست، تهران، دانشگاه تهران، دانشکده محیط‌زیست، ۶ ص.
- سبحان، س.، آیت‌اللهی، ش.، احتشامی، م.، حسین شاه، د.، غلمانی، س. د.، صالحی وزیری، ا. و طالبی، پ.، ۱۳۹۱. بررسی کارایی گیاه لویی (*Typha Latifolia*) در تالاب مصنوعی زیرسطحی در تصفیه فاضلاب شهری یزد. مجله بهداشت و توسعه، ۱ (۴): صفحات ۲۷۴-۲۶۵.
- صالح‌زاده، م. و رضایی، ح.، ۱۳۹۶. ارزیابی حذف نیترات و فسفات از فاضلاب شهری با استفاده از گیاهان آبری نی و لویی. نشریه مهندسی عمران و محیط‌زیست، ۴۷ (۳): صفحات ۶۷-۵۹.

صمیمی لقمانی، س.، عباس پور، ع.، قاسم‌زاده گنجه‌ای، م. و سمسار، ه.، ۱۳۹۲. نقش گیاه آبی لویی در حذف نیتروژن و فسفر از پساب شهری. نشریه پژوهش‌های حفاظت آب‌و خاک، ۲۰ (۵): صفحات ۹۹-۱۱۴.

صمیمی لقمانی، س. و عباس پور، ع.، ۱۳۹۳. بررسی تأثیر گیاهان آبی در کاهش فسفر و هدایت الکتریکی پساب شهری. فصلنامه آب و فاضلاب، ۲۵ (۲): صفحات ۹۳-۹۸.

علاف صالحی، ع. و شهرام، ر.، ۱۳۹۷. هندبوک تصفیه فاضلاب: مبانی، طراحی، بهره‌برداری. انتشارات عطران، چاپ اول، ۴۸۶ ص.

عقیلی، س. م.، هدایتی فرد، م. و سلطانی، س.، ۱۳۹۱. اثر گیاه لویی *Typha latifolia* بر روی تکثیر، افزایش رشد و تراکم جلبک کلرلا *Chlorella vulgaris*. همایش ملی پژوهش‌های آبیان و اکوسیستم‌های آبی، سوادکوه، دانشگاه آزاد اسلامی واحد سوادکوه، ۱۲ ص.

فرزادکیا، م.، احرامپوش، م. ح.، کرمانی، م.، ندافی، ک. و ابویی مهریزی، ا.، ۱۳۹۲. بررسی راندمان و تعیین ضرایب سینتیکی حذف نوترینت‌ها در نیزار زیرسطحی تصفیه‌خانه فاضلاب شهر یزد. مجله سلامت و بهداشت، ۴ (۱): صفحات ۷-۲۰.

فلاحی، ف.، آیتی، ب. و گنجی دوست، ح.، ۱۳۹۱. حذف نیترات توسط فرآیند گیاه‌پالایی در مقیاس آزمایشگاهی. فصلنامه آب و فاضلاب، ۲۳ (۱): صفحات ۵۷-۶۵.

کشاوری، م.، غلامی، ا. و ناظم بکایی، ز.، ۱۳۹۵. بررسی ریز ریخت‌شناسی تعدادی از گونه‌های یک‌ساله سرده علف هفت‌بند در ایران. مجله یافته‌های نوین در علوم زیستی، ۳ (۴): صفحات ۳۶۶-۳۵۶.

ملکوتیان، م. و هراتی نژاد تربتی، ا. ر.، ۱۳۹۲. بررسی راندمان جذب فلزات سنگین (مس، کادمیوم و سرب) بر روی برگ گیاه زعفران در محلول‌های آبی و تعیین ایزوترم‌های جذب. مجله دانشگاه علوم پزشکی تربت حیدریه (طنین سلامت)، ۱ (۳): صفحات ۲۳-۱۵.

