

بررسی بازده حذف نیترات فاضلاب کشاورزی کشت و صنعت کارون در تالاب مصنوعی جرطن سطحی با کشت گیاه وتیور (*Vetiveria zizaniodes*)

چکیده

در برقراری از نقاط جهان، نیترات موجود در فاضلاب‌های کشاورزی، صدمات جدی، به کیفیت منابع آب وارد نموده است. در این تحقیق، حذف آلودگی نیترات فاضلاب کشاورزی کشت و صنعت کارون، در تالاب مصنوعی جرطن سطحی حاوی گِلغ و نیچر بررسی شد. باهدف ارزیابی اثر نوع کشت گِلغ در تالاب مصنوعی، زمان ماند هیدرولیکی و دمای محیط، بر کارایی تصفیع این نوع سامانه‌ها، نه حوضچه به‌صورت موازی با مشخصات ۳ متر طول، ۱ متر عرض و ۰/۸ متر ارتفاع ساخته شد. جرطن بیهسته فاضلاب، از آذر ۱۳۹۲ تا خرداد ۱۳۹۳ در این سامانه‌ها برقرار شد. سه واحد از سامانه‌ها حاوی گِلغ به‌صورت کشت ریخته گِلغ در خاک، سه واحد به‌صورت کشت شناور و سه حوضچه بدون بستر متخلخل و گِلغ (شاهد) در نظر گرفته شد. زمان‌های ماند هیدرولیکی انتخاب شده ۳، ۵ و ۷ روز بود و برای هر زمان ماند، این آزمایش در شش مرحله، به‌شدت ۶ ماه تکرار شد. میانگین دمای هوا در طی این مدت از ۸/۹۲ تا ۳۱/۲۵ درجه سانتی‌گراد در نوسان بود. نیترات ورودی به سامانه‌ها و خروجی از آن‌ها، اندازه‌گیری و میانگین بازده تصفیع، با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS مقایسه شد. متوسط غلظت نیترات فاضلاب ورودی به هر واحد ۳/۷۶ ± ۲۰ میلی‌متر بود. نتایج نشان داد، اثر نوع کشت گِلغ، زمان‌های ماند و تغییرات دما در بازده حذف نیترات در سطح احتمال ۹۵ درصد معنی‌دار است به‌طوری‌که میانگین بازده حذف نیترات در زمان ماند ۳ روز از ۱۴/۲۴ تا ۳۷/۵۲ درصد، در زمان ماند ۵ روز از ۱۶/۳۲ تا ۴۱/۲۷ درصد و در زمان ماند ۷ روز از ۱۶/۴۲ تا ۵۰/۵۱ درصد، متغی بود. همچنین نتایج حاصل از بررسی‌ها نشان داد، متوسط بازده حذف نیترات در سامانه کشت ریخته در خاک برابر ۴۳/۰۹ درصد، سامانه شناور ۲۸/۳۶ درصد و سامانه شاهد ۱۵/۶۶ درصد بود و حداکثر بازده حذف نیترات در همه سامانه‌ها، با زمان ماند طولانی‌تر (۷ روز) اتفاق افتاد.

واژگان کلیدی: تصفیع فاضلاب کشاورزی، نیترات، تالاب مصنوعی، گِلغ و نیچر،

Vetiveria zizaniodes.

مقدمه

یکی از قطب‌های اصلی تولید شکر در ایران و جهان استان خوزستان 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 می‌باشد. فاضلاب‌های صنعتی و کشاورزی این شرکت، معمولاً حاوی مقادیر بالایی از مواد مغذی از جمله نیترات است که در گذشته، مستقیماً به آب‌های سطحی و رودخانه‌ها ریخته می‌شد، اما در پی اخطارها و جریمه‌های اخیر سازمان محیط‌زیست، به یک لاگون مصنوعی واقع در بیرون از شرکت منتقل می‌شود تا مقداری از آلودگی آن کاسته شده و در نهایت به رودخانه دز و کارون ریخته شود. با توجه به اینکه، کیفیت آب رودخانه‌های

صائب خوش نواز^{۱*}

سعید برومند نسب^۲

هادی معاضد^۳

۱. دانشجوی دکتری گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه

شهید چمران اهواز، اهواز، ایران

۲. استاد گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی

علوم آب، دانشگاه شهید چمران اهواز، اهواز، ایران

* نویسنده مسئول مکاتبات

Saeb.khosnavaz@Gmail.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۲/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۶/۱۸

کد مقاله: ۱۳۹۳۰۳۰۰۸۷

این مقاله برگرفته از رساله دکتری است.

