تحقیقات آب و خاک ایران، دورهٔ ۴۶، شمارهٔ ۳، پاییز ۱۳۹۴ (ص ۵۰۹-۵۱۸)

حذف فسفات فاضلاب کشاورزی شرکت کشت و صنعت کارون با استفاده از گیاه وتیور در تالاب مصنوعی جریان سطحی

صائب خوش‌نواز[1]*، سعید برومندنسب[2]، هادی معاضد[2]، عبدعلی ناصری[2]، زهرا ایزدپناه[3]

۱. دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی دانشگاه شهید چمران اهواز

۲. استاد دانشکدهٔ مهندسی علوم آب گروه آبیاری و زهکشی دانشگاه شهید چمران اهواز

۳. استادیار دانشکدهٔ مهندسی علوم آب گروه آبیاری و زهکشی دانشگاه شهید چمران اهواز

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۱۰/۶ـ تاریخ تصویب: ۱۳۹۴/۲/۱۳)

چکیده

به منظور بررسی کارآیی تالاب مصنوعی در حذف فسفات فاضلاب کشاورزی، از تالاب مصنوعی جریان سطحی استفاده شد. در این تحقیق، نُه عدد حوضچهٔ مستطیلی ساخته شد و جریان فاضلاب، به صورت پیوسته، از آذر ۱۳۹۲ تا خرداد ۱۳۹۳ برقرار شد. سه سامانه به صورت کشت ریشهٔ گیاه در خاک (S)، سه سامانه به صورت کشت گیاه روی صفحات شناور (F)، و سه سامانه بدون گیاه و بستر متخلل به منزلهٔ شاهد (C) در نظر گرفته شد. زمان‌ماندهای هیدرولیکی انتخاب‌شده ۳، ۵، و ۷ روز بود و برای هر زمان‌ماند این آزمایش در شش مرحله، به مدت شش ماه، تکرار شد. غلظت فسفات ورودی به سامانه‌ها و خروجی از آن‌ها اندازه‌گیری و میانگین بازده تصفیه، با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS، مقایسه شد. متوسط غلظت فسفات فاضلاب ورودی به حوضچه‌ها در محدودهٔ ۵/۹۹ تا ۸/۵۸ میلی‌گرم بر لیتر در نوسان بود. نتایج مقایسهٔ میانگین شیوهٔ کشت گیاه، زمان‌ماند، تغییرات دما (ماه)، و اثر متقابل آن‌ها در کارآیی حذف فسفات در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنادار مشاهده شد. در نتیجه، حوضچه‌های حاوی گیاه و بستر متخلخل دارای بهترین بازده حذف در محدودهٔ ۹/۴۶ تا ۳۵/۴۸ درصد بودند. همچنین، بازده حذف فسفات به طور معنادار به زمان‌ماند وابسته بود. از این رو بهترین زمان‌ماند با بیشترین بازده حذف در محدودهٔ ۸/۸۸ تا ۳۵/۴۸ درصد به زمان ۷ روز اختصاص داشت. نتایج مقایسهٔ میانگین تأثیر دما در حذف فسفات نشان داد در سطح اطمینان ۹۵ درصد اختلاف معنادار بین کارآیی حذف فسفات در بعضی ماه‌ها وجود دارد. نتایج اثر متقابل ماه، سامانه، و زمان‌ماند نشان داد بیشترین کارآیی حذف فسفات به مقدار ۳۵/۴۸ درصد در ماه خرداد با زمان‌ماند ۷ روز در سامانه دارای بستر متخلخل به دست می‌آید.

کلیدواژگان: انباشتگی مواد غذایی، گیاه‌پالایی، وتیور.

مقدمه

آلودگی‌های گوناگون واردشده به منابع آبی باعث کاهش کیفیت این منابع می‌شود. امروزه، جوامع به طور روزافزون با مشکل قابل استفاده نبودن آب آلوده مواجه‌اند. یکی از عناصر غذایی مهم که باعث ایجاد انباشتگی مواد غذایی[1] و آلودگی آب‌ها می‌شود فسفر است. در آب‌های طبیعی و فاضلاب‌ها فسفر به صورت ابتدایی به شکل فسفات یافت می‌شود. فسفات‌ها به ارتوفسفات‌ها شامل پیروفسفات، متافسفات، پلی‌فسفات، و فسفات‌های باندشده[2] تقسیم می‌شوند و ممکن است به صورت ذرات ریز یا محلول وجود داشته باشند. ابتدا، فسفات آلی از فرایندهای بیولوژیکی به وجود می‌آید که در فاضلاب خام به صورت پسماند غذاها و در آب‌های تصفیه‌شده به صورت موجودات زنده یا غیر زنده (مثل باکتری و جلبک) در برکهٔ تصفیه یافت می‌شود. فسفات غیر آلی (معدنی) موجود در فاضلاب اغلب از محلول‌های شوینده و در صنعت از تصفیهٔ آب‌های خروجی دیگ بخار حاصل می‌شود. به‌علاوه، رواناب و سیلاب‌ها نیز شکل غیر آلی فسفر حاصل از کودها را به فاضلاب‌روها و در نهایت به منابع آبی وارد می‌کنند (EPA, 1999). یکی از منابعی که باعث ورود فسفر اضافی به منابع آب سطحی می‌شود کشاورزی و صنایع جانبی آن است. مدیریت جلوگیری از افزایش ورود فسفر با روش‌های مرسوم تصفیه برای صنایع کشاورزی گران و پرهزینه است (Sharpley, 1999).

گیاه‌پالایی[3]، یعنی استفاده از ظرفیت گیاهان در جهت احیای محیط زیست، از فناوری‌های کم‌هزینه برای رفع

* نویسندهٔ مسئول: Saeb.khoshnavaz@gmail.com

1. Eutrophication
2. Bounded
3. Phytoremediation

Archive of SID

www.SID.ir

آلودگی‌های گوناگون آب و خاک است (Lasat, 2002). تالاب‌های طبیعی می‌توانند منبع ذخیرهٔ فسفر اضافی در پایین‌دست جریان رواناب و فاضلاب به حساب آیند (Reddy and Gale, 1994). تالاب‌های مصنوعی[1] با الگوبرداری از تالاب‌های طبیعی جزء فناوری‌های کم‌هزینه و دوست‌دار محیط زیست در جهت حذف فسفر فاضلاب‌اند (EPA, 1999). در تالاب مصنوعی حذف فسفات می‌تواند توسط فرایندهای فیزیکی (رسوب‌گذاری)، شیمیایی (جذب)، و بیولوژیکی انجام گیرد (Bonomo *et al.*, 1997). اگرچه تالاب‌های مصنوعی مخزنی برای جذب فسفر در نظر گرفته می‌شوند، کارکرد درازمدت و پرمنفعت آن‌ها به تعیین درست اندازهٔ آن‌ها وابسته است. همچنین، نیاز به پیدا کردن راهی برای جدا کردن فسفر از فاضلاب (منبع عنصر غذایی) و بازگشت آن به کشاورزی با هدف ایجاد تعادل بین فسفر ورودی و خروجی از سیستم‌های کشاورزی احساس می‌شود (Sharpley, 1999). تالاب‌های مصنوعی بر مبنای پارامترهای مختلف تقسیم‌بندی می‌شوند. دو دستهٔ مهم این ویژگی‌ها رژیم جریان (سطحی و زیرسطحی) و نوع گیاه آبزی قابل رشد در تالاب (شناور[2]، مستغرق[3]، ریشه در خاک[4]) است. بر این مبنا، تالاب‌های جریان سطحی دارای قابلیت کشت انواع گیاهان آبزی شامل ریشه در خاک، مستغرق، کاملاً شناور، و برگ‌شناورند (Vymazal, 2001). سیستم‌های تصفیهٔ تالاب مصنوعی از نوع جریان سطحی[5] برای جداسازی فسفر به رسوبات آلی و معدنی تکیه دارند. بخشی از فسفر فاضلاب با جذب به تودهٔ گیاهی پالایش می‌شود و مابقی آن به خاک و رسوباتی که از گیاهان مرده حاصل شده حذف می‌شوند. اما باید خاطرنشان کرد تالاب جریان سطحی در مقایسه با سایر سیستم‌های تالابی در حذف فسفر، با استفاده از مواد بستر و جذب توسط گیاه، ظرفیت پایین‌تری دارد (Kadlec, 1997).

