نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک
جلد بیستم، شماره پنجم، ۱۳۹۲
http://jwsc.gau.ac.ir

نقش گیاه آبزی لویی در حذف نیتروژن و فسفر از پساب شهری

*سارا صمیمی‌لقمانی[۱]، علی عباسپور[۲]، محمد قاسم‌زاده گنجه‌ای[۳] و هانیه سمسار[۴]

[۱]دانشجوی کارشناسی‌ارشد گروه علوم خاک، دانشگاه صنعتی شاهرود، [۲]استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه صنعتی شاهرود، [۳]کارشناس‌ارشد مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی، [٤]دانشجوی کارشناسی‌ارشد گروه علوم خاک، دانشگاه فردوسی مشهد

تاریخ دریافت: ۹۰/۵/۲ ؛ تاریخ پذیرش: ۹۱/٦/۲۰

چکیده

پساب به‌دلیل داشتن عناصر مغذی مانند نیتروژن و فسفر، پس از تخلیه به آب‌ها باعث رشد سریع انواع جلبک‌ها شده و در نهایت به پدیده غنی‌شدگی ختم می‌شود. از این‌رو نیاز است تا قبل از تخلیه پساب به منابع آبی، مقدار فسفر و نیتروژن آن تا حد امکان کاهش یابد. یکی از روش‌های مؤثر برای پالایش آب‌های آلوده به نیتروژن و فسفر استفاده از گیاهان آبزی است. به همین منظور آزمایشی بر روی گیاه لویی با ٤ تیمار در ۳ تکرار با طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل در راکتورهای آزمایشی با جریان بسته انجام شد. تیمارها شامل پساب همراه با گیاه، پساب رقیق شده (با درجه رقت ۱/۲) با گیاه و شاهد (بدون گیاه) در دو حالت پساب بود. پارامترهای نیترات، آمونیوم، نیتروژن آلی، نیتروژن کل، فسفر محلول، اسیدیته، BOD و COD محلول در زمان‌های ۸، ۱٦ و ۲٤ روز در نمونه‌های پساب و نیتروژن کل در بافت‌های گیاهی در ابتدا و انتهای دوره آزمایش اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد غلظت نیترات، نیتروژن آلی، نیتروژن کل و فسفر محلول در تیمار گیاهی به‌طور معنی‌داری کم‌تر از تیمار بدون گیاه بود و بین تیمارهای گیاهی و بدون گیاه در مقدار اسیدیته تفاوت معنی‌داری ($P<۰/۰۵$) مشاهده نشد. گیاه آبزی لویی در کاهش BOD در پساب اولیه در زمان دوم نسبت به شاهد به‌طور معنی‌داری مؤثرتر بود. به‌طورکلی تأثیر سیستم گیاهی از سیستم بدون گیاه در کاهش غلظت عناصر نیتروژن و فسفر بیش‌تر بود.

واژه‌های کلیدی: پساب شهری، فسفر، گیاه آبزی لویی، نیتروژن

* مسئول مکاتبه: sarasamimi40@yahoo.com

مقدمه

نیتروژن و فسفر از عناصر ضروری برای گیاهان و موجودات زنده محسوب می‌شوند، با این وجود ورود فسفر و نیتروژن از زمین‌های کشاورزی و پساب‌های شهری و صنعتی کاملاً تصفیه نشده به آب‌ها می‌تواند از مهم‌ترین منابع تهدیدکننده کیفیت آب باشد (چانگ و همکاران، ۲۰۰۹) زیرا مطالعات نشان داده است مقادیر کم نیتروژن در حدود ۰/٤ میلی‌گرم بر لیتر و فسفر در حدود ۰/۱ میلی‌گرم بر لیتر در آب‌های آرام مانند جویبارها و دریاچه‌ها باعث رشد سریع انواع جلبک‌ها شده و رشد آن‌ها سبب کاهش غلظت اکسیژن محلول و نفوذ نور به زیر آب می‌شود که نابودی ماهی‌ها و میکروارگانیسم‌ها را به‌دنبال دارد و با مرگ این موجودات تقاضای اکسیژن برای تجزیه آن‌ها افزایش می‌یابد و در این شرایط محیط هوازی به غیرهوازی تبدیل شده و همه این فرآیندها سبب پدیده غنی شدن[1] آب‌ها می‌شود. علاوه‌بر بروز مشکلات ناشی از این پدیده برای محیط زیست، بهای خالص‌سازی این آب‌ها نیز امری هزینه بر و نامطلوب است (کمارگو و الانسو، ۲۰۰٦). همچنین نوشیدن آب‌های آلوده به نیترات، سبب گسترش بیماری متهموگلوبینمیا[2] در کودکان و سرطان‌های گوارشی در بزرگسالان می‌گردد (لین و همکاران، ۲۰۰۲).

از این‌رو کاهش فسفر و نیتروژن قبل از تخلیه پساب به منابع آبی باید انجام گیرد. از جمله روش‌های ساده و ارزان، روش‌های طبیعی پالایش آب‌های آلوده شهری است. این روش‌ها به‌دلیل هزینه کم، مصرف انرژی بسیار پایین، راهبری ساده و نداشتن نیاز به نیروی بهره‌بردار متخصص، مورد علاقه بسیاری از پژوهش‌گران هستند (باور و میچل، ۱۹۹٤). به‌کارگیری تالاب‌ها در پالایش فاضلاب‌ها به‌عنوان سیستم‌هایی طبیعی کم‌خرج و با توانایی بالا در حذف پاتوژن‌ها و آلاینده‌های آلی ثابت شده است، اما این تالاب‌ها برای استفاده دوباره مواد غذایی بهینه نیستند (یانگ و همکاران، ۲۰۰۱). تالاب‌های گیاهان آبزی به‌عنوان یک تکنولوژی جذاب برای پالایش طبیعی آب‌های آلوده شهری با هدف بازیافت مواد غذایی و استفاده دوباره آن‌ها می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد (ردی، ۱۹۸۳؛ زیمو و همکاران، ۲۰۰٤). تالاب‌ها به‌طور طبیعی از طریق مکانیزم‌های رسوب‌گذاری، فیلتر کردن، جذب میکروبی و جذب گیاهی نقش مؤثری در حذف آلاینده‌ها دارند (رائو و همکاران، ۲۰۰۲؛ ایامچاتوراپاتر و همکاران، ۲۰۰۷) و با توجه به ویژگی‌های آن‌ها، ساخت تالاب‌های مصنوعی به تقلید

