محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره۷۳، شماره۴، زمستان ۱۳۹۹
صفحات ۶۷۷ تا ۶۸۶

حذف نیترات از آب و پساب توسط گیاهان آبزی (Myriophyllum spicatum) و (Ruppia maritima)

مرتضی دری سده[۱]؛ عاطفه چمنی[۲*] و محسن نوروزی مبارکه[۲]

۱- *دانشجوی کارشناسی ارشد آلودگی محیط زیست، واحد اصفهان(خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران*

۲- *استادیار گروه علوم محیط زیست، واحد اصفهان(خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران*

(تاریخ دریافت۹۹/۰۳/۱۹-تاریخ پذیرش۹۹/۰۵/۲۱)

چکیده:

روش‌های متعددی برای حذف نیترات وجود دارد که اغلب بسیار هزینه‌بر هستند. استفاده از گیاهان آبزی به دلیل هزینه کم و سازگاری با محیط زیست، سال‌هاست که توجه محققان را به خود جلب نموده است. به منظور استفاده از دو نوع گیاه *Myriophyllum spicatum* و *Ruppia maritima* در حذف نیترات، آزمایشی در سه تیمار و سه تکرار با جریان بسته در آکواریوم طراحی شد. نیازهای زیستی لازم برای رشد گیاهان مورد مطالعه در آکواریوم فراهم شد. زمان ماند، یک ماه در نظر گرفته شد و تغییرات نیترات هر سه روز یکبار و در کل، ۱۰ بار توسط دستگاه اسپکتروفتومتر مدل *Unic* ۲۱۰۰ ثبت گردید. در کلیه تیمارها به جز دوره زمانی ۶، تفاوت معنی دار در میزان جذب نیترات بین گیاهان مورد مطالعه وجود دارد. در پایان روز ۳۰، شاخص درصد حذف *M. spicatum*، ۸۷/۱۳ و *R.maritima*، ۹۲/۵۳ بدست آمد. وزن خشک *R.maritima* در پایان آزمایش افزایش معنی دار داشته که نشان دهنده قابلیت آن در استفاده از نیترات به عنوان ماده مغذی می‌باشد. تفاوت معنی دار میانگین نیترات در نمونه ها با نمونه شاهد طی دوره های زمانی مختلف، بیانگر وجود عاملی به جز تجزیه باکتریایی یعنی حضور گیاهان در این مطالعه است. بر اساس نتایج، این ماکروفیت ها به عنوان یک گزینه مناسب برای کاهش بار نیترات و مواد آلی در آب های آلوده هستند. لازم به ذکر است که لازمه بهبود کیفیت آب و نگهداری از سطح کیفی بدست آمده، کنترل این ماکروفیت ها است تا از بازگشت مواد مغذی موجود در بافت آنها به محیط طی فرآیند تجزیه جلوگیری به عمل آید.

کلید واژگان : *Ruppia maritima* ، *Myriophyllum spicatum* ، نیترات، گیاهان آبزی، پساب‌های کشاورزی.