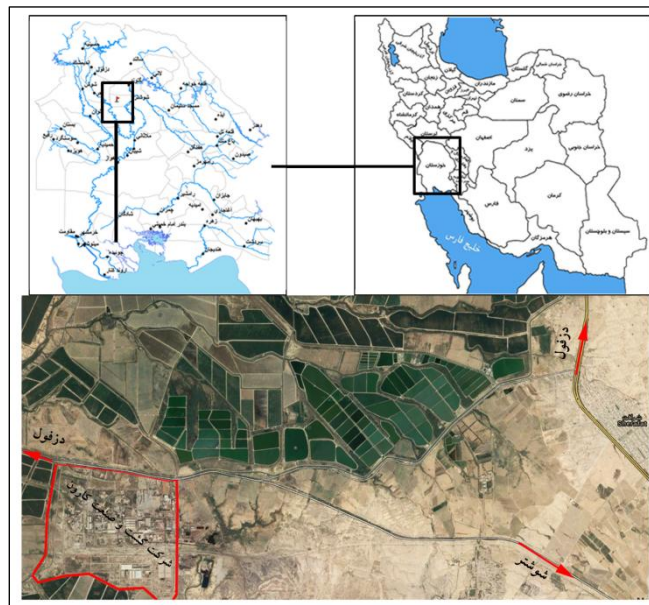


پذیرنده، شدیداً متأثر از ورود این فاضلاب‌ها می‌باشد و با بررسی‌های بعمل آمده، این لاگون از کارایی بالایی برخوردار نمی‌باشد، سعی شد تا با بررسی پایلوت تالاب مصنوعی، از نوع جریان سطحی (FWs-CW) و مقایسه کشت گیاه وتیور بصورت شناور (Floating) و ریشه در خاک (Emergent plant)، در آینده نزدیک از این فن‌آوری برای ارتقای کیفیت پساب خروجی استفاده شود. نیترات، از مهم‌ترین عوامل آلودگی آب محسوب شده و از اثرات منفی آن می‌توان به انباشت غذایی (Eutrophication)، آلودگی آب‌های زیرزمینی، سمیت برای موجودات زنده و سلامت عمومی اشاره کرد. طی سالیان گذشته، برای حذف نیتروژن فاضلاب، فرآیندهای مختلفی از جمله نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون، نوار هوا، نقطه شکست کلر و تبادل یونی به کار گرفته شده است. این روش‌ها دارای هزینه بالایی بوده، نیازمند افزودن مواد شیمیایی و دارای محدودیت‌های اجرایی هستند. از جمله فن‌آوری‌های دوستدار محیط زیست و ارزان قیمت، گیاه‌پالایی (Phytoremediation) است که برای رفع آلودگی آب‌و‌خاک، از ظرفیت گیاهان استفاده می‌شود (Lasat, 2002). تالاب‌های مصنوعی (Constructed Wetlands) از سیستم‌هایی هستند که از گیاه پالایی سود می‌برند. فاضلاب ورودی به این سامانه‌ها، در معرض نور خورشید، هوا و گیاهان آبی قرار می‌گیرد و عمل تصفیه انجام می‌شود. فاضلاب خروجی از این سیستم می‌تواند بدون مشکل وارد محیط‌زیست شده و یا در آب‌طوری و پرورش ماهی مورد استفاده قرار گیرد. تالاب‌های مصنوعی به انواع مختلفی تقسیم بندی می‌شوند که یکی از این نمونه‌ها، تالاب‌هایی از نوع جرکلن سطحی است. مزیت عمده این تالاب‌ها این است که با توجه به نوع گیاهان آبی قابل رشد در تالاب، می‌توان به انواع تالاب‌های با کشت گیاه شناور، گیاه مستغرق و ریشه در خاک تفسیر بندی نمود (Brix, 1993). در تالاب‌های مصنوعی، مکانیسم‌هایی که در حذف نیتروژن مؤثر هستند شامل آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون، دی‌نیتریفیکاسیون، جذب گیاهی و جذب به‌وسیله ماتریکس رسوبات بستر می‌باشند (Vymazal, 1998). علاوه بر استفاده از تالاب‌هایی با کشت ریشه گیاه در خاک، تالاب‌های شناور جزء ایده‌های جدید گیاه‌پالایی هستند که از ریشه گیاهان شناور در فرآیند تصفیه استفاده می‌شود قسمت‌های تحتانی ریشه گیاهان معلق در آب، سطح گسترده‌ای جهت رشد بیوفیلم (Biofilm) و به دام انداختن املاح معلق فراهم می‌سازند. شناوری گیاهان، باعث تحمل بیشتر تغییرات عمق آب‌شده و در این صورت، زمان ماند بیش‌تری برای تصفیه فاضلاب فراهم می‌شود (Fonder and Headley, 2011; Tanner and Headley, 2010). Ayyasamy و همکاران (۲۰۰۹)، توانایی سنبل آبی، کاهوی آبی و قدح مربع در حذف نیترات را در پنج غلظت مختلف بررسی کردند. از جمله گیاهانی که دارای قابلیت استفاده مؤثر در تالاب‌ها، به‌صورت کشت ریشه در خاک و شناور است گیاه وتیور (*Vetiveria zizanioides*) است. این گیاه چندساله بوده و دارای رشد سریع، ریشه عمیق، کارایی بالای فتوسنتز و تولید بالای ماده خشک (Biomass) می‌باشد. وتیور، به علت تحمل شرایط گوناگون محیطی و ویژگی‌های بی‌نظیر مورفولوژی و اکولوژی، برای پایداری شیب دامنه‌ها و خاک‌ریزها و با تحمل غلظت بالای فلزات سنگین و مواد غذایی در کاهش آلودگی محیط‌زیست استفاده شده است (Wagner et al., 2003; Xia, Ao and Liu, 1998). بسیاری از محققین، توانایی بالای گیاه وتیور در حذف نیتروژن و فسفر آب را تایید نموده و آن را در زمره بهترین گونه‌های گیاهی، در تصفیه آب‌های با انباشتگی غذایی می‌دانند. Zheng و همکاران (۱۹۹۸) در تحقیقی که در کشور چین انجام دادند، اعلام نمودند، گیاه وتیور، دارای قابلیت فوق‌العاده برای کاهش آلودگی نیتروژن و فسفر موجود در آب‌های آلوده می‌باشد. مطالعات انجام‌شده در مزارع نیشکر کوئینزلند استرالیا نشان داد، جذب عناصر غذایی مثل فسفر و کلسیم توسط پرچین‌های وتیور معنی‌دار است (Truong, 2000). تاکنون، نمونه‌هایی از کاربرد تالاب‌های مصنوعی حاوی گیاهان شناور در سطح محدود، جهت ارتقای کیفیت آب، بهبود شرایط زندگی موجودات زنده، توسعه جنبه زیبایی در حوضچه‌ها و دریاچه‌هایی که جنبه گردشگری و تزیینی داشته‌اند انجام گرفته است (Burgess and Hirons, 1992). نمونه‌هایی از کاربرد تالاب‌های مصنوعی با گیاهان شناور برای ارتقا کیفیت آب شامل تصفیه رواناب حاصل از سیل، حذف آلودگی فاضلاب دامداری‌های پرورش خوک، کاهش آلودگی برکه‌ها و دریاچه‌های شهری، تصفیه فاضلاب‌های خانگی و کارخانه‌های لبنی و تصفیه مخازن ذخیره آب بودند. بعضی از محققین، کارایی حذف آلودگی توسط تالاب‌هایی با وجود گیاهان مختلف را مطالعه نمودند اما بررسی این‌گونه‌های مختلف گیاهی در کارایی تصفیه تالاب‌هایی از نوع کشت شناور و ریشه در خاک محدود می‌باشد (Weragoda et al., 2012). با توجه به اینکه، در شرایط آب و هوای گرمسری مثل خوزستان، نمونه‌هایی شبیه به این کار انجام نگرفته است، در تحقیق حاضر، بازده حذف نیترات در تالاب مصنوعی جرکلن سطحی حاوی

گیاه وتیور با کشت شناور و ریشه در خاک تعیین و تأثیر زمان ماند هیدرولیکی (Hydraulic Retention Time) و تغییرات دما بر بازده حذف نیترات ارزیابی شد.