1- Eutrification
2- Methemoglobinemia

از تالاب‌های طبیعی برای بهبود کیفیت فاضلاب‌ها و آب‌ها در حال گسترش است. تالاب‌های مصنوعی شامل استخرها و کانال‌های با عمق کم‌تر از ۱ متر و در اندازه‌های مختلف حتی به کوچکی یک سطل هستند به‌گونه‌ای که گیاهان آبزی در آن‌ها قرار می‌گیرند (کیوایسی، ۲۰۰۱).

استفاده از درختچه‌های آبزی 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 (تانگ و همکاران، ۲۰۰۹). این گیاهان در مراحل اولیه و ثانویه تصفیه فاضلاب‌های خانگی و صنعتی قابل استفاده است (نیلر و همکاران، ۲۰۰۳). پژوهش‌ها نشان داده تأثیر تالاب‌های مصنوعی گیاهان نی و لویی در حذف نیتروژن بین ۹۸–۲۰ درصد و در حذف فسفر بین ۹٤–۱۸ درصد است (ویمازال، ۲۰۰۷؛ تانگ و همکاران، ۲۰۰۹) و سایر پژوهش‌ها تأثیر مستقیم گیاه لویی را در حذف نیتروژن و فسفر به‌ترتیب بین ۱۸–۳ درصد و ۱۸–۸ درصد بیان کردند (کریستین و لاشلان، ۲۰۰۵؛ سیریا و همکاران، ۲۰۰۵).

گیاه آبزی لویی جزو درختچه‌های آب‌دوست است که ریشه‌های آن در بستر و اندام هوایی آن خارج از آب قرار دارد این گیاه چندساله و معمولاً در آب‌های راکد، کنار نهرها و مزارع برنج می‌روید (هانتر و همکاران، ۲۰۰۱). تحمل به شوری این گیاه متوسط است و pH بازی تا اسیدی را تحمل می‌کند. این گیاه به‌عنوان منبع اطمینان بخشی برای تولید کاغذ، الیاف و سوخت مورد استفاده قرار می‌گیرد (اسمیت، ۲۰۰۰). گیاه لویی به‌دلیل مجهز بودن سیستم بافت گیاهی، توانایی ذخیره مواد غذایی را دارد و حذف قسمت هوایی آن یک بار در سال کارایی حذف مواد غذایی را افزایش می‌دهد. ریشه‌های گیاه لویی نقش یک فیلتر بیولوژیکی را برای حذف انواع مواد آلی ایفا می‌کنند (ورکر و همکاران، ۲۰۰۲). با توجه به آلودگی برخی از پساب‌ها به عناصر نیتروژن و فسفر و تخلیه آن‌ها به زمین‌های کشاورزی و آب‌های جاری و تأثیر نامطلوب این عناصر در غنی شدن آب‌های سطحی و سلامتی بشر، این پژوهش با هدف بررسی اثر گیاه آبزی لویی بر حذف عناصر نیتروژن و فسفر از پساب شهری در دو سطح مختلف از این عناصر در شرایط گل‌خانه‌ای انجام شده است.

مواد و روش‌ها

این آزمایش بر روی گیاه آبزی لویی (*Typha latifolia*) در ۱۲ عدد راکتور به ابعاد ۱۸×۲۵×۳۰ سانتی‌متر با جریان بسته در مرکز تحقیقات آب و خاک خراسان رضوی در تاریخ ۱۳ اردیبهشت‌ماه

۱۳۸۹ انجام شد. برای انجام این پژوهش از ۲ سطح پساب (غلیظ و رقیق) و دو نوع راکتور گیاهی و بدون گیاه استفاده شد. به این ترتیب این آزمایش با طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل با اعمال ٤ تیمار پساب همراه با گیاه، پساب رقیق شده (با درجه رقت ۱/۲) با گیاه و شاهد (بدون گیاه) در دو حالت پساب در ۳ تکرار و در ۳ بازه زمانی ۸، ۱٦ و ۲٤ روز انجام گردید. برای مطابقت راکتورها با شرایط طبیعی از شن الک شده در اندازه‌های تقریبی ۲-۰/۵ میلی‌متر که با آب معمولی و در نهایت با آب مقطر شسته شده بودند، به‌عنوان بستر کشت به ارتفاع ٦ سانتی‌متر در ظروف استفاده شد. به‌منظور تهیه محیط کشت از پساب شهری تصفیه‌خانه پرکند آباد مشهد استفاده گردید و پساب مورد استفاده از خروجی لاگون‌های جلادهی نمونه‌برداری شد و سپس پساب به‌وسیله گالن‌های ۲۰ لیتری به گل‌خانه انتقال یافت و در همان زمان مورد استفاده قرار گرفت. سپس در ٦ عدد از راکتورها 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. همچنین به‌علت ناچیز بودن غلظت اولیه نیترات در پساب، مقدار ۱۰ میلی‌گرم در لیتر نیتروژن- نیتراتی به فرم (KNO_3) به راکتورها اضافه شد. خصوصیات شیمیایی پساب‌ها در جدول ۱ قابل مشاهده است. همچنین برای کشت گیاه ابتدا ساقه‌های زیر زمینی آن در محیط گل‌خانه کشت شدند و هنگامی‌که گیاهان به مرحله چندبرگی رسیدند پس از شستشو با آب مقطر و از دست دادن رطوبت اضافی با وزن ۲۲۰ گرم (براساس وزن تر) درون راکتورها کشت شدند و از ۳ راکتور در هر حالت پساب بدون کشت گیاه به‌عنوان شاهد استفاده شد. همچنین برای جبران مقدار آب تبخیر شده، سطح آب علامت‌گذاری شد و روزانه مقداری آب مقطر به راکتورها اضافه می‌شد. نمونه‌برداری پساب‌ها از زیر سطح آن‌ها در فواصل ۸ روز در دوره ۲٤ روزه آزمایش انجام شد و در پایان دوره آزمایش گیاهان برداشت شدند و مقدار نیتروژن کل در نمونه‌های گیاهی در ابتدا و انتهای آزمایش تعیین شد. پارامترهای نیتروژن نیتراتی به روش کالری‌متری بعد از احیاء (سینق، ۱۹۸۸)، نیتروژن آمونیومی و نیتروژن آلی به‌وسیله روش تقطیر با دستگاه کجلدال (برمنر، ۱۹٦۵) و نیتروژن کل از مجموع ۳ پارامتر نیتروژن آلی، آمونیوم و نیترات به‌دست آمد، فسفر محلول به روش اسید آسکوربیک با دستگاه اسپکتروفتومتر (مورفی و ریلی، ۱۹٦۲)، اسیدیته نمونه‌ها توسط دستگاه pH متر الکترونیکی، اکسیژن مورد نیاز شیمیایی[1] برای تجزیه مواد آلی به روش رفلاکس دی‌کرومات و اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی[2] آن به روش تیتراسیون وین‌کلر در نمونه‌ها اندازه‌گیری شدند (استاندارد متد آب و فاضلاب، ۱۹۹۲). همچنین مقدار نیتروژن