*نویسنده مسئول؛ تلفن: ۰۳۱۳۵۰۰۲۲۷۴ ایمیل: a.chamani@khuisf.ac.ir

۱. مقدمه

منابع آبی محدودی در دسترس انسان است. تنها ۲/۶۶ درصد از منابع آب شامل دریاچه‌ها، رودخانه‌ها، آب‌های زیرزمینی و یخ‌های قطبی آب شیرین هستند و از این میزان، تنها ۰/۶ درصد آن قابل آشامیدن است (Shrimali and Singh, 2001). آب تالاب‌ها و رودخانه‌ها تحت تأثیر فعالیت‌های شدید و عملکردهای نادرست انسان، با ورود رسوب، حشره‌کش‌ها و آفت-کش‌ها، فاضلاب‌ها و پساب‌های مختلف دچار آلودگی شده‌اند(Wang and Chu, 2016). ترکیبات نیتروژن‌دار آلاینده‌هایی هستند که در صورت ورود به منابع آبی می‌توانند مشکلات جدی مانند غنی شدگی(Eutrophication)(Sumino *et al.*, 2006)، شکوفایی جلبکی، کاهش کیفیت آب و به مخاطره انداختن سلامت انسان را به وجود بیاورند. مصرف گسترده آفت‌کش‌ها و حاصلخیزکننده‌ها همچنین استفاده از پساب در آبیاری، باعث افزایش میزان نیترات در آب شده است.نیترات به خودی خود، خطری برای انسان ندارد، اما تبدیل آن به نیتریت و نیتروزآمین در معده آن را به یک خطر بالقوه و سرطان‌زا تبدیل می-کند. نیترات برای نوزادان و مادران باردار نیز یک خطر جدی محسوب می‌شود، زیرا بعد از جذب به وسیله بدن مادر، در معده جنین تبدیل به نیتریت می‌شود. نیتریت در ترکیب با هموگلوبین، متهموگلوبین را ایجاد می کند که قابلیت ترکیب با اکسیژن را ندارد و به همین دلیل، مانع از اکسیژن رسانی به بدن جنین و بیماری متهموگلوبینمیا (سندرم کودک آبی) می‌شود (Amjadi *et al.*, 2015). نیتروزآمین که یکی از ترکیبات سرطان‌زا در بدن انسان است، از تبدیل نیترات به نیتریت در آب دهان تشکیل می‌شود. بیشینه غلظت قابل قبول نیترات در آب آشامیدنی به شکل نیتروژن نیتراتی ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا و به شکل نیترات، ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر توسط سازمان بهداشت جهانی گزارش شده است (Tsai *et al.*, 2004). به همین علت، منابع آب باید به درستی مدیریت شده و سیستم‌های تصفیه کارآمد، طراحی گردند. حذف نیترات از منابع آبی به واسطه دو گروه از فرآیندهای فیزیکی شیمیایی و زیستی صورت می‌گیرد. در روش های زیستی، باکتری-های دنیتریفیکاسیون، نیترات و نیتریت را به گاز نیتروژن که بی خطر است تبدیل می‌کنند (Prosnansky *et al.*, 2002). برخلاف سایر آلاینده‌ها که نیاز به یک باکتری خاص برای حذف آن‌ها وجود دارد، باکتری‌های دنیتریفیکاسیون در طبیعت در همه جا حضور دارند (Szekeres *et al.*, 2001). این روش، از اقتصادی‌ترین روش‌ها برای حذف نیترات از منابع آبی است که به طور گسترده بوسیله محققین در سراسر دنیا استفاده می شود. گیاهان می‌توانند فیلتر زیستی مناسبی برای انواع مختلفی از آلاینده ها از محیط‌های آبی باشند. گیاهان آبزی به طور طبیعی از طریق مکانیزم‌های رسوب‌گذاری، فیلتر کردن، جذب میکروبی و جذب گیاهی نقش مؤثری در حذف آلاینده‌ها دارند.

مریوفیلوم سبز (*Myriophyllum spicatum*) از گیاهان غوطه‌ور خانواده هالوراگاسه (Haloragaceae)، بومی اروپا، آسیا و شمال آفریقا است. در ایران، بومی است و در دریاچه‌ها و یا دیگر مناطق آبی که گیاهان آبزی بومی ندارند، به سرعت گسترش می یابد. بر اساس نرخ رشد بالا، تاثیر بر جریان آب و تاسیسات صنعتی، مفروش کردن سطح آب و جلوگیری از رسیدن نور به گیاهان بومی آبزی و فراهم آوردن زیستگاه مناسب برای حشرات و پشه ها در