مواد و روش‌ها

این تحقیق به مدت شش ماه از دی ماه ۱۳۹۲ تا خردادماه سال ۱۳۹۳ در محوطه کارخانه تولید شکر شرکت کشت و صنعت کارون واقع در شمال استان خوزستان انجام شد. این کارخانه، در ۱۷ کیلومتری غرب شهرستان شوشتر با مختصات جغرافیایی ۳۲ درجه و ۵ دقیقه عرض شمالی و ۴۲ و ۴۸ درجه طول شرقی و ارتفاع از سطح دریا در حدود ۶۷ متر قرارداد (شکل ۱). دسترسی آسان به کانال انتقال فاضلاب و استفاده از نیروی برق جهت پمپاژ فاضلاب به مخزن ذخیره از دلایل انتخاب این مکان جهت ساخت سامانه تالاب مصنوعی بود.



شکل ۱: موقعیت پایلوت تالاب مصنوعی و شرکت کشت و صنعت کارون.

پس از انتخاب محل احداث حوضچه ها، ابعاد و اندازه آنها تعیین گردید. برای تعیین مساحت مورد نیاز برای سیستم های تالاب مصنوعی از نوع جریان سطحی، تعدادی رابطه، توسط محققین، ارائه شده است. مدل $K-C^*$ یکی از روابطی است که برای تقلیل آلودگی فاضلاب ورودی به سامانه با غلظت اولیه C_i و کاهش آن به مقدار C_o پیشنهاد شده است (Kadlec and Knight, 1996). در این رابطه داریم:

۱:

رابطه

$$A = \frac{Q}{K_A} \cdot \ln \left[\frac{(C_i - C^*)}{(C_o - C^*)} \right]$$

C_o ، C_i و C^* به ترتیب غلظت نیترات جریان خروجی از تالاب، غلظت نیترات جریانی ورودی به تالاب و غلظت پس‌زمینه (Background concentration) برحسب $(\frac{mg}{lit})$ ، K_A ثابت واکنش در واحد سطح معادله درجه اول برحسب $(\frac{m}{d})$ ، Q متوسط دبی ورودی و خروجی $(\frac{m^3}{d})$ و A مساحت تالاب برحسب مترمربع می باشد. Kadlec و Knight (1996) با استفاده از مجموعه

گسترده‌ای از داده‌ها برای تالاب مصنوعی جریان سطحی و حذف آلودگی نیترات، مقدار C^* را صفر و مقدار K_A را ۰/۰۹۶ تخمین و در

تحقیق حاضر، از این مقادیر برای محاسبه سطح مورد نیاز هر حوضچه استفاده شد. با استفاده از رابطه فوق الذکر و با فرض غلظت نیترات جریان ورودی به مقدار ۱۹ میلی‌گرم بر لیتر و غلظت جریان خروجی به مقدار ۹ میلی‌متر و فرض بازده حذف در حدود ۶۰ درصد و متوسط جریان برقرار شده با دبی ۴۰۰ لیتر بر روز، سطح لازم هر حوضچه در حدود ۳ مترمربع به دست آمد. با توجه به اینکه، در تالاب‌های مصنوعی از این نوع، نسبت طول به عرض ((L:W) از ۲:۱ تا ۴:۱ و در بعضی موارد تا ۱۰:۱ پیشنهاد شده، می‌توان ابعاد تالاب را محاسبه نمود. با فرض انتخاب نسبت طول به عرض ۳:۱، طول هر حوضچه ۳ متر و عرض آن ۱ متر محاسبه شد. با فرض عمق آب ۰/۶۵ و متوسط دبی ۴۰۰ لیتر بر روز، زمان ماند به دست آمده ۵ روز بود. بمنتظر بررسی اثر زمان‌های ماند دیگر، با اختلاف ۲±تروز، زمان‌های ۳ و ۷ روز نیز در نظر گرفته شد. با توجه به اینکه، حجم هر حوضچه ثابت می‌باشد، تغییر زمان ماند هر سامانه با تغییر دبی جریان امکان‌پذیر است، زمان‌های ماند دیگر، با تغییر دبی ورودی اعمال شد. با استفاده از مقادیر به دست آمده در محاسبات فوق الذکر، مجاور کانال انتقال فاضلاب کشاورزی، با استفاده از مصالح بنایی، سه نوع تالاب مصنوعی با سه تکرار و در مجموع نه تالاب مستطیلی با شبیه‌سازی جریان سطحی در فضای باز ساخته شد. شکل ۲ نمایی از این سامانه‌ها و استقرار گیاه وتیور را نشان می‌دهد.



شکل ۲: نمایی از سامانه‌های تالاب مصنوعی مورد استفاده در تحقیق.