با هدف تعیین ظرفیت حذف فسفر بستر سیستم‌های تالابی، محققان مواد گوناگون را آزمایش کردند (Brix *et al.*, 2001). Arias و همکاران (2003) افزایش ظرفیت جذب فسفر فاضلاب را توسط سلول‌های جاذب فسفر قابل شارژ در تالاب مصنوعی بررسی کردند. Yalcuk and Ugurlu (2009) دو نوع تالاب مصنوعی جریان افقی و جریان عمودی را جهت حذف بعضی از پارامترهای آلودگی‌های فاضلاب شهری، از جمله فسفات، با متوسط غلظت ۷۵ میلی‌گرم بر لیتر بررسی کردند. نتایج بررسی آن‌ها نشان داد غلظت فسفات جریان خروجی از این سامانه‌ها به علت جذب توسط گیاهان آبزی و میکروارگانیسم‌ها کاهش می‌یابد و کارآیی حذف فسفات به طور متوسط بین ۲۶ تا ۶۱ درصد است. Mirzaee and Jaafarzadeh (2012) در تحقیقی با مقیاس آزمایشگاهی میزان کارآیی تالاب مصنوعی زیرسطحی را در کاهش فسفر فاضلاب خانگی بررسی کردند. نتایج نشان داد کارآیی این سیستم در حذف فسفر در حدود ۳۱ درصد است. همچنین، اعلام شد تالاب مصنوعی می‌تواند، با فراهم کردن شرایط مناسب راهبری و نگهداری، جایگزین سایر سیستم‌های مکانیکی معمول تصفیهٔ فاضلاب و دوست‌دار محیط زیست باشد. Afrous and Liaghat (2011) توان گیاهان آبزی را در جذب و کاهش غلظت جیوهٔ فاضلاب صنعتی، با استفاده از سامانهٔ تالاب مصنوعی نیزار در شهرستان دزفول، بررسی کردند. نتایج نشان داد این سیستم را می‌توان با کارآیی حذف جیوه در محدودهٔ ۳۰ تا ۵۰ درصد برای کاهش آلودگی به فلزات سنگین استفاده کرد. Salari *et al.* (2012) عملکرد نمونه‌ای از سیستم تصفیهٔ فاضلاب روستایی را به روش تالاب مصنوعی زیرسطحی با استفاده از گیاه نی در حذف فسفر، در استان البرز، بررسی کردند. در این تحقیق میزان فسفر کل ورودی از ۷٫۵۳ میلی‌گرم بر لیتر به ۰٫۸۶ میلی‌گرم بر لیتر در پساب خروجی کاهش یافت. Borghei and Nourbakhsh (2002) تصفیه‌پذیری فاضلاب صنعتی پالایشگاه اصفهان را با استفاده از یک سیستم نیمه‌صنعتی تالاب مصنوعی، با جریان زیرسطحی افقی، بررسی کردند. مقایسهٔ عملکرد تالاب مصنوعی با شاهد نشان داد این سیستم توانایی بسیار زیادی در کاهش بار آلودگی فاضلاب آلوده به مواد نفتی دارد؛ طوری که کارآیی حذف فسفات به حدود ۵۷ درصد بالغ می‌شود. Boonsong and Chansiri (2008) در کشور تایلند کارآیی سامانهٔ تالاب مصنوعی حاوی گیاه وتیور را به صورت کشت شناور در کاهش چند نمونه از آلودگی‌های رایج فاضلاب، از جمله فسفات، بررسی کردند. در این تحقیق، از فاضلاب خانگی با دو بار آلودگی کم و زیاد استفاده شد. زمان‌ماندهای انتخابی ۳، ۵، و ۷ روز بود. نتایج این تحقیق نشان داد متوسط بازده حذف فسفات از ۶٫۳۰ تا ۳۵٫۸۷ درصد متغیر و حذف فسفات در زمان‌ماند ۷ روز نسبت به زمان‌ماندهای ۳ و ۵ روز بیشتر است. همچنین، نتیجه گرفتند سیستم‌های تالابی با گیاهان شناور (هیدروپونیک) کارآیی نسبتاً مناسبی در حذف فسفر دارند. جابه‌جایی ساده‌تر گیاهان آبزی و سازگاری بیشتر گیاهان با نوسانات سطح آب از مزایای دیگر این سیستم‌هاست، اما در مقایسه با سامانه‌هایی که گیاه آبزی در خاک کشت می‌شوند کارآیی کمتری دارند. Sakadevan *et al.*

1. Constructed wetlands
2. Floating macrophyte-based system
3. Submerged macrophyte-based system
4. Rooted emergent macrophyte-based system
5. Free water surface constructed wetland

Archive of SID

www.SID.ir

(1995) برای حذف فسفر و نیتروژن فاضلاب تصفیه‌ثانویه‌شده از سیستم تصفیهٔ تالابی استفاده کردند. این سامانه‌ها چند نهر پوشیده از سه گونهٔ آبزی با مشخصهٔ ۳۰ متر طول، ۵ متر عرض، و ۱ متر عمق دارند. بستر نهرها را خاکی به عمق ۳۰ سانتی‌متر از جنس رس تشکیل می‌دهد. شرایط عبور جریان از نوع سطحی و مقادیر متفاوت دبی ورودی، غلظت فسفر، و زمان‌ماند آزمایش شد. نتایج نشان داد حداکثر حذف فسفر این مجموعه با کمترین دبی ورودی (۲۰۰۰ لیتر بر روز) و بزرگ‌ترین زمان‌ماند (پانزده روز) به ۶۳ درصد می‌رسد. همچنین این محققان اعلام کردند هرچند غلظت فسفر پساب خروجی در همهٔ نهرها کمتر از غلظت فسفر فاضلاب ورودی بود، در بعضی موارد این اختلاف ناچیز به نظر می‌رسید. Bavor و دانشجوی سابق وی، Mann، در چندین مقاله نتیجهٔ مقایسهٔ بسترهای مختلفی را که برای ارتقای بازده حذف فسفر در تالاب‌های مصنوعی به کار رفته بودند ارائه کردند. بیشتر کارهای آن‌ها شامل پایلوت‌های واقع در فضای باز (کانال با مشخصات ۱۰۰ متر طول، ۴ متر عرض، ۰٫۵ متر عمق) و پایلوت‌های آزمایشگاهی بود. این محققان اعلام کردند در مواردی که نهرها حاوی گیاه تیفا و بستر درشت‌دانه (گراول) بودند بازده حذف فسفر در هجده ماه اول حدود ۶۰ تا ۸۰ درصد بود. اما به‌تدریج این مقدار کاهش یافت و در سال سوم به حداقل مقدار خود رسید. همچنین نتایج نشان داد در مقایسه با جذب بستر و گیاه بیشترین سهم حذف فسفر به بستر اختصاص داشت (Faithful, 1996).