طبقه یک طبقه بندی علف‌های هرز قرار گرفته است (Martin and Coetzee, 2014). این گیاه به واسطه قابلیت جذب آلاینده های مختلف بخصوص فلزات سنگین از آب و پساب، تاکنون مورد توجه بسیاری از محققان قرار گرفته است (Lesage *et al.*, 2007, Keskinkan *et al.*, 2003, Keskinkan *et al.*, 2007, Yan *et al.*, 2010, Milojković *et al.*, 2014). گیاه شورابی (*Ruppia maritima*)، خانواده Ruppiaceae است که در رودخانه‌ها، کانال‌ها، تالاب‌ها، باتلاق‌ها و دریاچه ها رشد می‌کنند. این گیاه در خاورمیانه (ایران، ترکیه، عراق و پاکستان) گسترده است. جانداران مختلفی از آن تغذیه می‌کنند و می‌توانند این گیاه را تا کیلومترها منتقل کنند و باعث انتشار گیاه شوند. در میان سایر گیاهان غوطه ور در آب، بیشترین میزان تحمل به شوری را دارد و بین ۱۶۰تا ۳۹۰ درصد شوری را می‌تواند تحمل کند. اما در برابر تغییرات سریع شوری در محیط، قدرت رشد آن کاهش می‌یابد (Strazisar *et al.*, 2015).

این مطالعه با هدف امکان‌سنجی حذف نیترات از پساب کشاورزی توسط (*M.spicatum*) و (*R.maritima*)، مقایسه کارایی این گیاهان در حذف نیترات از پساب همچنین بررسی تأثیر زمان ماند در میزان جذب نیترات توسط گیاهان مورد مطالعه می‌باشد.

۲. مواد و روش ها

میزان نیترات موجود در پساب کشاورزی در بزرگ‌ترین سرریز پساب کشاورزی واقع در اراضی لنجان اصفهان در سه فصل تابستان، بهار و پاییز اندازه‌گیری شد. به دلیل نزدیک بودن روند آزمایش به شرایط طبیعی، پساب کشاورزی این منطقه در فصل پاییز که به میانگین تقریبی نیترات سه فصل (۲۶۵/۷میلی‌گرم در لیتر) نزدیک‌تر بود، بدون دستکاری مورد استفاده قرار گرفت. شرایط محیطی و نیازهای زیستی لازم برای رشد و تکثیر گیاهان مورد مطالعه در آکواریوم فراهم شد. کف هر آکواریوم جهت عبور جریان آب به وسیله شن درشت پوشش داده شد تا از فاسد شدن ریشه گیاهان و همچنین رشد میکروارگانیسم‌های غیرهوازی مضر جلوگیری شود. سپس به منظور محافظت، ثابت شدن و قابلیت تحرک گیاهان (سهولت در جابه‌جایی) ظروف سفالی تهیه شده و کف و دیواره آن‌ها به منظور تبادل آب، خاک و اکسیژن و همچنین فضا برای بیرون آمدن ریشه جهت دسترسی به مواد غذایی به دقت با مته برقی سوراخ‌کاری شد. داخل هر ظرف از کف به ترتیب مقداری شن به قطر ۳ تا ۴ میلی‌متر، در لایه بعدی مخلوط ماسه و خاک برگ گیاهان آبزی و برگ درختان و لایه آخر به وسیله شن، مجموعاً ۷ سانتی‌متر پوشش داده شده و در نهایت، گیاهان کشت گردید. همچنین با استفاده از پمپ هوا، آب به جریان در آمد. آکواریوم‌ها با دقت و فواصل یکسان جهت برخورداری از نور و دما جای‌گیری و با شیشه پوشش داده شد تا از ورود اجسام خارجی توسط باد و غیره جلوگیری شود. در بخش اول تحقیق گیاهان به صورت مجزا در آکواریوم‌ها کشت داده و سپس، مطابق با تراکم متوسط گیاهان رودخانه (۵ گیاه در هر متر مربع)، برای هر آکواریوم با مساحت ۰/۴ متر، ۲ گیاه در نظر گرفته شد. تغییرات دما نیز بین ۱۸ تا ۲۲ درجه سانتی‌گراد مشابه با شرایط طبیعی در نظر گرفته شد. پس از یک دوره رشد ۲۰ روزه و حصول اطمینان از رشد مناسب، آکواریوم‌ها به آرامی کاملاً تخلیه شده سپس با پساب کشاورزی اصلی پر شد. هر آکواریوم شامل ۱- درپوش عایق جهت جلوگیری از تعریق آب و ورود گرد و غبار و از جنس شیشه جهت عبور نور۲- پمپ هوا جهت ایجاد جریان و اکسیژن‌رسانی ۳- پساب ۴- لایه