در ارتفاع ۰/۶۵ متر از کف هر حوضچه، یک عدد مجرا، برای برقراری جریان خروجی، تعبیه شد. دیواره داخلی حوضچه‌ها، برای جلوگیری از نشست آب، با استفاده از ملاط ماسه و سیمان نرم پوشش شد. بافاصله کوتاهی از سامانه‌ها، یک عدد مخزن پنج هزار لیتری، با اختلاف ارتفاع حدود ۴ متر نصب شد. آب آلوده، با استفاده از یک عدد پمپ سانتریفوژ و خط لوله ۱ اینچ از کانال انتقال فاضلاب، به مخزن منتقل شد. یک عدد مخزن ۲۲۰ لیتری (بشکه) برای هر حوضچه اختصاص داده شد و جریان خروجی از مخزن پنج هزار لیتری به درون بشکه‌ها منتقل شد. برای برقراری جریان از هر بشکه به حوضچه، از شیرهای گازی استفاده و برای تنظیم سطح آب درون آن، شناور کولرآبی نصب شد. تلفات آب این سیستم شامل نشست از دیواره‌ها و کف، تبخیر از آب آزاد و تعرق گیاهان بود. با توجه به اینکه دیواره‌ها پوشش شده و تلفات آن ناچیز می‌باشد پس در نتیجه از عوامل اصلی تلفات می‌توان به تبخیر و تعرق اشاره کرد. Kadlec و Knight (۱۹۹۶)، مقدار تبخیر و تعرق در تالاب‌های جریان سطحی را معادل ۸۰ درصد تبخیر از تشت تبخیر اظهار نمودند. بر این مبنای استفاده از داده‌های تشت تبخیر سایت هواشناسی واقع در شرکت، تلفات آب سامانه‌ها محاسبه و به مقدار جریان ورودی اضافه گردید. جریان پیوسته فاضلاب به هر حوضچه برای هر زمان ماند فوق الذکر، برقرار شد. بمنتظر بررسی معری‌دار بودن اثر نوع کشت گیاه وتیور در تالاب و سامانه‌های حاوی گیاه و فاقد گیاه، سه عدد از سامانه‌ها، تحت کشت گیاه وتیور به صورت ریشه در خاک، سه عدد از سامانه‌ها بصورت کشت شناور و سه عدد باقیمانده بدون کشت و بستر خاکی (شاهد) در نظر گرفته شد. در حوضچه‌های با بستر متخلخل، از خاکی با بافت لوم به عمق ۰/۴ متر استفاده و نهال‌های وتیور در دو ردیف، به فاصله ۲۰ سانتی‌متر از هم و دیواره‌ها کاشته شد. در حوضچه‌های با کشت شناور، نهال‌های گیاه وتیور، روی صفحات یورلیت و در حفرات تعبیه شده روی آن و به فاصله ۲۰ سانتی‌متر از هم و دیواره‌ها، قرار گرفت. در ابتدای هر زمان ماند، با استفاده از ظروف پلاستیکی بر چسب‌دار، از فاضلاب ورودی به هر تالاب و در انتهای هر دوره از پساب خروجی از سامانه‌ها نمونه‌برداری انجام شد. ظروف حاوی نمونه، در اسرع وقت، با استفاده از یخدان حاوی یخ، به آزمایشگاه منتقل شد. در

هر مرحله، پارامترهای کنترلی و اصلی در سیستم اندازه گیری شدند. بطور روزانه، درجه حرارت هوا، از سایت هواشناسی کشاورزی مستقر در شرکت اخذ و در زمان شروع هر آزمایش، pH جریان ورودی با استفاده از دستگاه QisproLineplus pHmeter اندازه گیری شد. غلظت نیترات جریان فاضلاب ورودی و پساب خروجی بر مبنای روش ذکر شده در کتاب استاندارد آزمایش های آب و فاضلاب (APHA and AWWA, 1999) سنجش شد. بر این اساس، مقدار ۲۵ سی سی از فاضلاب عبوری از کاغذ صافی در داخل ظرف چینی خشک شد. به ظرف حاوی باقیمانده خشک، ۲ سی سی محلول فنل دی سولفونیک اسید افزوده و به مدت ۵ دقیقه با حرکت دورانی به هم زده شد. با توجه به اینکه این ترکیب مثل یک معرف رفتار نموده، در محیط اسیدی بی رنگ و در محیط قلیایی و خنثی زرد رنگ می شود، با اضافه نمودن هیدروکسید آمونیوم (محلول آمونیاک)، محیط قلیایی و محلولی با رنگ زرد تولید شد. به این ترکیب، آب مقطر اضافه شد تا حجم نهایی عصاره به ۱۰۰ سی سی برسد. با استفاده از دستگاه اسپکتوفتومتر Chromtech مدل CT2201، شدت رنگ عبور یافته از ترکیب در طول موج ۴۲۰ نانومتر قرائت شد و از روی منحنی غلظت نیترات استاندارد، غلظت نیترات نمونه به دست آمد. با تکمیل و جمع آوری داده ها، بازده حذف نیترات (R)، به صورت درصد از رابطه ۲ محاسبه شد.

۲:

رابطه

$$R = \left[1 - \left(\frac{C_e}{C_i} \right) \right] \times 100$$

محاسبه شد. در این رابطه C_e و C_i به ترتیب غلظت نیترات خروجی و ورودی بر حسب میلی گرم بر لیتر می باشد. در این تحقیق سه نوع تالاب مصنوعی و سه زمان ماند هیدرولیکی متفاوت با استفاده از طرح آزمایش کرت های خرد شده در دوره زمانی ۶ ماهه مورد بررسی قرار گرفت. توسط نرم افزار آماری SAS داده های استخراج شده تحلیل شد و برای تجزیه واریانس (Anova) دوطرفه، از آزمون زوجی LSD و آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح خطای ۵ درصد استفاده شد. جهت رسم نمودارها از نرم افزار Excel استفاده شد.

نتایج

مقادیر غلظت نیترات جریان ورودی به سامانه های تالابی، در ابتدای هر زمان ماند در جدول ۱ ارائه شده است. همان طور که مشاهده می شود، آلودگی نی های حمل شده به کارخانه و فاضلاب حاصل از شستشوی آن ها، در ابتدای دوره تحقیق (فصل پاییز و زمستان) که مصادف با بارندگی های فصلی منطقه بود، نسبت به انتهای دوره (فصل بهار) در سطح بالاتری قرار داشت. همچنین، شستشوی نیترات لایه های سطحی خاک و حمل به لایه های زیرین، باعث ورود نیترات اضافی به زهاب ها و افزایش غلظت نیترات فاضلاب بود. با گذشت زمان و قطع بارندگی فصلی، از بار آلودگی (HLR) نیترات فاضلاب کاسته شد. متوسط غلظت نیترات فاضلاب ورودی ۲۰ میلی گرم بر لیتر و انحراف معیار آن ۳/۷۶ میلی گرم بر لیتر بود.

جدول ۱: غلظت نیترات فاضلاب ورودی به سامانه های تالاب مصنوعی در دوره های مختلف.