یکی از گیاهانی که دارای خاصیت رشد در تالاب به صورت شناور و ریشه در خاک است گیاه وتیور[1] است. گیاه وتیور یک علف دائمی با رشد سریع و ریشهٔ عمیق است و در تولید مادهٔ خشک و بازده بالای فتوسنتز قدرت بالایی دارد. این گیاه، به علت خصوصیات مورفولوژیکی و اکولوژیکی بی‌همتا در تحمل سطوح بالای فلزات سنگین و شرایط متفاوت محیطی، در موارد بسیار، همچون پایداری شیب دیواره‌ها و حفاظت از محیط زیست، کاربرد دارد. به‌علاوه، در صورت برداشت این گیاه می‌توان در صنایع دستی، پوشش شیروانی، غذای دام، تولید کود، و منبع آلی با خاصیت تجزیهٔ مناسب از آن استفاده کرد (Smeal *et al.*, 2003). وتیور جزء گیاهان آبزی نیست. اما شرایط اشباع خاک را ترجیح می‌دهد و می‌تواند حتی زمانی که بیشتر قسمت‌های ساق آن به مدت طولانی مستغرق است به طور طبیعی رشد کند. بسیاری از محققان توانایی بالای این گیاه را در حذف نیتروژن و فسفر آب تأیید کرده‌اند و آن را جزء گیاهان مناسب برای تصفیهٔ آب‌های غنی از مواد غذایی دانسته‌اند (Zheng *et al.*, 1997). همچنین، نتایج بررسی‌های اخیر نشان داده است این گیاه توانایی جذب و تحمل سطوح بالای عناصر غذایی آب را دارد (Wagner *et al.*, 2003). اخیراً برخی کارشناسان، به علت ناآگاهی، خطر تهاجم گیاه وتیور به گونه‌های بومی را هشدار داده و استفاده از این گیاه را منوط به بررسی بیشتر در این زمینه دانسته‌اند. بنابراین، خاطرنشان می‌شود تکثیر این گیاه از طریق تقسیم ریشه میسر است و هیچ‌گونه نگرانی در زمینهٔ تکثیر خارج از کنترل آن وجود ندارد. از طرف دیگر، به علت بی‌خطر بودن و فواید این گیاه، بانک جهانی برای ترویج و توسعهٔ استفاده از آن اعتبار اختصاص داده است و از سال ۱۹۸۰ به کشورهایی که خواستار کاربرد آن هستند وام می‌دهد.

استان خوزستان از قطب‌های اصلی تولید شکر در ایران و جهان است و واحدهای کشت و صنعت نیشکر از شمال تا جنوب این استان گسترش یافته‌اند. بزرگ‌ترین واحد از واحدهای کشت و صنعت نیشکر شرکت کشت و صنعت کارون است. فاضلاب‌های صنعتی و کشاورزی این شرکت معمولاً حاوی مقادیر بالایی مواد مغذی، از جمله، فسفات است که در گذشته مستقیم به آب‌های سطحی و رودخانه‌ها ریخته می‌شد. اما در پی اخطارها و جریمه‌های سازمان محیط زیست، اخیراً این فاضلاب‌ها به لاگونی مصنوعی، بیرون شرکت، منتقل می‌شود تا مقداری از آلودگی آن کاسته و در نهایت به رودخانهٔ دز و کارون ریخته شود. با توجه به اینکه کیفیت آب رودخانه‌های پذیرنده به‌شدت متأثر از ورود این فاضلاب‌هاست و با بررسی‌های به‌عمل‌آمده این لاگون از کارآیی بالایی برخوردار نیست، سعی شد با بررسی پایلوت تالاب مصنوعی از نوع جریان سطحی در آیندهٔ نزدیک از این فناوری برای ارتقای کیفیت پساب خروجی استفاده شود.

مواد و روش‌ها

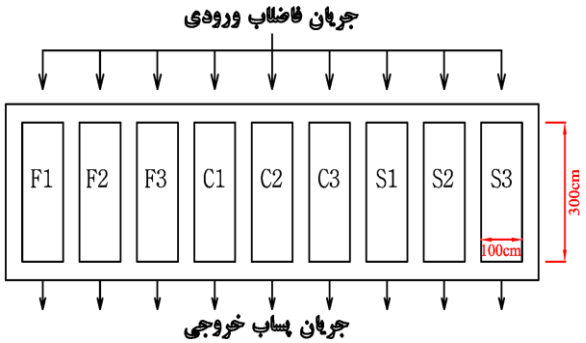
محل مطالعه محوطهٔ کارخانهٔ شرکت کشت و صنعت کارون بود. این کارخانه در ۲۰ کیلومتری غرب شهرستان شوشتر، ۶۰ کیلومتری شهرستان دزفول، و در شمال استان خوزستان واقع است. این تحقیق از آذرماه ۱۳۹۲ تا خردادماه ۱۳۹۳، به مدت شش ماه، انجام شد. دسترسی آسان به کانال انتقال فاضلاب و استفاده از نیروی برق جهت پمپاژ فاضلاب به مخزن ذخیره از دلایل انتخاب این مکان جهت ساخت سامانهٔ تالاب مصنوعی بود. در تالاب‌ها متوسط زمانی که طول می‌کشد تا آب آلوده از

1. *Vetiveria zizaniodes (L.) Nash*

Archive of SID

www.SID.ir

میان سیستم تالاب عبور کند اصطلاحاً زمان‌ماند هیدرولیکی[1] نامیده می‌شود. جریان فاضلاب عبوری از میان حوضچه‌های فاضلاب و بستر متخلخل باید آرام باشد تا زمان‌ماند لازم برای حذف آلودگی فراهم آید. تحقیقات در زمینهٔ بررسی کارآیی تصفیهٔ تالاب‌های مصنوعی حاوی گیاه فراگمیت نشان داد بازده مناسب حذف نیتروژن و فسفر در زمان‌ماند بیشتر از ۵ روز حاصل می‌شود. زمان کوتاه‌تر از این فرصتِ لازم را برای تجزیه فراهم نمی‌کند و زمانِ بیشتر از آن به سمت شرایط بی‌هوازی گرایش دارد (Wetlands International, 2003). مطالعات Person (2000) با استفاده از مواد ردیاب[2] نشان داد جریان نهرگونه[3] بهترین نوع جریان از لحاظ تطابق زمان‌ماند اسمی[4] (نسبت حجم تالاب به دبی جریان ورودی) و زمان‌ماند واقعی است. Crites *et al.* (2006) پیشنهاد دادند در تالاب‌های مصنوعی، از نوع جریان سطحی، برای ایجاد جریان نهرگونه، نسبت طول به عرض (L:W) بهتر است بین ۲:۱ تا ۴:۱ باشد. با فرض نسبت طول به عرض ۳:۱، طول هر حوضچه ۳ متر و عرض آن ۱ متر انتخاب شد. با انتخاب زمان‌ماند پایهٔ ۵ روز و با فرض عمق آب ۰٫۶۵ متر، متوسط دبی ورودی به سامانه‌ها ۴۰۰ لیتر بر روز به دست آمد. به منظور بررسی اثر زمان‌ماندهای دیگر در بازده تصفیه، با اختلاف ۲± روز، زمان‌های ۳ و ۷ روز نیز مد نظر قرار گرفت. با توجه به حجم ثابت هر حوضچه، با استفاده از تغییر دبی جریان ورودی، اعمال زمان‌ماندهای دیگر امکان‌پذیر شد. با استفاده از مصالح بنایی، در مجاورت کانال انتقال فاضلاب کشاورزی و در فضای باز نُه حوضچهٔ مستطیلی (سه نوع سامانه و هر نمونه با سه تکرار) ساخته شد. شکل ۱ پلان سامانه‌های تالاب مصنوعی را نشان می‌دهد.