ترکیبی شامل گیاه، خاک و بستر رودخانه ۵- لایه شن درشت کف رودخانه می باشد. آکواریوم شاهد شامل همه اجزای اکواریوم های اصلی اما بدون نمونه گیاه طراحی شد تا تاثیر سایر متغیرها حذف گردد و تفاوت نرخ کاهش نیترات در اکواریوم های حاوی گیاهان با نمونه شاهد را تنها بتوان به حضور گیاهان مورد مطالعه نسبت داد. غلظت اولیه نیترات در اکواریوم شاهد، مشابه با سایر اکواریوم ها (۲۶۵/۷میلی‌گرم در لیتر) می باشد. برای شروع از هر آکواریوم سه نمونه آب تهیه و میزان نیترات به روش اسپکتروفتومتری اندازه‌گیری شد. نرخ کاهش نیترات در هر یک از تیمارها ثبت گردید. تغییرات نیترات هر سه روز یکبار و در کل، ۱۰ بار توسط دستگاه اسپکتروفتومتر مدل Unic ۲۱۰۰ اندازه گیری و ثبت گردید. شاخص درصد حذف از تقسیم میزان جذب یا کاهش نیترات توسط هر گیاه در هر بازه زمانی، بر غلظت اولیه نیترات (۲۶۵/۷ میلی-گرم در لیتر) به‌دست می‌آید (Parnian, 2017).

$$RE= ((WC- C)/WC) *100$$

RE= شاخص درصد حذف

WC=غلظت نیترات در نمونه اولیه

C=غلظت نیترات در نمونه نهایی بعد از دوره زمانی مورد مطالعه

برای تعیین وزن تر گیاهان، نمونه های گیاهی با الک برداشت شدند و دو دقیقه بین دو کاغذ خشک‌کن قرار گرفتند و سپس توزین شدند. برای تعیین وزن خشک گیاهان، نمونه‌های گیاه با آب دیونیزه شستشو داده شده و در آون در دمای ۶۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت حرارت داده شدند تا کاملا خشک گردند و سپس با ترازو توزین شدند (Parnian, 2017). شاخص تولید زیست‌توده گیاهان از اختلاف وزن تر خالص گیاه بین دوره‌های زمانی مورد مطالعه بدست می آید.

$$Pr = (FW_2 - FW_1)/\Delta t$$

FW2=وزن تر خالص گیاه (گرم) در زمان ۱

FW1=وزن تر خالص گیاه (گرم) در زمان ۲

Δt= اختلاف بین زمان ۱ و ۲(روز)

نیتروژن در گیاه عمدتاً به صورت ترکیبات آلی، از جمله پروتئین بوده و تنها مقدار ناچیزی از آن به شکل آمونیوم و نیترات یافت می‌شود (حدود دو درصد). بنابراین اندازه‌گیری نیتروژن کل مناسب‌ترین روش برای بیان وضعیت این عنصر در گیاه است. امروزه بهترین روش اندازه‌گیری نیتروژن کل خاک و گیاه استفاده از روش کجلدال (اکسید کردن مرطوب) می‌باشد. نمونه های گیاه خشک شده در آون که برای تعیین شاخص تولید زیست توده استفاده شدند، پودر شده و برای تعیین نیتروژن کل مورد استفاده قرار گرفتند.

شکل ۱- نمای کلی از اکواریوم‌ها

شکل ۲-چپ: آکواریوم حاوی *Myriophyllum spicatum* راست: آکواریوم حاوی گیاه *Ruppia maritima*

برای مقایسه غلظت نیترات آب در دوره‌های زمانی مختلف و همچنین تغییرات میانگین وزن خشک و نیتروژن کل گیاهان مورد بررسی از آنالیز واریانس یک طرفه و آزمون مقایسه میانگین دانکن استفاده گردید. از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۳، برای آنالیز داده ها و از نرم‌افزار Excel جهت رسم نمودارها استفاده گردید.