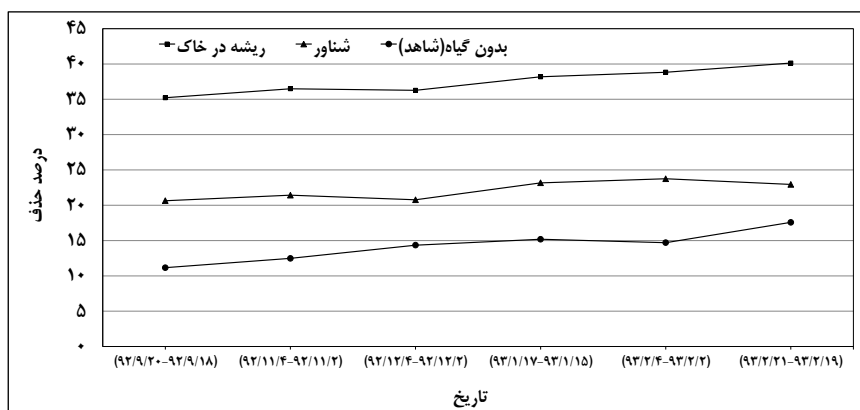
روز ۷ HRT=۷		روز ۵ HRT=۵		روز ۳ HRT=۳	
C_i ($\frac{mg}{lit}$)	شروع دوره (تاریخ)	C_i ($\frac{mg}{lit}$)	شروع دوره (تاریخ)	C_i ($\frac{mg}{lit}$)	شروع دوره (تاریخ)
۲۰/۸۶	۱۳۹۲/۱۰/۳	۲۲/۴۶	۱۳۹۲/۹/۲۸	۲۳/۰۰	۱۳۹۲/۹/۱۸
۲۲/۵۹	۱۳۹۲/۱۱/۲۱	۲۴/۹۳	۱۳۹۲/۱۱/۱۶	۲۷/۱۴	۱۳۹۲/۱۱/۲
۲۵/۱۲	۱۳۹۲/۱۲/۱۲	۲۳/۳۱	۱۳۹۲/۱۲/۱۷	۲۱/۳۸	۱۳۹۲/۱۲/۲
۱۸/۴۵	۱۳۹۳/۱/۲۵	۱۸/۱۳	۱۳۹۳/۱/۲۰	۱۷/۱۹	۱۳۹۳/۱/۱۵
۱۸/۱۳	۱۳۹۳/۲/۱۲	۱۷/۷۲	۱۳۹۳/۲/۷	۱۸/۳۵	۱۳۹۳/۲/۲
۱۴/۸۱	۱۳۹۳/۲/۲۹	۱۴/۶۵	۱۳۹۳/۲/۲۴	۱۵/۳۱	۱۳۹۳/۲/۱۹

مقادیر متوسط دمای هوای محیط در هر دوره آزمایش و pH فاضلاب ورودی به حوضچه‌ها در جدول ۲ ارائه شده است.

جدول ۲: متوسط دمای محیط در طول دوره‌های زمان ماند و مقادیر pH فاضلاب ورودی.

روز ۷ HRT=۷			روز ۵ HRT=۵			روز ۳ HRT=۳		
pH	دما (سانتی‌گراد)	دوره آزمایش	pH	دما (سانتی‌گراد)	دوره آزمایش	pH	دما (سانتی‌گراد)	دوره آزمایش
۷/۱۴	۹/۷۹	۹/۱۰/۹۲-۳/۱۰/۹۲	۷/۳۱	۱۰/۰۵	۲/۱۰/۹۲-۲۸/۹/۹۲	۷/۱۱	۸/۹۲	۲۰/۹/۹۲-۱۸/۹/۹۲
۷/۲۲	۱۲/۴۶	۳۷/۱۱/۹۲-۲۱/۱۱/۹۲	۷/۱۲	۹/۰۵	۲۰/۱۱/۹۲-۱۶/۱۱/۹۲	۷/۱۴	۱۲/۸۳	۴/۱۱/۹۲-۲/۱۱/۹۲
۶/۹۳	۱۹/۹۶	۱۸/۱۲/۹۲-۱۲/۱۲/۹۲	۷/۰۵	۱۶/۹۵	۱۱/۱۲/۹۲-۷/۱۲/۹۲	۶/۹۸	۱۵/۳۳	۴/۱۲/۹۲-۲/۱۲/۹۲
۷/۴۱	۲۶/۳۹	۳۱/۱/۹۳-۲۵/۱/۹۳	۷/۲۸	۲۴/۹۰	۲۴/۱/۹۳-۲۰/۱/۹۳	۷/۰۳	۱۸/۳۳	۱۷/۱/۹۳-۱۵/۱/۹۳
۶/۹۷	۲۸/۶۱	۱۸/۲/۹۳-۱۲/۲/۹۳	۶/۹۶	۲۶/۸۵	۱۱/۲/۹۳-۷/۲/۹۳	۷/۰۱	۲۷/۳۳	۴/۲/۹۳-۲/۲/۹۳
۷/۰۸	۳۱/۲۵	۴/۳/۹۳-۲۳/۳/۹۳	۷/۱۸	۲۸/۱۵	۲۸/۳/۹۳-۲۴/۳/۹۳	۶/۹۵	۳۰/۹۲	۲۱/۳/۹۳-۱۹/۳/۹۳