شکل ۱. پلان سامانه‌های تالاب مصنوعی استفاده‌شده در تحقیق

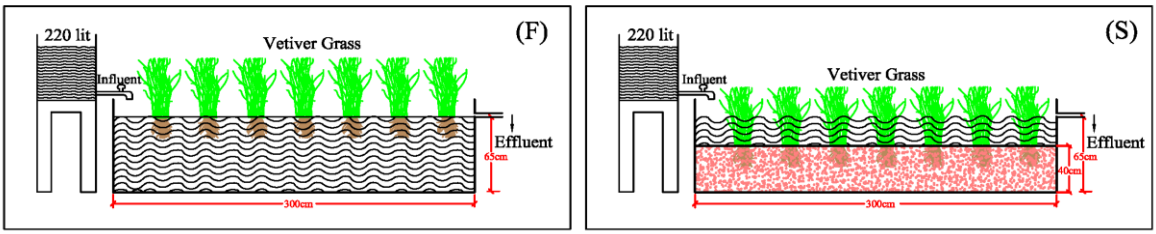
به منظور برقراری جریان سطحی در پایلوت تالاب مصنوعی در ارتفاع ۰٫۶۵ متر از کف هر حوضچه یک مجرای خروجی تعبیه شد. برای جلوگیری از نشت آب دیواره‌ها از ملات ماسه و سیمان استفاده شد. گفتنی است اثر لایهٔ بتنی بر حذف فسفات فاضلاب ناچیز فرض شد و از بررسی آن صرف‌نظر شد. زیرا با بررسی منابع موجود و در مواردی که از مصالح بنایی در ساخت پایلوت تالاب مصنوعی استفاده شده بود به اثر این مصالح در حذف عناصر غذایی اشاره نشده بود. از جهت دیگر، فاضلاب استفاده‌شده در سامانه‌ها دارای بار معلق بودند و پس از مدتی بسیار کوتاه باعث ایجاد لایهٔ پوششی بر بستر سیمانی می‌شدند. در ادامه، فاضلاب استفاده‌شده در تحقیق، با استفاده از یک عدد پمپ سانتریفیوژ، از کانال انتقال فاضلاب به مخزن پنج‌هزار لیتری جنب سامانه‌ها و از آن به درون بشکه‌های ۲۲۰ لیتری اختصاصی هر حوضچه منتقل شد. برای تنظیم سطح آب درون بشکه‌ها از شناور کولر آبی و برای تنظیم شدت جریان خروجی بشکه‌ها از شیرهای گازی استفاده شد. به منظور بررسی اثر نوع کشت گیاه وتیور در کارآیی تصفیه و مقایسهٔ آن با سامانهٔ بدون گیاه (شاهد) سه عدد از سامانه‌ها تحت کشت گیاه وتیور به صورت ریشه در خاک، سه عدد از سامانه‌ها به صورت کشت شناور، و سه عدد باقی‌مانده بدون کشت و بستر خاکی در نظر گرفته شد. شکل ۲ مقطع سامانه‌های حاوی گیاه وتیور به صورت شناور (F) و به صورت ریشه در خاک یا ایمرجنت (S) را نشان می‌دهد. مقطع سامانهٔ شاهد (C) مشابه سامانهٔ F اما فاقد گیاه بود. جنس بستر حوضچه‌هایی که بستر متخلل داشتند از نوع خاک زراعی (لوم) و ارتفاع آن‌ها ۰٫۴ متر بود. در این سامانه‌ها نهال‌های وتیور در دو ردیف به فاصلهٔ ۲۰ سانتی‌متر از هم و دیواره‌ها کاشته شد. در حوضچه‌های با کشت شناور نهال‌های وتیور در حفره‌های تعبیه‌شده روی صفحات یونولیت به فاصلهٔ ۲۰ سانتی‌متر از یکدیگر و دیواره‌ها قرار گرفت.

تلفات آب این سیستم شامل نشت از کف و دیواره‌ها، تبخیر از سطح آب، و تعرق گیاهان بود. به علت پوشش دیواره‌ها، از نشت آن‌ها صرف‌نظر شد و فقط تلفات تبخیر و تعرق در نظر گرفته شد. Kadlec and Knight (1996) مقدار تبخیر و تعرق را در تالاب‌های جریان سطحی معادل ۸۰ درصد تبخیر از تشت تبخیر اعلام کردند. بر این مبنا، با استفاده از داده‌های تشت تبخیر سایت هواشناسی واقع در شرکت تلفات آب سامانه‌ها محاسبه و به مقدار جریان ورودی اضافه شد. جریان پیوستهٔ فاضلاب به هر حوضچه برای زمان‌ماندهای یادشده برقرار شد. در ابتدای زمان‌ماندها از فاضلاب ورودی به هر حوضچه و در انتهای هر دوره از پساب خروجی سامانه‌ها برداشت نمونه انجام شد. ظروف حاوی نمونه، در اسرع وقت، با استفاده از کلمن حاوی یخ، به آزمایشگاه انتقال یافت. در هر

1. Hydraulic Retention Time
2. Tracer
3. Plug flow
4. Nominal residence time

Archive of SID
www.SID.ir

مرحله پارامترهای کنترلی و اصلی در سیستم اندازه‌گیری شدند. پارامترهای هواشناسی مورد نیاز در ارزیابی پایلوت تالاب مصنوعی از سایت هواشناسی کشاورزی، مستقر در شرکت، دریافت شد. برای اندازه‌گیری ارتوفسفات‌ها روش‌های متعددی وجود دارد؛ که از آن‌ها می‌توان روش‌های وزنی و حجمی و رنگ‌سنجی را نام برد. روش‌های وزنی و حجمی برای مقادیر بالای فسفات به کار می‌روند و وقت‌گیرند. روش استاندارد به‌کاررفته برای سنجش فسفات آب و فاضلاب روش رنگ‌سنجی است. در این تحقیق، سنجش غلظت فسفات با استفاده از روش رنگ‌سنجی بر مبنای کتاب استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب (APHA , 2005) انجام شد. با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر Chromtech مدل CT2201، بعد از ده دقیقه و کمتر از دوازده دقیقه، میزان جذب نور در طول موج ۶۹۰ نانومتر در مقابل آب مقطر (شاهد) قرائت شد. با استفاده از منحنی استاندارد غلظت فسفات، غلظت نمونهٔ فاضلاب و پساب تعیین و با تکمیل و جمع‌آوری داده‌ها بازده تصفیهٔ (R) هر یک از پارامترهای یادشده به صورت درصد به کمک رابطهٔ $R = [1 - (C_e/C_i)] \times 100$ محاسبه شد. در این رابطه C_e و C_i به ترتیب غلظت فسفات پساب خروجی و غلظت فسفات فاضلاب ورودی بر حسب میلی‌گرم بر لیتر است (Beutel *et al.*, 2009). در این تحقیق دو نوع تالاب مصنوعی همراه سامانهٔ شاهد و سه زمان‌ماند هیدرولیکی متفاوت در دورهٔ زمانی شش‌ماهه در یک طرح آزمایش کرت‌های خردشده بررسی شد. برای آنالیز تجزیهٔ واریانس[1] دوطرفه از آزمون زوجی LSD و آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح خطای ۵ درصد استفاده شد. تحلیل اطلاعات جمع‌آوری‌شده با نرم‌افزار آماری سس[2] انجام گرفت و جهت رسم نمودارها از نرم‌افزار اکسل استفاده شد.



شکل ۲. مقطع سامانه‌های تالاب مصنوعی استفاده‌شده در تحقیق

یافته‌ها و بحث

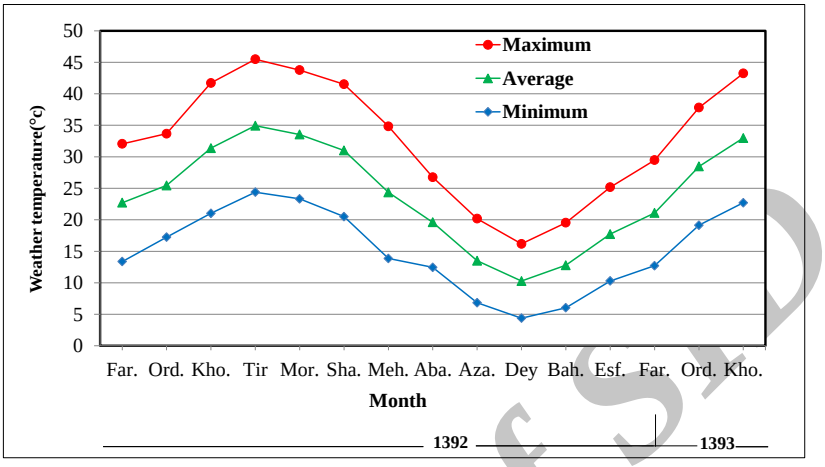
Kadlec and Knight (1996) اعلام کردند حذف نیتروژن فاضلاب واردشده به سیستم‌های تالابی به فعالیت میکروبی و حضور باکتری‌ها در اطراف ریشه و حذف فسفر به درجهٔ حرارت و وجود اکسیژن کافی بستگی دارد. مطالعات Kadlec and Reddy (2001) نشان داد در مناطق گرمسیری میانگین دمای روزانهٔ آب تقریباً معادل میانگین دمای روزانهٔ هواست. در نتیجه، به منظور بررسی تأثیر دما در کارآیی حذف فسفات فاضلاب در سامانهٔ تالابی از مقادیر روزانهٔ دمای هوای محیط استفاده شد. شکل ۳ تغییرات متوسط حداکثر، میانگین، و حداقل دمای هوا را در سال ۱۳۹۲ و فصل بهار ۱۳۹۳ (دورهٔ آزمایش) نشان می‌دهد. همان‌طور که شکل ۳ نشان می‌دهد، متوسط درجهٔ حرارت محیط طی دورهٔ آزمایش از ۱۰ درجهٔ سانتی‌گراد در ماه آذر تا ۳۲ درجهٔ سانتی‌گراد در نوسان بود. در نتیجه، روند تغییرات دمای هوا از شروع (آذرماه ۱۳۹۲) تا پایان (خردادماه ۱۳۹۳) به نحوی بود که با تکرار آزمایش در ماه‌های متوالی امکان بررسی تأثیر افزایش دما بر بازده حذف فسفات فاضلاب وجود داشت.