۳. نتایج

نتایج تجزیه واریانس جدول ۱، نشان می‌دهد در کلیه تیمارها به جز دوره زمانی ۶، تفاوت معنی دار در میزان جذب نیترات بین دو نمونه گیاه و یک نمونه شاهد وجود دارد($P<۰/۰۵$).

جدول۱- آزمون تجزیه واریانس برای مقایسه غلظت نیترات در دوره‌های زمانی مختلف

دوره زمانی	*Fvalue*	*Pvalue*
۳	۵۱/۳۸	*۰/۰۰
۶	۴/۹۰	۰/۰۵۵
۹	۶/۱۴	*۰/۰۳۵
۱۲	۹/۷۱	*۰/۰۱۳
۱۵	۲۶/۳۳	*۰/۰۰۱
۱۸	۵۰/۱۹	*۰/۰۰
۲۱	۱۴۷/۲۴	*۰/۰۰
۲۴	۲۶۵/۰۰	*۰/۰۰
۲۷	۵۲۶/۰۹	*۰/۰۰
۳۰	۶۳۲/۰۲	*۰/۰۰

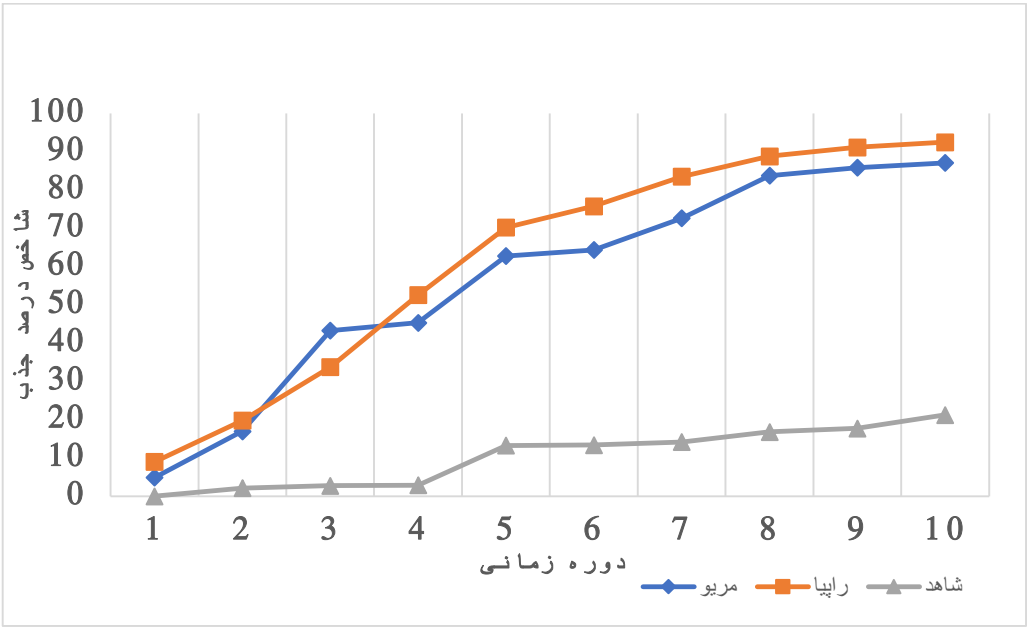
*عدم تفاوت معنی دار در سطح ۹۵ درصد

مقایسه میانگین و انحراف معیار نیترات اندازه گیری شده در دوره‌های زمانی مختلف با استفاده از آزمون دانکن، در جدول ۲ آمده است. مقایسه شاخص درصد جذب نمونه ها با نمونه شاهد و با یکدیگر در حذف نیترات در شکل ۳ آمده است.