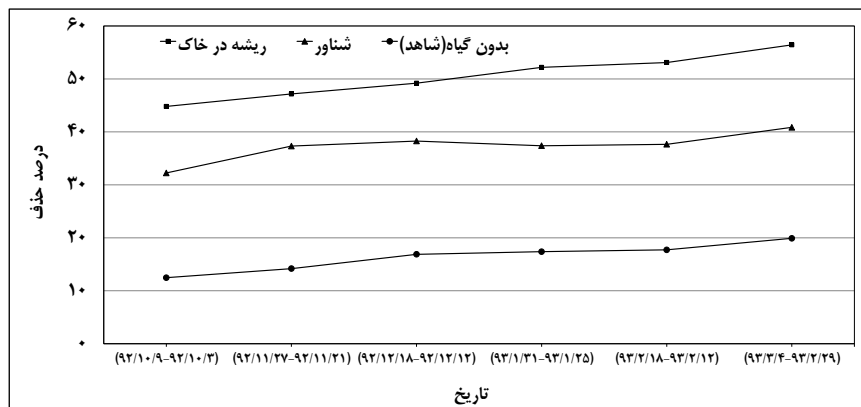
در پایان هر دوره زمانی، مقادیر غلظت نیترات جریان خروجی اندازه‌گیری و درصد حذف نیترات هر سامانه به دست آمد. تغییرات درصد حذف نیترات در زمان‌های ماند ۳، ۵ و ۷ روز برای هر دوره در شکل‌های ۳، ۴ و ۵ ارائه شده است. همان‌طور که در این شکل‌ها مشاهده می‌شود، بازده حذف نیترات در سامانه‌های حاوی گیاه از سامانه شاهد بیش‌تر می‌باشد. برای زمان ماند ۳ روز، متوسط بازده حذف نیترات در سامانه ریشه در خاک، کشت شناور و سامانه شاهد، به ترتیب ۳۷/۵۲، ۲۲/۱۱ و ۱۴/۲۴ درصد بود. به همین ترتیب، برای زمان ماند ۵ روز، متوسط بازده حذف نیترات در سامانه ریشه در خاک (Emergent)، کشت شناور (Floating) و سامانه شاهد (Unplanted) به ترتیب ۴۱/۲۷، ۲۵/۶۹ و ۱۶/۳۲ درصد و برای زمان ماند ۷ روز، متوسط بازده حذف نیترات در سامانه ریشه در خاک، کشت شناور و سامانه شاهد به ترتیب ۵۰/۵۱، ۳۷/۲۹ و ۱۶/۴۲ درصد محاسبه شد.



شکل ۳: تغییرات درصد حذف نیترات بازماند ۳ روز در سامانه‌های تحقیق.



شکل ۴: تغییرات درصد حذف نیترات با زمان ماند ۵ روز در سامانه‌های تحقیق.



شکل ۵: تغییرات درصد حذف نیترات با زمان ماند ۷ روز در سامانه‌های تحقیق.

با استفاده از نتایج مقایسه میانگین تأسی نوع تالاب، زمان ماند فاضلاب و تغییرات دما و اثر متقابل این دو عامل بر حذف نیترات مشخص شد که تأسی نوع تالاب، زمان ماند فاضلاب، دما و اثر متقابل نوع تالاب و زمان ماند بر بازده حذف نیترات در سطح ۹۵ درصد معنی دار، اما اثر متقابل دما و نوع تالاب و اثر متقابل دما و زمان ماند معنی دار نبود. مقایسه میانگین تأسی نوع تالاب بر بازده حذف نیترات در جدول ۳ ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد، هر سه نوع سامانه در سطح ۹۵ درصد، برای حذف نیترات، دارای اختلاف معنی داری هستند به طوری که حداکثر بازده حذف نیترات در سامانه حاوی گیاه با استقرار ریشه در خاک حاصل شد.

جدول ۳: مقایسه میانگین تأسی نوع سامانه بر درصد حذف نیترات.

نوع سامانه			میانگین درصد حذف
شاهد (بدون گیاه)	شناور	ریشه در خاک	
۱۵/۶۶c	۲۸/۳۶b	۴۳/۰۹a	

*حروف انگلیسی متفاوت معنی دار بودن در سطح اطمینان ۹۵ درصد را نشان می‌دهد.

جدول ۴ مقایسه میانگین تأسی زمان ماند بر حذف نیترات را نشان می‌دهد. همان‌طور که از این جدول مشخص می‌باشد، بین زمان‌ماندهای مختلف در سطح ۹۵ درصد اختلاف معنی داری وجود داشته و حداکثر بازده حذف در زمان ماند ۷ روز حاصل شد.

جدول ۴: مقایسه میانگین تأثیری زمان ماند بر درصد حذف نیترات.

زمان ماند		
روز ۳	روز ۵	روز ۷
۲۴/۶۲ ^c	۲۷/۷۶ ^b	۳۴/۷۳ ^a

میانگین درصد حذف

*حروف انگلیسی متفاوت معنی دار بودن در سطح اطمینان ۹۵ درصد را نشان می‌دهد.

مقایسه میانگین درصد حذف نیترات، در دوره‌های مختلف آزمایش، در جدول ۵ ارائه شده است. همان طور که ملاحظه می‌شود، درصد حذف نیترات در ماه‌های مختلف، به جز دو دوره، در سطح ۹۵ درصد معنی دار است.

جدول ۵: مقایسه میانگین تأثیری دوره‌های انجام آزمایش با تغییر دما بر درصد حذف نیترات.

دوره برداشت داده					
اول (آذر و دی)	دوم (بهمن)	سوم (اسفند)	چهارم (فروردین)	پنجم (اردیبهشت)	ششم (اردیبهشت و خرداد)
۹/۵۹	۱۱/۴۵	۱۷/۴۱	۲۳/۲۱	۲۷/۶۰	۳۰/۱۱
۲۶/۰۳ ^e	۲۷/۲۰ ^d	۲۸/۸۶ ^c	۲۹/۹۶ ^b	۳۰/۲۳ ^b	۳۱/۹۴ ^a

میانگین دمای محیط (سانتی‌گراد)

میانگین درصد حذف

*حروف انگلیسی متفاوت معنی دار بودن در سطح اطمینان ۹۵ درصد را نشان می‌دهد.