نتایج بررسی تعدادی از محققان در زمینهٔ حذف فسفر نشان داد این عمل به وسیلهٔ فرایندهایی همچون انباشتگی در رسوبات آلی (به مقدار زیاد، با سرعت کم)، جذب در خاک (به مقدار کم تا متوسط، با سرعت متوسط)، ته‌نشینی (به مقدار متوسط، با سرعت زیاد)، جذب گیاهی (به مقدار کم تا متوسط، با سرعت کم)، جذب به مواد قابل تجزیه (به مقدار کم، با سرعت زیاد)، و جذب میکروارگانیسم‌ها (به مقدار بسیار کم، با سرعت بسیار بالا) انجام می‌شود (Vymazal and Kröpfelová, 2008). مطابق اظهارات Reddy و همکاران (1995)، حذف بلندمدت فسفر در تالاب مصنوعی ابتدا با ویژگی‌های رسوبات بستر و سپس غلظت فسفر در ستون آب کنترل می‌شود. علاوه بر آن، بازدهی گیاهان آبزی در تالاب وابسته به فسفر آزادشده از رسوبات بستر است. اگرچه گیاهان آبزی و موجوداتی که روی ساقه یا برگ موجودات آبزی زندگی می‌کنند (پریفیتون)[3] توقف کوتاه‌مدت فسفر در تالاب مصنوعی را باعث می‌شوند، نگه‌داشت بلندمدت فسفر به خصوصیات بستر بستگی دارد. رستنی‌ها

1. Anova
2. SAS
3. Periphyton

Archive of SID
www.SID.ir

(ریشه، ساقه، برگ) در بستر تالاب مصنوعی همچون صافی بیولوژیکی[1] عمل می‌کنند. پریفیتون‌ها می‌توانند پیوند مواد آلی موجود در آلاینده‌ها را بشکنند و آن‌ها را به مواد ساده‌تر و قابل استفاده تجزیه کنند. با هدف بررسی تأثیر نوع کشت گیاه در تالاب، زمان‌ماند، و دما بر حذف فسفات فاضلاب کشاورزی کشت و صنعت کارون غلظت فسفات فاضلاب ورودی و پساب خروجی از سه نوع سامانه در هر مرحله استخراج شد. جدول ۱ نتایج آزمایش‌های پایلوت تالاب مصنوعی، شامل میانگین فسفات فاضلاب ورودی و میانگین فسفات پساب خروجی و بازده حذف فسفات هر سامانه، را در هر دوره نشان می‌دهد.



شکل ۳. تغییرات متوسط حداکثر، میانگین، و حداقل دمای محیط از شروع تا پایان آزمایش

جدول ۱. مقادیر غلظت فسفات فاضلاب ورودی و پساب خروجی و درصد حذف آن در سه زمان‌ماند

زمان‌ماند	دورهٔ آزمایش	PO_4-P in (mg/L)	نوع سامانه					
			سامانهٔ S		سامانهٔ F		سامانهٔ C	
			PO_4-P out (mg/L)	درصدحذف	PO_4-P out (mg/L)	درصدحذف	PO_4-P out (mg/L)	درصدحذف
۳ روز	۱۸/۹/۹۲-۲۰/۹/۹۲	۷/۷۹	۷/۰۵	۹/۴۶	۷/۲۹	۶/۴۲	۷/۳۶	۵/۴۸
	۲/۱۱/۹۲-۴/۱۱/۹۲	۶/۲۸	۵/۴۵	۱۳/۱۶	۵/۸۳	۷/۱۱	۵/۹۵	۵/۳۱
	۲/۱۲/۹۲-۴/۱۲/۹۲	۶/۷۸	۵/۴۹	۱۹/۰۳	۵/۹۷	۱۱/۹۵	۶/۳۶	۶/۱۹
	۱۵/۱/۹۳-۱۷/۱/۹۳	۸/۲۱	۶/۵۴	۲۰/۳۰	۷/۲۹	۱۱/۱۷	۷/۶۴	۶/۹۰
	۲/۲/۹۳-۴/۲/۹۳	۵/۹۹	۴/۵۶	۲۳/۸۲	۵/۲۸	۱۱/۸۵	۵/۵۲	۷/۹۰
	۱۹/۲/۹۳-۲۱/۲/۹۳	۶/۴۵	۴/۹۰	۲۴/۰۳	۵/۷۸	۱۰/۳۹	۶/۰۵	۶/۲۰
۵ روز	۲/۱۰/۹۲-۲۸/۹/۹۲	۷/۳۶	۶/۳۶	۱۳/۵۴	۶/۶۷	۹/۳۳	۶/۹۱	۶/۰۷
	۲۰/۱۱/۹۲-۱۶/۱۱/۹۲	۷/۲۲	۶/۳۱	۱۲/۶۰	۶/۶۰	۸/۶۳	۶/۷۹	۶/۰۰
	۱۱/۱۲/۹۲-۷/۱۲/۹۲	۷/۰۸	۵/۷۷	۱۸/۵۵	۶/۰۸	۱۴/۱۷	۶/۵۵	۷/۴۹
	۲۴/۱/۹۳-۲۰/۱/۹۳	۸/۰۲	۶/۲۹	۲۱/۵۷	۶/۷۴	۱۵/۹۲	۷/۳۷	۸/۱۰
	۱۱/۲/۹۳-۷/۲/۹۳	۷/۹۲	۵/۸۲	۲۶/۴۷	۶/۶۶	۱۵/۸۷	۷/۲۸	۸/۰۸
	۲۸/۲/۹۳-۲۴/۲/۹۳	۷/۲۱	۵/۲۶	۲۷/۰۵	۵/۸۸	۱۸/۴۰	۶/۵۹	۸/۶۵
۷ روز	۹۲/۱۰/۹ _۹۲/۱۰/۳	۶/۹۶	۵/۹۹	۱۳/۹۴	۶/۱۴	۱۱/۷۸	۶/۱۸	۱۱/۲۱
	۲۷/۱۱/۹۲-۲۱/۱۱/۹۲	۸/۴۸	۷/۱۰	۱۶/۲۳	۷/۴۶	۱۱/۹۹	۷/۵۸	۱۰/۵۷
	۱۸/۱۲/۹۲-۱۲/۱۲/۹۲	۶/۸۳	۵/۲۸	۲۲/۶۹	۵/۸۰	۱۵/۰۸	۶/۲۲	۸/۸۸
	۳۱/۱/۹۳-۲۵/۱/۹۳	۸/۵۸	۶/۱۷	۲۸/۰۵	۷/۰۴	۱۷/۹۵	۷/۶۲	۱۱/۱۹
	۱۸/۲/۹۳-۱۲/۲/۹۳	۸/۱۸	۵/۷۹	۲۹/۲۶	۶/۸۴	۱۶/۳۸	۷/۱۸	۱۲/۱۸
	۴/۳/۹۳-۲۹/۲/۹۳	۷/۶۲	۴/۹۲	۳۵/۴۸	۶/۱۵	۱۹/۳۴	۶/۷۱	۱۱/۹۰