جدول ۲- مقایسه میانگین نیترات در دوره های زمانی مورد مطالعه با استفاده از آزمون دانکن

	R.maritima		*M.spicatum*		شاهد	
شاخص درصد حذف	میانگین نیترات	شاخص درصد حذف	میانگین نیترات	شاخص درصد حذف	میانگین نیترات	دوره زمانی
۸/۹۷	۲۴۱/۸۶±۳/۱۸ b	۴/۸۸	۲۵۲/۷۳۳۳±۳/۸۴ b	۰	۲۶۵/۷±۰ a	روز ۳
۱۹/۷۷	۲۰۸/۶۰±۲۰/۹۵ c	۱۶/۹۹	۲۱۵/۸۳۳±۳۱/۲۵ b	۲/۱۴	۲۶۰±۲ a	روز ۶
۳۳/۷۶	۱۷۱/۱۳±۵۵/۰۳ b	۴۳/۲۸	۱۴۶/۵۳±۴۵/۰۷ b	۲/۷۶	۲۵۸/۳±۰/۰۵ a	روز ۹
۵۲/۵۶	۱۲۲/۴۰±۵۵/۳۸ b	۴۵/۳۵	۱۴۱/۰±۴۴/۰۳ b	۲/۸۹	۲۵۸±۰/۲ a	روز ۱۲
۷۰/۲۳	۶۸/۶۳±۴۹/۳۹ b	۶۲/۷۷	۸۵/۸۳±۱۶/۱۹ b	۱۳/۲۳	۲۳۰/۵۳±۱/۰ a	روز ۱۵
۷۵/۷۷	۵۵/۷۶±۳۶/۴۱ b	۶۴/۳۵	۸۲/۰۶۷±۱۶/۱۰ b	۱۳/۳۶	۲۳۰/۲±۰/۲ a	روز ۱۸
۸۳/۵۴	۳۷/۵۳±۱۰/۸۰ b	۷۲/۶۴	۶۲/۴۰±۲۳/۲۰ b	۱۴/۱۷	۲۲۸/۰۳±۰/۰۵ a	روز ۲۱
۸۸/۸۵	۲۵/۷۶±۱۰/۳۳ b	۸۳/۷۷	۳۷/۵۰±۱۸/۵۵ b	۱۶/۸۲	۲۲۱±۰ a	روز ۲۴
۹۱/۱۵	۱۹/۳۳±۸/۵۰ b	۸۵/۸۵	۳۰/۹۳±۱۱/۸۳ b	۱۷/۷۳	۲۱۸/۵۶±۱/۲۰ a	روز ۲۷
۹۲/۵۳	۱۵/۶۳±۱/۳۵ b	۸۷/۱۳	۲۶/۹۳±۱۲/۷۴ b	۲۱/۲۵	۲۰۹/۲۳±۱/۹۸ a	روز ۳۰

حروف مشابه= عدم تفاوت معنی دار



شکل ۳- مقایسه کارایی گیاهان مورد مطالعه و نمونه شاهد در حذف نیترات

نتایج محاسبه شاخص درصد حذف جدول ۲ و آزمون آنالیز واریانس ($P<۰/۰۵$)، نشان می‌دهد *R.maritima* و *M.spicatum* در تمام دوره های زمانی شاخص درصد حذف بالاتری نسبت به نمونه شاهد به خود اختصاص می دهند. تغییرات میانگین وزن خشک گیاهان در زمان شروع و پایان آزمایش در جدول ۳ آمده است. بر اساس نتایج آنالیز واریانس جدول ۳، وزن خشک *R.maritima* در پایان آزمایش یعنی بعد از ۳۰ روز، از وزن خشک اولیه آن بالاتر بوده است($P<۰/۰۵$). در حالی که وزن خشک *M.spicatum* افزایش معنی داری نداشته است($P>۰/۰۵$). غلظت نیتروژن هر دو نمونه گیاه در پایان آزمایش نیز با یکدیگر تفاوت معنی دار نداشت ($P>۰/۰۵$).