1- Chemical Oxygen Demand
2- Biochemical Oxygen Demand

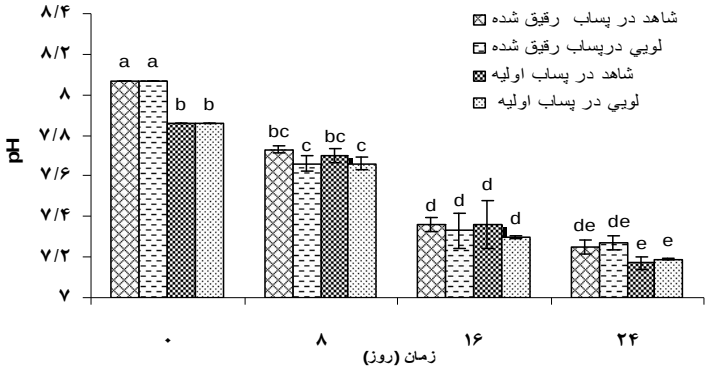
کل در نمونه‌های گیاهی در ابتدا و انتهای آزمایش با دستگاه کجلدال تعیین شد (برمنر و مولوانی، ۱۹۸۲). داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار MSTATC مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند و برای مقایسه میانگین داده‌ها از آزمون LSD در سطح اختلاف معنی‌دار ۰/۰۵ استفاده شد.

جدول ۱- خصوصیات شیمیایی پساب.

پارامتر	مقدار (میلی‌گرم در لیتر)	
	پساب اولیه	پساب رقیق شده
نیتروژن- نیتراتی	۱۱/٤٦	۱۰/۵
نیتروژن- آمونیومی	۵۸/۸	۲۸/۲
نیتروژن آلی	۳۸	۱۹
فسفر محلول	۳/٦	۱/٦
اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD)	٥٤	۳۳
اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)	۲٤۹	۱۲٤

نتایج و بحث

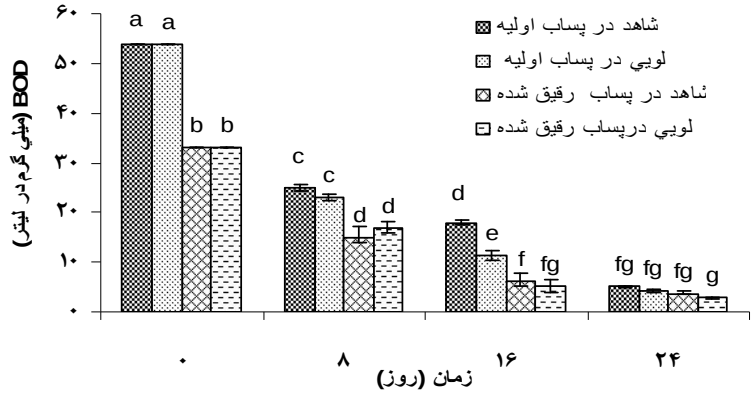
تأثیر گیاه آبزی لویی بر اسیدیته (pH) پساب: تأثیر گیاه لویی بر تغییرات اسیدیته پساب در طول زمان نشان داد، مقدار متوسط آن در طول زمان کاهش یافت به‌طوری‌که در مدت ۲٤ روز pH به‌طور معنی‌داری در تیمارها حدود ۰/۸ واحد کاهش یافت و با توجه به نتایج به‌دست آمده از آنالیز بین تیمارهای گیاه لویی و بدون گیاه در کاهش اسیدیته در طول زمان اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد (شکل ۱).



شکل ۱- تأثیر گیاه آبزی لویی بر تغییرات pH پساب در طول زمان.