بحث و نتیجه‌گیری

تالاب‌های مصنوعی جرکلن سطحی، تقریباً یک انتخاب مناسب برای تصفیه فاضلاب های کشاورزی، شهری، صنعتی و یک گزینه مکمل برای تصفیه فاضلاب‌های معادن، شیرابه‌های دفع زباله هستند (Kadlec and Knight, 1996). در تحقیق حاضر، کارایی تصفیه تالاب‌های جرکلن سطحی برای فاضلاب کشاورزی بررسی شد تا نتایج آن بتواند در افزایش کارایی سامانه‌های موجود تصفیه و همچنین در ارتقای کیفیت فاضلاب تخلیه شده به محیط زیست به کار آید. به این منظور در کنار بررسی سوابق و تجربیات گذشته در کشورهای مختلف، بازده حذف نیترات فاضلاب کشاورزی کشت و صنعت کارون بررسی شد. تاکنون، در رابطه با ارزیابی سامانه‌های تالاب مصنوعی در حذف آلودگی آب‌هایی با انباشتگی مواد غذایی، تحقیقات گسترده‌ای انجام شده است. به اختصار، چند مورد از این مطالعات در مقدمه اشاره شد و در ادامه به مقایسه نتایج حاصل از این تحقیق با دیگر محققین پرداخته می‌شود. در تالاب‌های مصنوعی، مکانیسم دی‌نیتروفیکاسیون، علاوه بر شرایط محیطی مناسب مثل pH و اکسیژن محلول، به مقدار نیترات و کربن آلی در دسترس وابسته است (Kozub and Liehr, 1999). خصوصیات شیمیایی و بیولوژی آب به pH وابسته بوده و برکلی از باکتری‌ها، خارج از محدوده $4/5 < pH < 9/5$ قادر به زندگی نیستند. بهترین عملکرد باکتری‌های دی‌نیترونیتریفایر در محدوده pH بین ۶/۵ تا ۷/۵ و باکتری‌های نیتریفایر در حدود ۷/۲ و بیش تر از آن می‌باشد (Metcalf and Eddy, 1991). مقدار pH جریان ورودی این تحقیق در حدود ۷/۴۱-۶/۹۳ بود که این مقدار در محدوده pH مجاز بیان شده توسط Paul و Clark (۱۹۹۶) برای فرآیند دی‌نیتروفیکاسیون بود. فرآیندهای تصفیه بیولوژیکی مثل نیتریفیکاسیون و دی‌نیتروفیکاسیون به درجه حرارت وابسته بوده و مشابه تکثیر و توزیع ارگانیزم‌های آبی، با اثرگذاری روی میزان فعل‌وانفعالات شیمیایی و سوخت ساز ارگانیزم‌ها، نقش مهمی در انتقال اکسیژن محیط به تالاب، ازدیاد اکسیژن محلول آب و در نهایت اکسیداسیون مواد آلی ایفا می‌کند (Kadlec and Knight, 1996). وقتی که دمای آب به کمتر از ۱۵ یا بیشتر از ۳۰ درجه سانتی‌گراد می‌رسد، رشد باکتری‌هایی که

در فرآیند نیتریفیکاسیون شرکت می کنند به طوری که کاهش کفته در نتیجه میزان دی نیتریفیکاسیون محدود می شود (Reddy and Patrick, 1984). مطابق اظهارات Maehlum و همکاران (۱۹۹۶) به علت کاهش دسترسی به اکسیژن کافی، در ماه هایی با درجه حرارت پایین تر، روند حذف نیتروژن با کاهش مواجه خواهد بود. در نتیجه، به علت افزایش فعالیت میکروبی، دستیابی به بیشترین و موفق ترین عمل تصفیه در هوای گرم صورت خواهد پذیرفت. بای وجود Lu و همکاران (۲۰۰۹) گزارش نمودند که نرخ حذف نیتروژن در زمستان خیلی کمتر از دیگر فصول نیست و تفاوت این مقدار در مقایسه بین ماه های گرم و سرد، کم تر از ۱۰ درصد می باشد. با مشاهده نمودار تغییرات بازده حذف در طول دوره آزمایش مشاهده شد، با افزایش درجه حرارت، میزان افزایش درصد حذف نیترات کمتر از ۱۰ درصد بوده و این نتایج در راستای بررسی دیگر محققین در خصوص تأثیر درجه حرارت در حذف نیتروژن می باشد. شایان ذکر است، در استان خوزستان، شرایط دمایی جهت فرآیند نیتریفیکاسیون در اکثر ماه های سال مطلوب بوده و این گونه تالاب ها از کارایی تصفیه مناسبی برخوردار هستند. یکی از مهم ترین مکانیسم های حذف نیتروژن در سامانه های تالابی، دی نیتریفیکاسیون می باشد. Li و همکاران (۲۰۰۸) کارایی سه نمونه تالاب مصنوعی از نوع جرکلن سطحی، جریان افقی زیرسطحی و جرکلن عمودی زیرسطحی را بررسی نمودند و بیان داشتند، کارایی حذف نیترات فاضلاب این سامانه ها به ترتیب از ۳۴ تا ۶۵ درصد متغیر بود و تالاب های جرکلن سطحی در مقایسه با دو نوع دیگر، کارایی کمتری نشان داد. پدیده دی نیتریفیکاسیون، به علت شرایط بهتر محیط بی هوازی و فاقد اکسیژن، در سامانه های زیرسطحی، بیش تر از سامانه های سطحی است. نتایج حاصل از تحقیق حاضر نشان داد، در کل زمان های ماند، حذف نیترات سامانه ریشه در خاک به علت غالب بودن پدیده دی نیتریفیکاسیون از سامانه کشت شناور بیش تر بود. در سیستم های تالابی، به طور قابل ملاحظه ای، حذف نیتروژن به فعالیت میکروبی، باکتری ها در ناحیه محیط ریشه وابسته است در حالی که حذف فسفر، بیش تر به عواملی مانند درجه حرارت و وجود اکسیژن کافی و در دسترس بستگی دارد (Kadlec and Knight, 1996). فلاحی و همکاران (۱۳۹۱)، کشت هیدروپونیک سه گونه گیاهی نی، بامبو و نخل مرداب برای حذف نیترات آب را در محیط آزمایشگاهی، مورد کردند. غلظت نیترات بکار رفته، ۲۰، ۱۵ و ۲۵ گرم بر لیتر بود. نتایج حاصل از ۸ ماه بررسی نشان داد، بیش ترین میزان جذب نیترات در ریشه و ریزوم گیاه حاصل می شود. با مقایسه بین سامانه های تحقیق مشاهده شد، در کل زمان های ماند، حوضچه های حاوی گیاه به طور معنی داری دارای کارایی حذف بالاتری می باشد. یکی از مهم ترین پارامترهای طراحی که در کارایی سیستم های تالابی مؤثر هستند زمان ماند هیدرولیکی می باشد زیرا این سیستم ها، به انرژی های طبیعی مثل نور خورشید (فتوسنتز و اکسیژن دهی) و باد (تسهیل انتقال اکسیژن به درون آب) وابستگی شدید دارند در نتیجه زمان ماند کافی باعث تسهیل استفاده از این انرژی ها می گردد. Chansiri و Boonsong (۲۰۰۸) در کشور تایلند، کارایی حذف نیترات سامانه تالاب مصنوعی شناور حاوی دو گونه مختلف گیاه و تیور را بررسی نمودند. در این تحقیق، از فاضلاب خانگی با دو بار آلودگی بالا و پایین استفاده شد و زمان های ماند مفروض ۳، ۵ و ۷ روز بود. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد، حذف نیتروژن در زمان ماند ۷ روز از زمان های ماند ۳ و ۵ روز بیش تر است. همچنین آن ها نتیجه گرفتند، سیستم های تالابی شناور و هیدروپونیک، کارایی مناسبی در حذف نیتروژن داشته و جابجایی ساده تر گیاهان آبی و سازگاری بیش تر گیاهان با نوسانات سطح آب از مزایای دیگر این سیستم ها می باشد اما در مقایسه با سامانه هایی که گیاه آبی در خاک کشت می شوند، داری کارایی کمتری هستند. نتایج تحقیق حاضر نیز مؤید این مطلب بوده و نتایج نشان داد، افزایش زمان ماند، بازده حذف نیترات را ارتقا داده و سامانه کشت ریشه در خاک نیز دارای کارایی بیش تری نسبت به دو نوع سامانه دیگر بود. در پایان، می توان به ذکر چند توصیه و پیشنهاد اقدام نمود. تکثیر، پرورش و سازگاری این گیاه در آب، بسیار مناسب و نگهداری از آن ها بسیار آسان و کم هزینه است. با وجود درجه حرارت و نور خورشید مناسب برای رشد گیاه و تیور در استان خوزستان و بازده مناسب گیاه پالایی در مقایسه با سایر روش های تصفیه پرهزینه، این فن آوری می تواند به طور اختصاصی برای جوامع کوچک شهری، روستایی، کشاورزی و صنعتی مقرون به صرفه و کاربردی باشد.