جدول ۳- نتایج آنالیز واریانس تغییرات میانگین وزن خشک گیاهان مورد بررسی

گیاه	نیتروژن گیاه	وزن خشک اولیه	وزن خشک نهائی	*Fvalue*	*Pvalue*
R.maritima	۷/۱	۷/۳۷	۱۳/۹۳	۱۶/۱۵۷	*۰/۰۱۶
M.spicatum	۷/۰	۴/۷۶	۷/۰۳	۶/۲۹۰	۰/۰۶۶

۴. بحث و نتیجه گیری

بر اساس نتایج این مطالعه، میانگین نیترات در دوره-های زمانی مختلف تفاوت معنی دار بین اکواریوم گیاهان مورد مطالعه نداشته است و تنها در روز ۶ آزمایش، میانگین نیترات در اکواریوم *M.spicatum* از *R.maritima* بیشتر است. در حالی‌که میانگین نیترات در نمونه ها از نمونه شاهد، کمتر است و تفاوت معنی دار در سطح ۹۵ درصد مشاهده گردید. نمونه شاهد از آب بدون گیاه تشکیل شده است و دارای میزان نیترات اولیه مشابه سایر نمونه ها می باشد. کاهش متناوب نیترات در نمونه شاهد طی دوره های زمانی مختلف، به علت تجزیه باکتریایی نیترات است که در مقیاس پایین صورت می گیرد. تفاوت معنی دار میانگین نیترات در نمونه ها با نمونه شاهد طی دوره های زمانی مختلف، بیانگر وجود عاملی به جز تجزیه باکتریایی یعنی حضور گیاهان در این مطالعه است. سایر مطالعات انجام شده در این زمینه مانند Tang و همکاران (۲۰۰۹) و Ciria و همکاران (۲۰۰۵) نیز کاهش بیش‌تر نیترات در سیستم‌های گیاهی نسبت به سیستم‌های بدون گیاه را تأیید می‌کنند. گیاهان، رسوبات را به محیطی ایده آل برای رشد جامعه میکروبی مصرف کننده نیتروژن مبدل کرده و با حمایت بیش‌تر از باکتری‌ها سبب افزایش جذب میکروبی نیترات در منطقه ریزوسفر می‌شوند (Werker et al. 2002).

در مطالعه Sun و همکاران (۲۰۱۷)، همانند این مطالعه، راندمان ۹۸ درصدی *M.spicatum* در حذف نیتروژن به اثبات رسید. برقعی و همکاران (۲۰۰۲) نیز کارایی تالاب مصنوعی دارای پوشش گیاه نی در حذف نیتروژن را ۷۹/۶۲ درصد گزارش کردند. در پژوهشی دیگر، حذف مواد مغذی بسترهای گیاهی را برای نیتروژن کل ۴۱/۶ درصد گزارش کردند(Vymazal, 2007). پژوهش‌هایKulasekaran و همکاران

(۲۰۱۴) روی گیاه برگ شویدی، Li و همکاران (۲۰۱۵) روی گیاهان آب چکان جاوه، زنبق و ترشک و همچنین تحقیق Fu و همکاران (۲۰۱۵) روی گیاه سوسن صغیر نیز با نتایج این مطالعه مبنی بر قابلیت گیاهان در حذف نیترات یا نیتروژن از بسترهای آبی مطابقت دارد.

Saleh و همکاران (۲۰۲۰)، قابلیت *M.spicatum* در حذف کبالت و سزیم از پساب تصفیه خانه را به ترتیب ۹۰ درصد و ۶۰ درصد اعلام کردند. Aguiar و همکاران (۲۰۱۳) نیز *M.spicatum* را به عنوان گیاه موثر و قابل کاربرد در گیاه پالایی معرفی کردند که قابلیت کاهش COD و BOD و فسفر کل را در ۱۵ روز و نیتروژن آمونیاکی و نیتروژن کجلدال را در ۳۰ روز دارا می باشد.

از لحاظ بصری، ماکروفیت ها رشد قابل توجهی در اکواریوم ها داشتند. وزن خشک *R.maritima* در پایان آزمایش یعنی بعد از ۳۰ روز، از وزن خشک اولیه آن بالاتر بوده است و به عبارت دیگر وزن خشک این گیاه در پایان آزمایش، افزایش یافته است. این قابلیت بیشتر *R.maritima* در افزایش زیست‌توده در مقایسه با *M.spicatum* ممکن است به دلیل خصوصیات فیزیولوژیکی این گیاه و کارایی آن در استفاده از نیترات به عنوان ماده مغذی باشد (Samimi *et al.*, 2013).