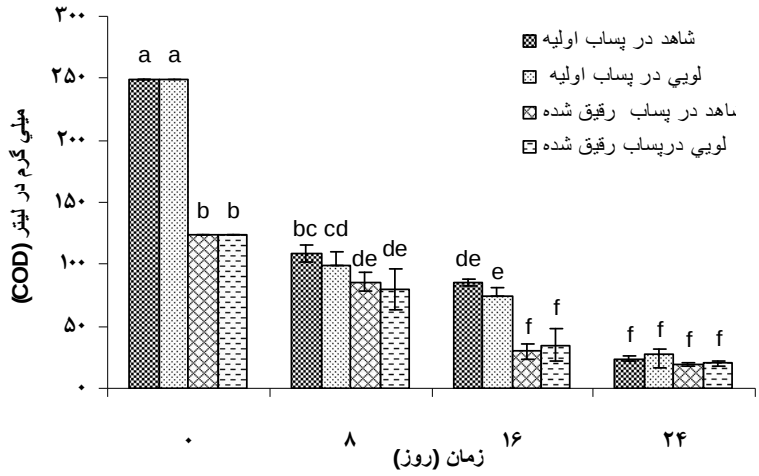
نتایج آزمایش نشان داد در تغییر pH بین تیمارهای گیاهی و شاهد تفاوت معنی‌داری وجود ندارد و در مطالعات دیگران نیز نتایج مشابهی به‌دست آمد (لین و همکاران، ۲۰۰۲؛ ایامچاتوراپاتر و همکاران، ۲۰۰۷). پژوهش‌ها نشان داده است عوامل مختلفی بر کاهش pH در طول زمان تأثیر می‌گذارند مانند تجزیه ترکیبات آلی که با تولید اسیدکربنیک همراه می‌باشد و همچنین افزایش شدت فرآیند نیتریفیکاسیون با افزایش زمان ماند سبب کاهش pH می‌گردد. زیرا این فرآیند یک منبع بیوشیمیایی برای تولید یون هیدروژن است در حالی‌که فرآیند دنیتریفیکاسیون یک فرآیند بازی است (ایامچاتوراپاتر و همکاران، ۲۰۰۷). علاوه‌بر این‌ها گیاهان به‌وسیله دفع یون H^+ به همراه جذب کاتیون و پخش اسیدهای آلی و رهاسازی CO_2 از مرحله تنفس ریشه‌ای سبب کاهش pH می‌شوند (رائو و همکاران، ۲۰۰۲). با توجه به موارد ذکر شده می‌توان بیان کرد افزایش فرآیند تجزیه مواد آلی در طول زمان (شکل‌های ۲ و ۳) می‌تواند یکی از دلایل اصلی کاهش pH در طول زمان باشد.

تأثیر گیاه آبزی لویی بر غلظت متوسط BOD و COD پساب: نتایج اثر تیمار گیاه آبزی لویی بر کاهش غلظت BOD نشان داد غلظت آن با گذشت زمان (۲٤ روز) در تیمارهای پساب اولیه و رقیق شده به‌ترتیب حدود ۹۱ و ۹۰ درصد کاهش یافت و غلظت BOD در زمان دوم در تیمار پساب اولیه لویی نسبت به شاهد به‌طور معنی‌داری ۳٦ درصد کم‌تر بود و در سایر زمان‌ها بین دو تیمار اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد (شکل ۲).



شکل ۲- تأثیر گیاه آبزی لویی بر غلظت متوسط BOD پساب در طول زمان.

همچنین نتایج اثر تیمار گیاه آبزی لویی بر کاهش غلظت COD نشان داد غلظت آن با گذشت زمان (۲٤ روز) در تیمارهای پساب اولیه و رقیق شده به‌ترتیب حدود ۸۹ و ۸٦ درصد کاهش یافت و بین تیمار گیاه لویی و بدون گیاه در زمان‌های مختلف تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد (شکل ۳).

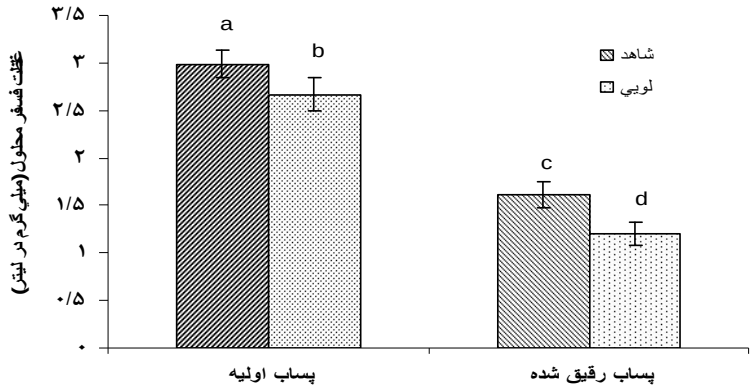


شکل ۳- تأثیر گیاه آبزی لویی بر غلظت متوسط COD پساب در طول زمان.

پژوهش‌ها نشان داده است ترکیبات آلی در محیط‌های آبی در شرایط هوازی به‌وسیله باکتری‌ها و قارچ‌ها تخریب می‌شوند و اکسیژن مورد نیاز برای تجزیه هوازی از اتمسفر یا تراوش اکسیژن از ریشه‌های گیاهان بر اثر فرآیند فتوسنتز تأمین می‌شود (هانتر و همکاران، ۲۰۰۱). نتایج به‌دست آمده از این پژوهش کاهش BOD و COD را در طول زمان نشان داد و کاهش آن‌ها می‌تواند بر اثر فرآیندهای مختلفی که در محیط‌های آبی اتفاق می‌افتد باشد زیرا سایر مطالعات کاهش این ۲ پارامتر را در تالاب‌ها به‌وسیله فرآیندهای فیزیکی مانند رسوب‌گذاری و بیولوژیکی مانند تجزیه میکروبی تأیید می‌کنند (نیلر و همکاران، ۲۰۰۳؛ تانگ و همکاران، ۲۰۰۹). همان‌طورکه نتایج نشان داد در کاهش غلظت COD در تیمارهای گیاه لویی و بدون گیاه تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد و می‌توان بیان کرد گیاه لویی تأثیر زیادی در کاهش غلظت COD نداشته و آن به این معنی است که در کاهش آن