یوسفی، ذ.، محمدپور تهمتن، ر. ع.، ززولی، م. ع. و حسینی، س. م.، ۱۳۹۲. ارزیابی کارایی وتلند مصنوعی زیرسطحی با جریان افقی در تصفیه فاضلاب. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران، ۲۳ (۹۹): صفحات ۲۶-۱۳.

Abbaspour, A., Arocena, J. M. and Kalbasi, M., 2012. Uptake of phosphorus by Brassica juncea and Medicago sativa in chloropyromorphite and apatitetreated sand cultures. Int. J. Phytoremediation, 14: 531-542.

Amelie, K. and Kivaisi, A., 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: A review. Ecological Engineering, 16: 545-560.

APHA, 1999. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed., American Public Health Association, Washington, DC.

Ashraf, S., Naveed, M., Afzal, M., Seleiman, M. F., Al-Suhaibani, N. A., Zahir, Z. A., Mustafa, A., Refay, Y., Alhammad, B. A., Ashraf, S., Alotaibi, M. and Abdella, K. A., 2020. Unveiling the Potential of Novel Macrophytes for the Treatment of Tannery Effluent in Vertical Flow Pilot Constructed Wetlands. Water, 12: 549. 12020549.

Ayyasamy, P. M., Rajakumar, S., Sathishkumar, M. and Swaminathan, K., 2009. Nitrate removal from synthetic medium and groundwater with aquatic macrophytes. Journal Desalination, 242: 286-296.

Bowmer, K., Jacobs, S. W. L. and Sainty, G. R., 1995. Identification, biology, and management of Elodea Canadensis, Hydrocharitaceae. Aquatic Plant Management, 33: 13-19.

Ciria, M. P., Solano, M. L., and Soriano, P., 2005. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. J. Bios. Engin., 92: 535-544.

Coleman, J., Hench, K., Garbutt, K., Sexstone, A., Bissonnette, G. and Skousen, J., 2001. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. Water, Air, Soil Pollution, 128 (4): 283-295.

Damotta Marques, M., Leite, G. and Giovannini, S., 2001. Performance of two macrophyte species in experimental wetlands receiving variable loads of anaerobically treated municipal wastewater. Water Sci. Technol., 44(11): 311-316.

Drozdova, J., Raclavska, H., Raclavsky, K. and Skrobankova, H., 2019. Heavy metals in domestic wastewater with respect to urban population in Ostrava, Czech Republic. Water and Environment Journal, 33 (1): 77-85.

Garcia-Valero, A., Martinez-Martinez, S., Faz, A., Terrero, M. A., Munoz, M. A., Gomez-Lopez, M. D. and Jose, A., 2020. AcostaTreatment of WASTEWATER from the Tannery Industry in a Constructed Wetland Planted with Phragmites australis. Agronomy, 10: 176. 10020176.