سپاسگزاری

نتایج به دست آمده از این پژوهش با توجه به مساعدت های فراوان مدیران، کارشناسان و کارکنان شرکت کشت و صنعت کارون بوده است. بدین وسیله کمال تشکر و قدردانی خود را اعلام می دارم.

منابع

- فلاحی، ف.، آیتی، ب. و گنجی دوست، ح.، ۱۳۹۱. حذف نیترات توسط فرایند گچ پالایی در مقیاس آزمایشگاهی. آب و فاضلاب، ۱: ۶۵-۵۷.
- Apha and Awwa, 1999.** Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water, 3Ed, American public health Association, Washington D.C, USA
- Ayyasamy, P. M., Rajakumar, S., Sathishkumar, M., Swaminatan, K., Shanthi, K., Lakshmanaperumalsamy, P. and Lee, S., 2009.** Nitrate removal from synthetic medium and groundwater with aquatic macrophytes. *Desalination*, 242: 286-296.
- 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.
- Brix, H. 1993.** Wastewater treatment in constructed wetlands: system design and treatment performance, In: *Constructed wetlands for water quality improvement*, G. A. Moshiri, ed., CRC Press Inc., Boca Raton, pp.
- Burgess, N. D. and Hirons, G. J. M., 1992.** Creation and management of artificial nesting sites for wetland birds. *Journal of Environmental Management*, 34(4): 285-295.
- Fonder, N. and Headley, T. R. 2010.** Systematic classification, nomenclature and reporting for constructed treatment wetlands, In: *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*, J. Vymazal, ed., Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 191-219.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. 1996.** TREATMENT WETLANDS CRC Press, Lewis Publishers, Florida
- Kozub, D. D. and Liehr, S. K., 1999.** Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate. *Water Sci. Technol*, 40: 75-82.
- Lasat, M. M., 2002.** Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*, (31): 109-120.
- Li, L., Li, Y., Biswas, D. K., Nian, Y. and Jiang, G., 2008.** Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technol*, 99: 1656-1663.
- Lu, S., Zhang, P., Jin, X., Xiang, C., Gui, M., Zhang, J. and Li, F., 2009.** Nitrogen removal from agricultural runoff by full-scale constructed wetland in China. *Hydrobiologia*, 621: 115-126.
- Maehlum, T., Jenssen, P. D. and Warner, W. S., 1995.** Cold-climate constructed wetlands. *Water Science & Technology*, 32(3): 95 - 101.
- Metcalf and Eddy, Inc. 1991.** Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse McGraw-Hill Inc., New York
- Paul, E. A. and Clark, F. E. 1996.** Soil microbiology and biochemistry, second ed., Academic Press, San Diego, CA, pp. 340.
- Reddy, K. R. and Patrick, W. H., 1984.** Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Crit. Rev. Environ. Control*, 13: 273 - 309.
- Tanner, C. C. and Headley, T. R., 2011.** Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecol. Eng.*, 37: 474-486.
- Truong, P. N., 2000.** The global impact of vetiver grass technology on the environment. Bangkok. 48-61
- Vymazal, J. 1998.** Czech Republic, In: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*, J. Vymazal, H. Brix, P. F. Cooper, M. B. Green and R. Haberl, eds., Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 95-121.
- Wagner, S., Truong, P., Vieritz, A. and Smeal, C., 2003.** Response of Vetiver Grass to Extreme Nitrogen and Phosphorus Supply. Guangzhou, China.
- Weragoda, S. K., Jinadasa, K. B. S. N., Zhang, D. Q., Gersberg, R. M., Tan, S. K., Tanaka, N. and Jern, N. W., 2012.** Tropical Application of Floating Treatment Wetlands. *Wetlands*, 32(4): 955-961.
- Xia, H., A. O., H. and Liu, S., 1998.** The Vetiver Eco-engineering – A biological technique for realizing sustainable development. *Chinese Journal of Ecology*, 17(6): 44-50.

Zheng, C., Tu, C. and Chen, H. M. 1998. A preliminary study on purification of vetiver for eutrophic water, In: *Vetiver Research and Development*, China Agricultural Science and Technology Press, Beijing, pp. 81-84.