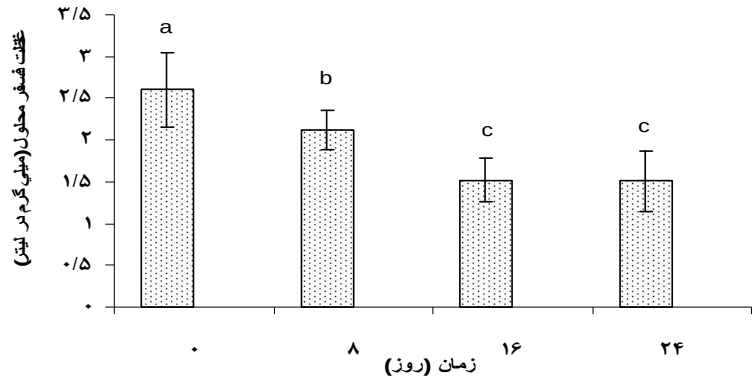
فرآیندهای تجزیه میکروبی و رسوب‌گذاری نقش مؤثرتری دارند و نتایج مطالعات گذشته نیز موافق با این نتیجه بود (سیریا و همکاران، ۲۰۰۵؛ تانگ و همکاران، ۲۰۰۹). در این مطالعه تیمار گیاه لویی با پساب اولیه در ۸ روز دوم نسبت به تیمار بدون گیاه در کاهش غلظت BOD به‌طور معنی‌داری ۳٦ درصد مؤثرتر بود، همچنین نتایج سایر پژوهش‌گران کارایی گیاه لویی را در کاهش غلظت BOD نشان دادند (سیریا و همکاران، ۲۰۰۵). می‌توان بیان کرد گیاهان آبزی با ایجاد یک زیستگاه مناسب در منطقه رایزوسفری ریشه برای میکروارگانیسم‌های هوازی به‌طور غیرمستقیم در تجزیه مواد آلی نقش دارند.

تأثیر گیاه آبزی لویی بر غلظت فسفر محلول پساب: مقایسه اثر گیاه آبزی لویی بر غلظت متوسط فسفر در ۲ حالت پساب نشان داد، غلظت متوسط آن در تیمار پساب اولیه و رقیق شده گیاه لویی نسبت به شاهد به‌طور معنی‌داری به‌ترتیب ۱۱ و ۲۵/۵ درصد کم‌تر بود (شکل ٤).



شکل ٤- تأثیر گیاه آبزی لویی بر غلظت متوسط فسفر محلول در پساب اولیه و رقیق شده.

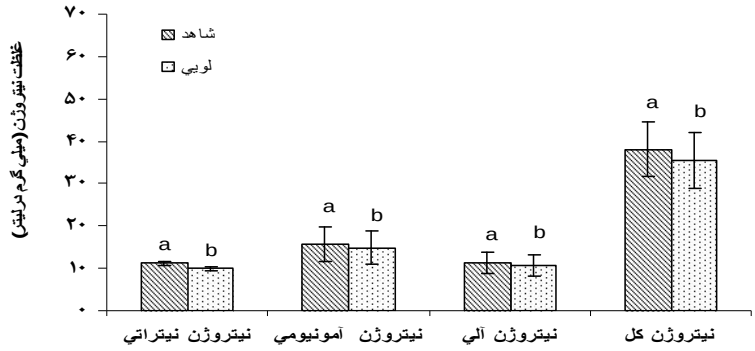
تأثیر تیمار گیاه آبزی لویی بر غلظت متوسط فسفر در طول زمان نشان داد، غلظت آن با افزایش زمان کاهش یافت به‌طوری‌که در مدت ۲٤ روز ٤۲ درصد کاهش غلظت فسفر اتفاق افتاد و در زمان دوم و سوم اختلاف معنی‌داری در غلظت آن مشاهده نشد و آن احتمالاً به‌دلیل تجزیه فسفر آلی در این زمان‌ها می‌باشد (شکل ۵).



شکل ۵- تأثیر گیاه آبزی لویی بر میانگین غلظت فسفر محلول (پساب اولیه و رقیق شده) درطول زمان.

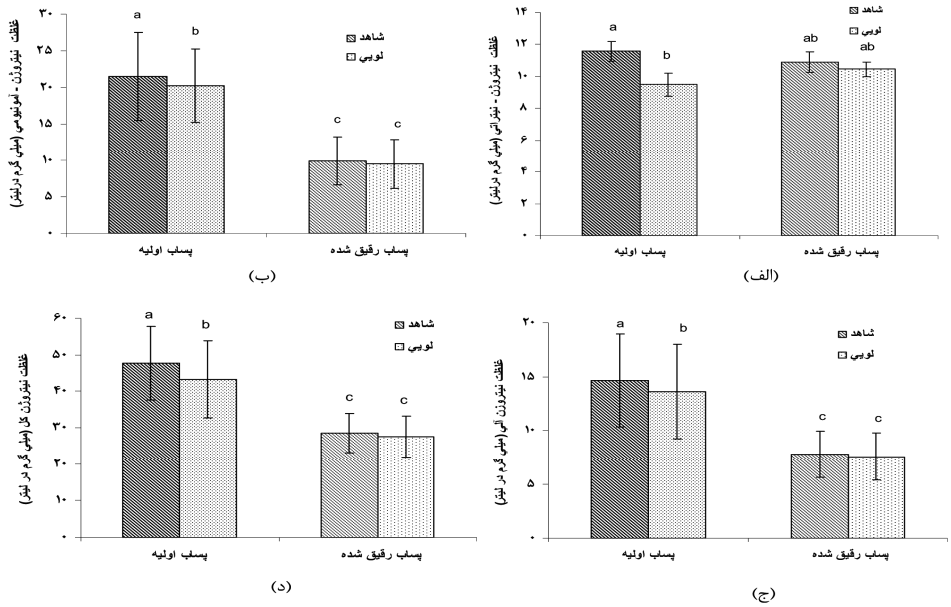
با توجه به نتایج به‌دست آمده می‌توان بیان کرد تیمار گیاه آبزی لویی در کاهش فسفر نسبت به تیمار بدون گیاه نقش مؤثرتری دارد و مطالعات گذشته این نتیجه را تأیید می‌کنند و نشان دادند تأثیر گیاه لویی در کاهش فسفر پساب بین ۲۰-۸ درصد است (سیریا و همکاران، ۲۰۰۵؛ تانگ و همکاران، ۲۰۰۹). بنابراین این گیاه نقش مهمی در کاهش غلظت فسفر دارد. همچنین گیاهان آبزی با حمایت بیش‌تر از باکتری‌ها سبب افزایش جذب میکروبی فسفر در منطقه رایزوسفر گیاهی می‌شوند (ورکر و همکاران، ۲۰۰۲). 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 به‌خاطر جذب به‌وسیله جلبک‌ها و باکتری‌ها و رسوب‌گذاری شیمیایی فسفر با کلسیم، آهن و آلومینیوم می‌باشد (ردی، ۱۹۸۳؛ ایامچاتوراپاتر و همکاران، ۲۰۰۷). هم‌چنین وجود شرایط هوازی در برداشت فسفر در تیمارهای مختلف مؤثر است زیرا در آن شرایط Fe^{2+} به Fe^{3+} تبدیل می‌شود و رسوب‌گذاری فسفر با آهن افزایش می‌یابد (تانگ و همکاران، ۲۰۰۹). به‌طورکلی با توجه به مطالعات انجام شده و نتایج به‌دست آمده می‌توان بیان کرد در کاهش غلظت فسفر در طول زمان فرآیندهای مختلفی تأثیر دارند با این وجود تأثیر تیمارهای گیاه لویی نسبت به تیمار بدون گیاه در کاهش غلظت آن به‌طور متوسط در حدود ۱۸/۵ درصد بیش‌تر بود.