- Ghawi, A. H., 2017.** Study of the Reuse of Greywater in the Irrigation of the Home Garden in Rural Areas. *Journal of Engineering and Applied Sciences*, 12 (6): 7944-7950.
- Ghawi, A. H., 2018.** Optimum Design of Phosphorus and Nitrogen Removal from Domestic Wastewater Treatment Plant. *International Journal of Engineering & Technology*, 7 (4.20): 310-315.
- Gurtekin, E. and Sekerdag, N., 2008.** The role of duckweed (*Lemna minor*) in secondary clarifier tank. *Environ. Engineering*, 12: 28-31.
- Hargreaves, A., Constantino, J., Dotro, C., Cartmell, G. and Campo, E., 2018.** Fate and removal of metals in municipal wastewater treatment: A review. *Environmental Technology Reviews*, 7: 1-18.
- Hunter, R. G., Combs, D. L., and George, D. B., 2001.** Nitrogen, phosphorous, and organic carbon removal in simulated wetland treatment systems. *J. Environ. Contam. Toxicol.*, 41: 274-281.
- Jampeetong, A., Brix, H. and Kantawanichkul, S., 2012.** Effects of inorganic nitrogen forms on growth, morphology, nitrogen uptake capacity and nutrient allocation of four tropical aquatic macrophytes, *Salvinia culcullata*, *Ipomoea aquatica*, *Cyperus involucratus* and *Vetiveria zizaniodes*. *Aquatic Botany*, 97: 10-16.
- Khosravi, A. and Poormahdi, S., 2008.** *Polygonum khaje-jamali (Polygonaceae)*, a new species from Iran. *Annales Botanici Fennici*, 45: 477-480.
- Kumari, M. and Tripathi, B., 2015.** Efficiency of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* for heavy metal removal from waste water. *Ecotoxicology and environmental safety*, 112: 80-86.
- Liang, L., Shi, Y. Q., Fang, G., Pan, A., Tian, Q. and Ran, M., 2019.** The changes of bamboo pulping waste water residuals in biological treatment process. *Water and Environment Journal*, 33 (1): 14-20.
- Naylor, S., Brisson, I., Labelle, M. A., Drizo, A. and Comeau, Y., 2003.** Treatment of freshwater fish farm effluent using constructed wetlands: the role of plants and substrate. *J. Wat. Sci. Technol.* 48: 215-222.
- Noori, Z., 2018.** Investigation of effluent quality of ekbatan wastewater treatment plant for farm and green space irrigation. *Journal of land management*, 6 (1): 95-102.
- Page, A. L., 1982.** *Methods of soil analysis (part 1)*, Madison, Wisconsin: Am. Soc. Argon.
- Pasereh, F., Borghei, S. M., Hosseini, S. N. and Javid, A. H., 2017.** Removal of nitrogen and phosphorus simultaneously from sanitary wastewater of Yasouj in pilot-scale in 5-stage Bardenpho process. *Bulgarian Chemical Communications*, 49: 329-334.
- Rao, T. P., Yano, K., Iijima, M., Yamauch, A. and Tatsumi, J., 2002.** Regulation of rhizosphere acidification by photosynthetic activity in cowpea (*Vigna unguiculata* L. Walp.) Seed. *Annals of Botany*, 9: 213-220.
- Rechinger, K. H. and Schiman-Czeika, H., 1968.** *Polygonaceae*. In: Rechinger, K.H. (ed.), *Flora Iranica*. 56: 2-83. Akad.Druck-u. Verlagsanstalt, Graz.
- Reddy, K. R., 1983.** Fate of nitrogen and Phosphorus in a Waste-water Retention Reservoir Containing Aquatic Macrophytes. *J. Environ. Qual.* 12: 137-141.
- Rowe, D. R. and Abdel-Magid, I. M., 1995.** *Wastewater reclamation and reuse*. Cherry Hill, NJ: Lewis Publ.
- Roy, C., Jahan, M. and Rahman, S., 2018.** Characterization and treatment of textile wastewater by aquatic plants (macrophytes) and algae. *European Journal of Sustainable Development Research*, 2: 29.
- Shan, B., Ao, L., Hu, C. and Song, J., 2011.** Effectiveness of vegetation on phosphorus removal from reclaimed water by a subsurface flow wetland in a coastal area. *Journal of Environmental Sciences*, 23 (10): 1594-1599.
- Shigaki, F., Sharpley, A. and Prochnow, L. I., 2007.** Rainfall intensity and phosphorus, source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. *The Science Total of Environment*, 373: 334-343.
- Tang, X., Huang, S. and Scholz, M., 2009.** Nutrient removal in pilot-scale constructed wetlands treating eutrophic river water: Assessment of Plants, Intermittent artificial aeration and polyhedron hollow polypropylene balls. *Journal Water Air Soil Pollution*, 197: 61-73.
- Ternes, T. A., Joss, A. and Siegrist, H., 2004.** Scrutinizing pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment", *Environmental Science Technology*, 38 (20): 392-399.
- Zhao, J., Li, Y., Chen, X., Wang, L. and Xu, Y., 2019.** Effects of hydraulic retention time and proteins on sludge toxicity for 4-chlorophenol wastewater treatment in sequencing batch reactors. *Water and Environment Journal*, 33: 158-166.