1. Biofilter

Archive of SID

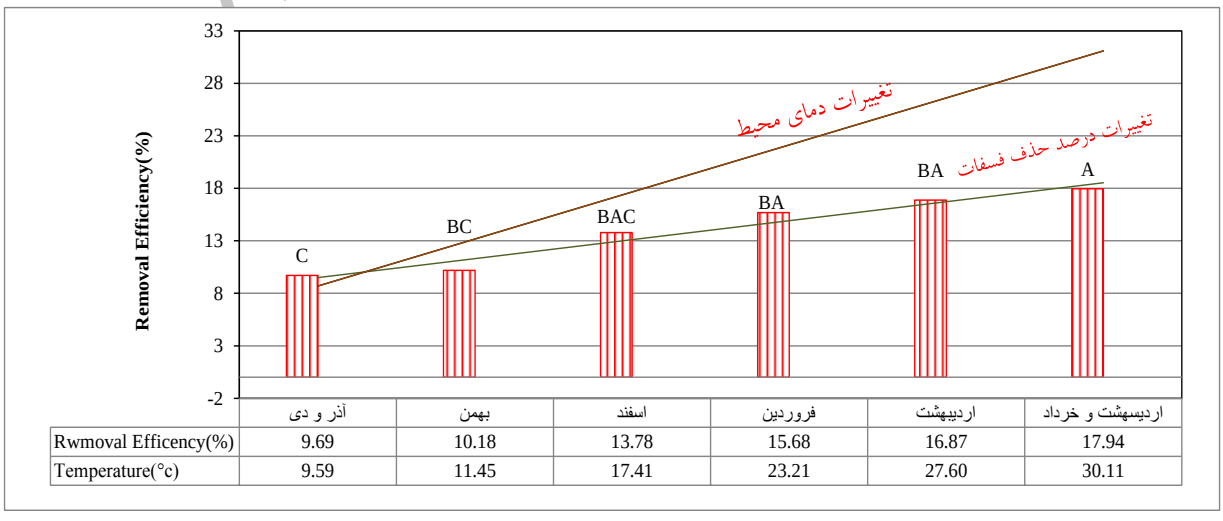
www.SID.ir

نتایج تعیین غلظت فسفات فاضلاب ورودی (جدول ۱) نشان داد میانگین، حد بالا، حد پایین، و انحراف معیار آن به ترتیب ۷٫۳۹، ۸٫۵۸، ۵٫۹۹، و ۰٫۷۶ میلی‌گرم بر لیتر است. همچنین، مشخص شد فقط در یک دوره (۹۳٫۲٫۲ـ ۹۳٫۲٫۴) غلظت فسفات فاضلاب استفاده‌شده در آزمایش (۵٫۹۹ میلی‌گرم بر لیتر) کمتر از حد استانداردهای مجاز سازمان حفاظت محیط زیست در تخلیهٔ فاضلاب به آب‌های سطحی (۶ میلی‌گرم بر لیتر فسفر از نوع فسفات) است و در بقیهٔ دوره‌ها این مقدار بیشتر از حد استاندارد و لزوم استفاده از یک سیستم تصفیهٔ فاضلاب در جهت کاهش فسفات توجیه‌پذیر است. در ادامه، تجزیهٔ واریانس و مقایسهٔ میانگین تیمارهای آزمایش توسط آزمون چنددامنه‌ای دانکن انجام و نمودارهای مربوطه رسم شد. جدول ۲ تجزیهٔ واریانس اثر تیمارهای آزمایش را بر درصد حذف فسفات فاضلاب مورد تحقیق نشان می‌دهد.

نتایج تجزیهٔ واریانس نشان داد (جدول ۲) درصد حذف فسفات تحت تأثیر تیمارهای آزمایش شامل عامل دماـ نهفته در ماه دورهٔ آزمایش (عامل فرعی)ـ نوع کشت گیاه در تالاب یا نوع سامانه (عامل اصلی)، زمان‌ماند (عامل اصلی)، و اثر متقابل آن‌هاست و میانگین‌ها از لحاظ آماری تفاوت معنادار دارند. شکل ۴ مقایسهٔ میانگین اثر دورهٔ آزمایش (ماه) را بر درصد حذف فسفات نشان می‌دهد. همان‌طور که شکل ۴ نشان می‌دهد، درصد حذف فسفات برای بعضی از دوره‌های آزمایش (به طور مثال بین دورهٔ اول و دورهٔ چهارم یا بین دورهٔ دوم یا ششم) معنادار است. گفتنی است در سطح اطمینان ۵ درصد میانگین‌هایی که حروف مشترک دارند اختلاف معنادار ندارند و یکسان فرض می‌شوند و میانگین‌هایی که حروف متفاوت دارند دارای اختلاف معنادار معرفی می‌شوند.

جدول ۲. تجزیهٔ واریانس اثر تیمارهای آزمایش بر درصد حذف فسفات

منابع تغییرات	درج‌i آزادی	مجموع مربعات	میانگین مربعات	مقدار F	احتمال
ماه **(A)**	۵	۱۶۱۰٫۶۴	۳۲۲٫۱۳	۳۲۱٫۶۸	۰٫۰۰۰۰
نوع سامانه **(B)**	۲	۴۳۶۴٫۴۱	۲۱۸۲٫۲۰	۲۱۷۹٫۱۶	۰٫۰۰۰۰
ماه × نوع سامانه **(A×B)**	۱۰	۸۳۲٫۰۳	۸۳٫۲۰	۸۳٫۰۹	۰٫۰۰۰۰
خطا **(Error)**	۳۴	۳۴٫۰۵	۱٫۰۱		۰٫۰۰۰۰
زمان‌ماند **(C)**	۲	۸۰۳٫۵۹	۴۰۱٫۷۹	۲۱۸٫۳۹	۰٫۰۰۰۰
ماه × زمان‌ماند **(A×C)**	۱۰	۹۴٫۷۹	۹٫۴۸	۵٫۱۵	۰٫۰۰۰۰
نوع سامانه × زمان‌ماند **(B×C)**	۴	۵۴٫۶۵	۱۳٫۶۶	۷٫۴۳	۰٫۰۰۰۰
ماه × نوع سامانه × زمان‌ماند **(A×B×C)**	۲۰	۸۶٫۱۳	۴٫۳۱	۲٫۳۴	۰٫۰۰۴۶
خطا **(Error)**	۷۲	۱۳۲٫۴۶	۱٫۸۴		
مجموع	۱۶۱	۸۰۲۳٫۰۵			



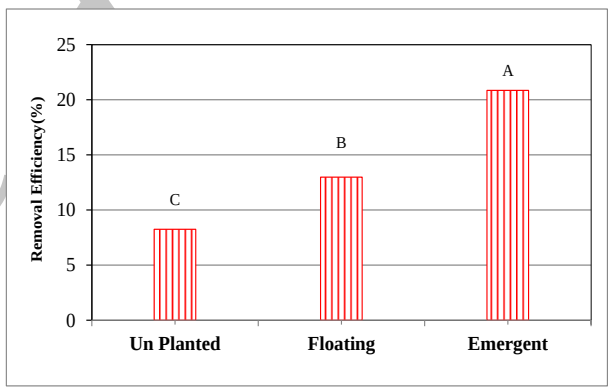
	آذر و دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	اردیبهشت و خرداد
Rwmoval Efficency(%)	9.69	10.18	13.78	15.68	16.87	17.94
Temperature(°c)	9.59	11.45	17.41	23.21	27.60	30.11