تأثیر گیاه آبزی لویی بر غلظت فرم‌های مختلف نیتروژن پساب: تأثیر تیمار گیاه لویی بر غلظت‌های متوسط نیترات، آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل نشان داد (شکل ٦)، غلظت آن‌ها در تیمار گیاه لویی نسبت به شاهد به‌طور معنی‌داری به‌ترتیب ۱۱، ۵، ٦ و ۷ درصد کم‌تر بودند.



شکل ٦- تأثیر گیاه آبزی لویی بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن.

مقایسه اثر تیمار گیاه آبزی لویی بر غلظت متوسط نیترات، آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل در ۲ حالت پساب نشان داد غلظت آن‌ها در تیمار گیاه لویی در پساب اولیه نسبت به شاهد به‌طور معنی‌داری به‌ترتیب ۱۸، ٦، ۷ و ۹ درصد کم‌تر بودند و کاهش غلظت آن‌ها در تیمار گیاه لویی نسبت به شاهد در پساب رقیق شده معنی‌دار نبوده است (شکل ۷، الف، ب، ج و د).



شکل ۷- تأثیرگیاه آبزی لویی بر غلظت متوسط نیتروژن در پساب اولیه و رقیق شده
الف: نیترات، ب: آمونیوم، ج: نیتروژن آلی و د: نیتروژن کل.

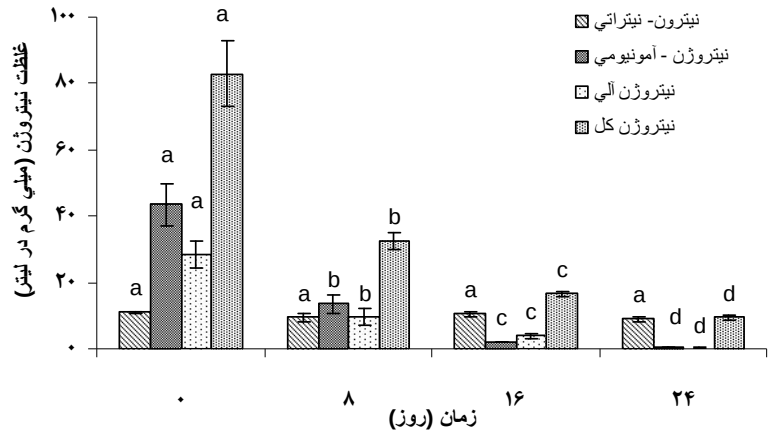
نتایج نشان داد اثر گیاه لویی بر کاهش فرم‌های مختلف نیتروژن در پساب اولیه نسبت به تیمار بدون گیاه مشهودتر است و در پساب رقیق شده تأثیر گیاه در حذف نیتروژن احتمالاً به‌علت غلظت کم‌تر سایر عناصر غذایی و در نتیجه رشد کم‌تر گیاهان، کم‌تر بوده است و می‌توان بیان کرد تالاب‌های بدون گیاه نیز در کاهش نیتروژن کارایی دارند زیرا در پژوهشی دیگر، نقش مؤثرتر فرآیندهای دنیتریفیکاسیون و نیتریفیکاسیون در برداشت نیتروژن نسبت به جذب گیاهی تأیید شده است (زیمو و همکاران، ۲۰۰٤). با این وجود نتایج کلی پژوهش تأثیر بیش‌تر تالاب‌های مصنوعی گیاهی در حذف مواد غذایی نسبت به تالاب‌های مصنوعی بدون گیاه را نشان داد و این نتیجه مشابه با نتایج سایر پژوهش‌ها بود (هانتر و همکاران، ۲۰۰۱؛ کریستین و لاشلان، ۲۰۰۵). زیرا در تالاب‌های گیاهی علاوه‌بر جذب گیاهی مواد غذایی، ریشه‌های گیاهان یک زیستگاه مناسب برای فعالیت‌های میکروبی فراهم می‌کنند و سبب افزایش جمعیت‌های میکروبی در این تالاب‌ها نسبت به تالاب‌های بدون گیاه می‌شوند و از طرفی در حذف مواد غذایی در همه تالاب‌ها فرآیندهای میکروبی نقش اصلی دارند (زیمو و همکاران، ۲۰۰٤). همچنین گیاهان آبزی با انتشار اکسیژن به‌وسیله فرآیند فتوسنتز در محیط‌های آبی اکسیژن لازم برای اکسید آمونیوم به نیترات را به‌وسیله باکتری فراهم می‌کنند، ضمن این‌که فرآیند تنفس گیاهی می‌تواند سطح اکسیژن در تالاب‌ها را کاهش داده و فرآیند دنیتریفیکاسیون را فعال کند و نیترات را به گاز نیتروژن تبدیل نماید (چانگ و همکاران، ۲۰۰۹).