شکل ۴. مقایسهٔ میانگین اثر دورهٔ آزمایش (ماه) بر درصد حذف فسفات

Archive of SID

www.SID.ir

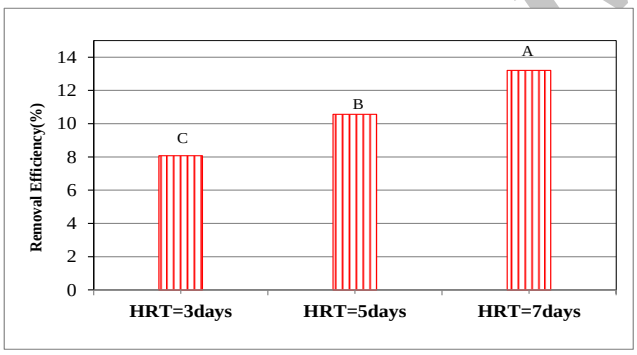
مقایسهٔ میانگین تأثیر دما بر حذف فسفات نشان داد با افزایش دمای محیط بازده حذف فسفات سامانه‌ها افزایش می‌یابد. اما شیب افزایش درصد حذف فسفات کمتر از شیب افزایش دمای محیط است. همچنین، حداکثر درصد حذف فسفات در اواخر اردیبهشت و اوایل خرداد ۱۷٫۹۴ درصد به دست آمد. مشابه این تحقیق، مطالعات Kadlec and Knight (1996) نشان داد درجهٔ حرارت به واسطهٔ تأثیر بر میزان فرایندهای فیزیولوژیکی و رشد و نمو گیاهان باعث افزایش بازده جذب مواد غذایی می‌شود. همچنین، فرایندهای تصفیهٔ بیولوژیکی به درجهٔ حرارت وابسته است و مشابه تکثیر و توزیع ارگانیسم‌های آبزی، با اثرگذاری بر میزان فعل و انفعالات شیمیایی و سوخت‌وساز ارگانیسم‌ها، نقش مهمی در انتقال اکسیژن محیط به تالاب، ازدیاد اکسیژن محلول آب، و در نهایت اکسیداسیون مواد آلی ایفا می‌کند. شکل ۴ مقایسهٔ میانگین اثر نوع سامانه بر درصد حذف فسفات را نشان می‌دهد.



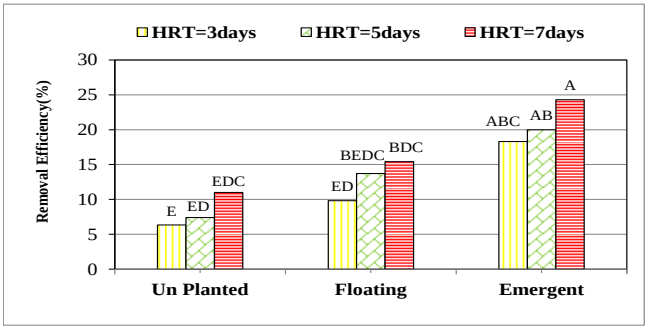
شکل ۵. مقایسهٔ میانگین اثر نوع سامانه بر درصد حذف فسفات (حروف متفاوت دارای اختلاف معنادار)

همان‌طور که شکل ۵ نشان می‌دهد، از لحاظ آماری بین سه سامانهٔ تالابی در حذف فسفات فاضلاب کشاورزی در سطح اطمینان ۹۵ درصد اختلاف معنادار وجود دارد. مطابق این، سامانه‌های حاوی گیاه وتیور به صورت کشت با ریشه در خاک با راندمان حذف فسفات ۳٫۰۸±۲۰٫۸۵ درصد نسبت به سامانه‌های شناور با راندمان حذف فسفات ۲٫۸۷±۱۲٫۹۸ درصد و سامانهٔ فاقد گیاه (شاهد) با راندمان حذف فسفات ۲٫۴۴±۸٫۲۴ درصد کارآمدتر بود. طبق اظهارات Sakadevan and Bavor (1998) مکانیسم اصلی حذف درازمدت فسفر در تالاب مصنوعی به وسیلهٔ لایه‌های زیرین (خاک)، هوموس[1]، و نسبت مقدار آلومنیوم به آهن انجام شد؛ در حالی که جذب گیاهی نقش کمتری ایفا می‌کند. نتایج تحقیق حاضر نیز مؤید این مطلب بود و نشان داد تالاب‌های حاوی بستر خاکی و ریشه در خاک (ایمرجنت) در حذف فسفات کارآمدترند. شکل ۶ مقایسهٔ میانگین اثر زمان‌ماند را بر حذف فسفات فاضلاب کشاورزی نشان می‌دهد.

با توجه به شکل ۶ مشخص شد از لحاظ آماری بین زمان‌ماندهای مختلف در حذف فسفات فاضلاب کشاورزی در سطح اطمینان ۹۵ درصد اختلاف معناداری وجود دارد. نتایج نشان داد اعمال زمان‌ماند ۷ روز با راندمان حذف فسفات ۳٫۷۶±۱۶٫۸۹ درصد نسبت به زمان‌ماند ۵ روز با راندمان حذف فسفات ۶٫۲۸±۱۳٫۶۹ و زمان‌ماند ۳ روز با راندمان فسفات ۶٫۱۶±۱۱٫۴۸ کارآمدتر بود. در این زمینه، Picard *et al.* (2005) اعلام کردند یکی از پارامترهای مهم طراحی، که در کارآیی سیستم‌های تالابی مؤثرند، زمان‌ماند هیدرولیکی است. زیرا این سیستم‌ها به انرژی‌های طبیعی، مثل نور خورشید (فتوسنتز و اکسیژن‌دهی) و باد (تسهیل انتقال اکسیژن به درون آب)، وابستگی شدید دارند و در نتیجهٔ اعمال زمان‌ماند کافی استفاده از این انرژی‌ها تسهیل می‌یابد. همچنین، با گذشت زمان از شروع آزمایش و افزایش سن تالاب مصنوعی، به علت افزایش جمعیت میکروبی در محیط تالاب، میزان حذف مواد آلی و غذایی افزایش می‌یابد. شکل ۷ اثر متقابل نوع سامانه و زمان‌ماند را بر درصد حذف فسفات نشان می‌دهد.



شکل ۶. مقایسهٔ میانگین اثر زمان‌ماند بر درصد حذف فسفات (حروف متفاوت دارای اختلاف معنادار)



شکل ۷. مقایسهٔ اثر متقابل نوع سامانه و زمان‌ماند بر درصد حذف فسفات (حروف متفاوت دارای اختلاف معنادار)

1. litter

www.SID.ir

نتایج بررسی اثر متقابل عوامل اصلی نشان داد اثر متقابل نوع سامانه و زمان‌ماند در حذف فسفات باعث عدم اختلاف معنادار در سطح اطمینان ۹۵ درصد بین سامانه‌های مشابه در زمان‌ماندهای آزمایش‌شده است. همچنین، مشخص شد اختلاف معنادار بین سامانه‌های متفاوت در بعضی از زمان‌ماندها وجود دارد؛ مثلاً بین سامانهٔ ریشه در خاک در زمان‌ماند ۷ روز با سامانهٔ شناور و شاهد در سه زمان‌ماند در سطح اطمینان ۹۵ درصد اختلاف معنادار مشاهده شد. همان‌طور که شکل ۷ نشان می‌دهد، در همهٔ زمان‌ماندها راندمان حذف فسفات فاضلاب در سامانه‌های حاوی گیاه از سامانهٔ شاهد بیشتر است؛ طوری که متوسط راندمان حذف فسفات در سامانه‌های ایمرجنت و شناور و شاهد با زمان‌ماند ۳ روز به ترتیب ۱۸٫۳۰ و ۹٫۸۱ و ۶٫۳۳ درصد، با زمان‌ماند ۵ روز به ترتیب ۱۹٫۹۶ و ۱۳٫۷۲ و ۷٫۴۰ درصد، و با زمان‌ماند ۷ روز به ترتیب ۲۴٫۲۷ و ۱۵٫۴۲ و ۱۰٫۹۹ درصد به دست آمد. در نتیجه، حداکثر کارآیی حذف فسفات در سامانهٔ ایمرجنت با زمان‌ماند ۷ روز و در ماه خرداد به دست آمد.