نتایج به‌دست آمده از این مطالعه و سایر 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 (سیریا و همکاران، ۲۰۰۵؛ تانگ و همکاران، ۲۰۰۹).

با توجه به نتایج به‌دست آمده گیاه لویی در کاهش آمونیوم تأثیر قابل‌توجه‌ای نداشت و ردی (۱۹۸۳) بیان کرده است سریع ناپدید شدن آمونیوم بر اثر فرآیند نیتریفیکاسیون و تبخیر در سیستم‌های گیاهی و بدون گیاه باعث شده تا گیاهان کم‌تر بتوانند آمونیوم را جذب نمایند. هم‌چنین این پژوهش تأثیر بیش‌تر تیمارهای گیاهی را در تجزیه نیتروژن آلی نشان می‌دهد و مطالعات انجام شده در گذشته نیز تجزیه بیش‌تر مواد آلی را در بیش‌تر اوقات در بسترهای گیاهی نشان دادند و بیان کردند این اثر می‌تواند به‌دلیل انتشار اکسیژن مورد نیاز برای تجزیه مواد آلی از ریشه گیاهان باشد (هانتر و همکاران، ۲۰۰۱).

همچنین تأثیر تیمار گیاه آبزی لویی در زمان‌های مختلف بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن نشان داد، غلظت نیترات در زمان‌های مختلف تقریباً ثابت بود و غلظت‌های متوسط آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل در تیمار گیاه لویی با گذشت زمان به‌طور معنی‌داری کاهش یافتند و در

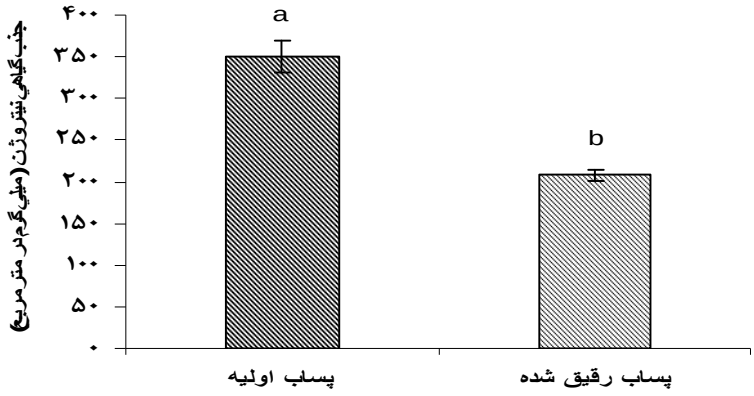
غلظت آن‌ها در طول ٢٤ روز به‌ترتیب ۹۹، ۹۹/۵ و ۸۸/۵ درصد کاهش مشاهده شد. هم‌چنین در کاهش غلظت متوسط آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل زمان اول بیش‌ترین تأثیر را داشت و به‌ترتیب ٦٩، ٦٦ و ٦٠ درصد از کاهش غلظت آن‌ها در این زمان ماند اتفاق افتاد (شکل ۸).



شکل ۸- تأثیر گیاه آبزی لویی بر میانگین غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن (پساب اولیه و رقیق شده) در طول زمان. میانگین‌ها در ستون‌های با الگوی یکسان که حروف مشترکی دارند براساس آزمون LSD در سطح احتمال ۰/۰۵ معنی‌دار نمی‌باشند

پژوهش‌ها نشان داده است مکانیزم‌های مؤثر در کاهش و تغییر و تحول فرم‌های مختلف نیتروژن در طول زمان در تالاب‌ها شامل فرآیندهای آمونیفیکاسیون (تبدیل نیتروژن آلی به آمونیوم را که توسط میکروارگانیسم‌ها انجام می‌شود)، نیتریفیکاسیون (فرآیند اکسید بیولوژی آمونیوم به نیترات)، دنیتریفیکاسیون (تبدیل نیترات به گاز نیتروژن تحت شرایط غیرهوازی)، تبخیر آمونیاک (تبدیل آمونیوم به آمونیاک) و جذب گیاهی است (کیوایسی، ۲۰۰۱). به‌طورکلی با توجه به نتایج به‌دست آمده می‌توان بیان کرد فرم‌های مختلف نیتروژن در طول زمان روند کاهشی داشته‌اند و فرآیندهای میکروبی ذکر شده در تغییر و تحول و کاهش آن‌ها نقش مؤثری داشته‌اند. کاهش بیش‌تر غلظت آمونیوم در زمان ماند اول احتمالاً به‌علت pH بالاتر پساب در این زمان است که در شکل ۱ نیز قابل مشاهده می‌باشد. زیرا تصعید گاز نیتروژن به‌صورت گاز آمونیاک در $pH > ۷/۵$ دارای اهمیت است (ردی، ۱۹۸۳).

مقایسه تأثیر گیاه آبزی لویی بر جذب نیتروژن در ۲ حالت پساب نشان داد، مقدار جذب گیاهی آن در پساب اولیه در مقایسه با پساب رقیق شده به‌طور معنی‌داری (٤ درصد) بیش‌تر بود (شکل ۹) و درصد جذب گیاهی نیتروژن پساب‌ها به‌طور متوسط حدود ۳ درصد بود.



شکل ۹- جذب نیتروژن موجود در پساب اولیه و رقیق شده توسط گیاه لویی پس از ۲٤ روز.

نتایج پالایش چند تالاب گیاهی استفاده شده برای تیمار فاضلاب نشان داد جذب گیاهی نیتروژن بین ۱۹-۳ درصد است (کریستین و لاشلان، ۲۰۰۵). نتایج به‌دست آمده از این پژوهش نشان می‌دهد مقدار متوسط جذب گیاهی نیتروژن پساب‌ها حدود ۳/۵ درصد است. تأثیر کم‌تر گیاهان در جذب نیتروژن در مقایسه با سایر مطالعات احتمالاً به‌علت متفاوت بودن تراکم گیاهان، زمان ماندگاری، دما، اندازه سیستم و نوع آب آلوده می‌باشد.

نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج، سیستم‌های گیاهی در مقایسه با سیستم‌های بدون گیاه در برداشت فسفر و نیتروژن به‌ترتیب حدود ۱۸ و ۷ درصد در کاهش این عناصر از پساب نقش مؤثرتری داشتند و در پایان این نتیجه کلی قابل تصور است که روش‌های پالایش آب‌های آلوده توسط گیاهان آبزی راه‌کاری مناسب برای حذف عناصر غذایی محسوب می‌شوند که علاوه‌بر هزینه کم، فناوری ساده و مصرف انرژی پایین در اصلاح و بهبود محیط زیست نقش مؤثری دارند و همچنین استفاده این گیاه برای تولید سوخت، الیاف و کود می‌توانند به‌عنوان یک گیاه مناسب برای پالایش بیولوژیکی (ثانویه) آب‌های آلوده جایگزین روش‌های متداول گردد.

منابع

1.Bavor, H.J., and Mitchell, D.S. 1994. Wetland Systems in water Pollution Control. Pergamon, New York, Pp: 24-28.

2.Bermner, J.M. 1965. Inorganic form of nitrogen. P 1149-1178, In: Black, C.A., Evans, D.D., Ensminger, L.E., White, J.L. and Clark, F.E.A. (eds.), Method of Soil Analysis. Part 2 (second edition.), Am. Soc. Agron. Madison.

3.Bremner, J.M., and Mulvaney, C.S. 1982. Nitrogen-Total. P 595-624, In: Miller, R.H., Page, A.L., and Keeney, D.R. (eds.), Methods of Soil Analysis Part 2 (second edition.), Am. Soc. Agron. Madison.

4.Camargo, J., and Alonso, A. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. J. Environ. Int. 32: 831-849.

5.Chang, H., Yang, X., and Fang, H. 2009. In situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial plant intergrated system. J. Zhej. Univ. Sci. 17: 521-531.

6.Christian, R., and Lauchlan, H. 2005. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. J. Biol. Technol. 96: 1039-1047.

7.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.

8.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.

9.Iamchaturapatr, J., Won Yi, S., and Rhee, J.S. 2007. Nutrient removals by 21 aquatic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland. J. Ecol. Engin. 29: 287-293.

10.Kivaisi, A.K. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. J. Ecol. Engin. 16: 545-560.

11.Lin, Y.F., Jing, S.R., Wang, T.W., and Lee, D.Y. 2002. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. J. Environ. Pollut. 119: 413-420.

12.Murphy, J., and Rilly, J.P. 1962. Modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. J. Anal. Chim. Acta. 27: 31-36.

13.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.

14.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. J. Anna. Bot. 9: 213-220.

15.Reddy, K.R. 1983. Fate of nitrogen and Phosphorus in a Waste-water Retention Reservoir Containing Aquatic Macrophytes. J. Environ. Qual. 12: 137-141.
16.Singh, J.P. 1988. A rapid method for determination of nitrate in soil and plant extract. J. Plant. Soil. 110: 137-139.
17.Smith, S.G. 2000. Typhaceae, Flora of North America. Vol. 22. Oxford, New York, 204p.
18.Standards methods for the examination of water and wastewater. 1992. First ed, American Public health association (APHA), Washington, D.C. 1500p.
19.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. J. Water. Air. Soil. Pollut. 197: 61-73.
20.Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. J. Sci. Environ. 380: 48-65.
21.Werker, A.G., Dougherty, J.M., Mchenry, J.L., and Van Loon, W.A. 2002. Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. J. Ecol. Engin. 19: 1-11.
22.Yang, L., Chang, H.T., and Huang, M.N.L. 2001. Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation. J. Ecol. Engin. 18: 91-105.
23.Zimmo, O.R., Van der Steen, N.P., and Gijzen, H.J. 2004. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilisation ponds. J. Wat. Res. 3: 8913-92.

Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

J. of Water and Soil Conservation, Vol. 20(5), 2013
http://jwsc.gau.ac.ir

Role of typha latifolia aquatic plant in nitrogen and phosphorus removal from treated municipal waste water

***S. Samimi Loghmani[1], A. Abbaspour[2], M. Ghasemzadeh Ganjehie[3] and H. Semsar[4]**

[1]M.Sc. Student, Dept. of Soil Science, Shahrood University of Technology,
[2]Assistant Prof., Dept. of Soil Science, Shahrood University of Technology,
[3]M.Sc. of Center of Agronomy and Natural Resources Researches, Khorasan Razavi,
[4]M.Sc. Student, Dept. of Soil Science, Mashhad University of Ferdowsi
Received: 07/24/2011; Accepted: 09/10/2012

Abstract

Effluent generally includes nutrient elements like nitrogen and phosphorus. Its discharge to water resources leads to an increase in the growth of different types of algae and at last eutrification. Hence it is necessary to decrease the amount of phosphorus and nitrogen as much as possible before discharging of effluent to water resources. The use of aguatic plants is one of the effective methods for refining nitrogen and phosphorus in polluted water. For this propose, an experiment was conducted on thypha latifolia with 4 treatments and three replicates in a completely randomized design with factorial arrangement in experimental reactors with the batch. Treatments included effluent along with the plant, effluent diluted (dilution grade 1 / 2) with the plant and control (no plant) in two cases (initial and diluted effluents). Parameters of nitrate, ammonium, organic nitrogen, total nitrogen, dissolved phosphorus, BOD and COD in time of 8, 16 and 24 days in effluent samples and total nitrogen of plant tissue at the beginning and end of experimental period were measured. The results showed that the concentration of nitrate, ammonium, organic nitrogen, total nitrogen and dissolved phosphorus in plant treatment was significantly lower than treatment without the plant and there was non significant difference in pH values of the treatments. Typha latifolia aquatic plant was efficient in the reduction of BOD of initial effluent only in second time. It is concluded that, influence of plant system are more significantly efficient than without plant system in the decrease of concentration of nitrogen and phosphorus nutrient elements.

Keywords: Effluent, Nitrogen, Phosphorus, Typha latifolia aquatic plant

* Corresponding Author; Email: sarasamimi40@yahoo.com