نتیجه‌گیری

کاربرد سیستم‌های مرسوم تصفیهٔ فاضلاب در واحدهای کشاورزی و صنعتی پرهزینه است. بنابراین، در صورت در دسترس بودن زمین کافی، استفاده از تالاب مصنوعی جریان سطحی مناسب و مقرون‌به‌صرفه است. در این تحقیق امکان‌سنجی حذف مادهٔ غذایی فسفر فاضلاب کشاورزی، با استفاده از سیستم‌های طبیعی و بیولوژیکی (تالاب مصنوعی)، بررسی شد. Vymazal (2005) اعلام کرد به طور کلی سامانه‌های تالاب مصنوعی حاوی گیاهان آبزی در کاهش مواد آلی و مواد غذایی آب‌های آلوده کارآمدند و بازده حذف مواد آلی آن‌ها بیشتر از بازده حذف مواد غذایی است. Heal *et al.* (2005) کارآیی یک نمونه تالاب مصنوعی دارای بستر گل اخری را در حذف فسفر زهاب معدن بررسی کردند. در این مطالعه مشخص شد میانگین بازده حذف فسفر این سیستم حدود ۲۸ درصد است؛ در حالی که بازده حذف فسفر پایلوت‌های آزمایشگاهی با سیستم بچ[1] و بستر درشت‌دانهٔ گل اخری ۹۰ درصد بود. مقایسهٔ نتایج این تحقیق با مطالعات مشابه نشان داد بازده حذف به‌دست‌آمده نسبتاً مناسب است. در این تحقیق میانگین حداکثر درصد حذف فسفات با مقدار ۱۷٫۹۴ درصد در ماه خرداد به دست آمد. همچنین، میانگین درصد حذف مادهٔ غذایی فسفر فاضلاب مورد استفاده در سامانه‌های ایمرجنت و شناور و شاهد به ترتیب ۲۰٫۸۵ و ۱۲٫۹۸ و ۸٫۲۴ درصد بود و میانگین حداکثر درصد حذف فسفات با مقدار ۱۶٫۸۹ درصد به زمان‌ماند ۷ روز تعلق داشت. با توجه به مدت استقرار و به‌کارگیری سیستم تالاب مصنوعی، که در مراحل ابتدایی و عدم بلوغ گیاه قرار داشت، نتایج نشان داد سامانه‌های تالاب مصنوعی با کشت گیاهان روی صفحات شناور نسبت به سامانه‌های تالابی دارای گیاهان ایمرجنت و بستر متخلخل راندمان حذف فسفات پایین‌تری دارند؛ هرچند استفاده از این روش فوایدی، از جمله برداشت آسان گیاهان آبزی و امکان‌پذیری تحمل نوسانات سطح آب در سامانهٔ تالابی، دارد.

سپاسگزاری

نتایج این پژوهش با مساعدت‌های فراوان مدیران، کارشناسان، و پرسنل شرکت کشت و صنعت کارون به دست آمده است. بدین وسیله کمال تشکر و قدردانی خود را اعلام می‌کنم.

REFERENCES

Afrous, A. and Liaghat, A. M., (2011). Evaluation of aquatic plants to absorb and reduce the concentration of mercury from industrial wastewater(Case study: Dezful city).*Journal of Wetland Ecobiology*, 9, 49-57(In Farsi)

APHA. (2005) . *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th Ed. American Public Health Association, Washington, DC.

Arias, C. A., Brix, H., and Johansen, N. H. (2003). Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with a calcite filter. *Wat. Sci. Tech*., 48(5), 51–58.

Beutel, M. W., Newton, C. D., Brouillard, E. S., and Watts, R. J. (2009). Nitrate removal in surface-flow constructed wetlands treating dilute agricultural runoff in the lower Yakima Basin, Washington. Ecological Engineering 35: 1538–1546.

Boonsong, K. and Chansiri, M., (2008). Domestic wastewater treatment using vetiver grass cultivated with floating platform technique. *Assumption University: J. Technol*., 12 (2), 73-80.

Bonomo, L., Pastorelli, G., and Zambon, N. (1997). Advantages and limitations of duckweed-based wastewater treatment systems. *Water Sci. Technol*., 35 (5), 236.

Borghei, M. and Nourbakhsh, M. R. (2002). Evaluation of wastewater treatment of refinery Esfahan with wetland. *journal of Environmental Science and Technology*, 15, 15-24 (In Farsi)

Brix, H., Arias, C. A., and del Bubba, M., (2001). Media selection for sustainable phosphorus

1. Batch

Archive of SID
www.SID.ir

removal in subsurface flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol*., 44, 47-54.

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

Crites, R. W., Middlebrooks, E. J., and Reed, S. C. (2006). *Natural Wastewater Treatment Systems*. Boca Raton, FL: CRC Press.

Environmental Protection Agency (EPA). (1999). EPA manual: Constructed wetlands treatment of *municipal wastewaters* (EPA/625/R-99/010).Cincinnati, OH: National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development.

Faithful, J. W. (1996).The fate of phosphorus in wetlands(A review). Australian centre for tropical freshwater research. James Cook University of North Queensland, Townsville

Heal, K. V., Dobbie, K.E., Bozika, E., McHaffie, H., Simpson, A. E., and Smith, K. A. (2005). Enhancing phosphorus removal in constructed wetlands with ochre from mine drainage treatment. Water Science & Technology, 9(51) , 275–282.

Kadlec, R. H. and Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. CRC Press. Boca Raton, Florida. 893 pp.

Kadlec, R. H. (1997). An autobiotic wetland phosphorus model. Ecol. Eng., 8 (2), 145–172.

Kadlec, R. H. and Reddy, K. R. (2001). Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environment Research*., 5(73),543-557.

Lasat, M. M. (2002). Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*, 31, 109-120.

Metcalf and Eddy, Inc. (1991).Wastewater Engineering, Treatment,Disposal, and Reuse McGraw-Hill Inc,New York

Mirzaee, A. and Jaafarzadeh Haghighi Fard, N. (2012). Efficiency of the Subsurface Flow Constructed Wetland in Ammonia Nitrogen and Phosphorus (TP) Removal from Synthetic Based on Domestic Wastewater in Lab Scale. *Journal of Health System Research*., 4(8), 600-612(In Farsi)

Persson, J. (2000). The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water*, 2(3), 243-250.

Picard, C., Fraser, H. L., and Steer, D. (2005). The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Biores. Technol*., 96 (9), 1039-1047.

Reddy, K. R., Diaz, O. A., Scinto, L. J., and Agami, M. (1995). Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the Lake Okechobee. *Ecol. Eng*., 5, 183-208.

Reddy, K. R. and Gale, P. M. (1994). Wetland processes and water quality: a symposium overview. J. Environ.Qual., 23(5), 875–877.

Sakadevan, K., Ryan, G., Roser, D., Starrett, J., Bavor, J., and Osborne, P. (1995). Phosphorus and nitrogen budgets for five experimental constructed wetland systems. In: Proceedings of the National Conference on Wetlands for Water Quality Control at James Cook University of North Queensland. Queensland Department of Primary Industries, Brisbane. Pp. 101-109.

Sakadevan, K. and Bavor, H. J. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Water Research*, 32 (2), 393-399.

Salari, H., Hassani, A. H., Borghei, M., Yazdanbakhsh, A. R., and Rezaei, H. (2012). Investigation of Performance Wetland In Removal N and P In Wastewater Treatment (Case Study:Morad Tapeh). *Journal of Water and Wastewater*, 3, 40-47. (In Farsi)

Sharpley, A. N. (1999). Global issues of phosphorus in terrestrial ecosystems. In: *Phosphorus - Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems*, Reddy, K.R., O'Connor, G.A. and Schelske, C.L. (eds), Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, pp. 16–39.

Smeal, C., Hackett, M., and Truong, P. (2003). Vetiver System for industrial wastewater treatment in Queensland, Australia. Proc. *Third International Vetiver Conference*, Guangzhou, China, October 2003.

Vymazal, J. (2005). Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe, in: Nutrient Management in Agricultural Watersheds: A Wetland Solution, E.J. Dunne, K.R. Reddy and O.T. Carton, eds., Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands, pp., 230-244.

Vymazal, J. and Kröpfelová, L. (2008). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Vymazal, J. (2001). Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Water Sci. Technol.*, 44, 369–374.

Wagner, S., Truong, P., Vieritz, A., and Smeal, C. (2003). Response of vetiver grass to extreme nitrogen and phosphorus supply. *Proceeding of the Third International Vetiver Conference*, Guangzhou, China.

Wetlands International. (2003). The use of constructed wetlands for wastewater treatment. Malaysia Office. Selangor. Malaysia.

Yalcuk, A. and Ugurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*., 100, 2521–2526.

Zheng, C., Tu, C., and Chen, H. (1997). Preliminary study on purification of eutrophic water with vetiver. In: Paper presented at *the international vetiver grass technology workshop*, Oct 1997, Fuxhou, China.

Archive of SID

www.SID.ir