از طرفی Knauer و همکاران (۲۰۰۸) نیز قابلیت *M.spicatum* را در افزایش ۶۰ درصدی زیست توده به اثبات رساندند.

بدین ترتیب بر اساس نتایج با توجه به کارایی بالا، هر دو گیاه برای پالایش نیترات از آب های آلوده توصیه می‌گردند. در منطقه لنجان اصفهان، زهاب چندین هکتار شالیزار از طریق کانال‌هایی مستقیم به زاینده‌رود سرریز می‌شوند. با توجه به نتایج این تحقیق می توان پیشنهاد داد با توجه به دبی زهاب خروجی، حوضچه ها یا تالاب های مصنوعی حاوی گیاهان فوق و با زمان ماند مناسب در این نواحی ایجاد گردند که بتواند سهم قابل توجهی در کاهش آلاینده های ورودی به زاینده رود بخصوص نیترات داشته باشد. بر اساس نتایج، این ماکروفیت ها به عنوان یک گزینه مناسب برای کاهش بار نیترات و مواد آلی در آب های آلوده هستند. لازم به ذکر است که لازمه بهبود کیفیت آب و نگهداری از سطح کیفی بدست آمده، کنترل این ماکروفیت ها است تا از بازگشت مواد مغذی موجود در بافت آنها به محیط طی فرآیند تجزیه جلوگیری به عمل آید. در پروژه های متمرکز بر بازیابی آب های آلوده با استفاده از تکنیک گیاه پالایی استفاده از گونه های جوان توصیه می گردد. در مرحله بعد، جمع آوری این گیاهان از محل مورد نظر به کاهش بار این آلاینده ها به ویژه مواد مغذی مانند فسفر و نیتروژن کمک می کند.

از طرفی گیاهان مورد استفاده در این تکنیک را به علت دارا بودن مواد مغذی مانند نیترات و فسفات می توان برای تولید کودها و حاصلخیزکننده ها مورد استفاده قرار داد (Mustafa *et al.*, 2020). مطالعات بیشتر روی رفتار این گونه ها در سیستمی با بار مواد آلی و مغذی بیشتر و کاهش فاصله زمانی نمونه برداریها می تواند به تایید بیشتر نتایج این مطالعه کمک کند و پارامترهای بهینه برای استفاده از این گونه ها در فرآیند گیاه پالایی را معرفی کند.

References

Amjadi, R., Ghourchian, H., Moosavi-Movahedi, A. A. Banaie, A., 2015. Aggregation of adult and fetal hemoglobin by ingested nitrate anions. Progress in Biological Sciences, 5, 261-271.

Boorgheie, M. Noorbakhsh, M., 2002. Investigation of the Isfahan refinery waste water treatability. Journal of Environmental Sciences and Technology, 8,15-24.

Chang, H.-Q., Yang, X.-E., Fang, Y.-Y., Pu, P.-M., Li, Z.-K. Rengel, Z., 2006. In-situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial-plant integrated system .Journal of Zhejiang University Science B, 7,521-531.

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

Fu, X. He, X. Nitrogen and phosphorus removal from contaminated water by five aquatic plants. 2015 International Conference on Mechatronics, Electronic, Industrial and Control Engineering (MEIC-15), 2015. Atlantis Press.

Ghafari, S., Hasan ,M. Aroua, M. K., 2008. Bio-electrochemical removal of nitrate from water and wastewater.A review. Bioresource Technology, 99, 3965-3974.

Gharanjik, B., 2017. First report of *Ruppia maritima* in coastal waters of the Caspian Sea (Golestan Province). Iranian Scientific Fisheries Journal, 26,183-188.

Keskinkan, O., Goksu, M., Yuceer, A. Basibuyuk, M., 2007. Comparison of the adsorption capabilities of Myriophyllum spicatum and *Ceratophyllum demersum* for zinc, copper and lead. Engineering in Life Sciences ,7,192-196.

Keskinkan, O., Goksu, M., Yuceer, A., Basibuyuk, M. Forster, C., 2003. Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (Myriophyllum spicatum). Process Biochemistry, 39,179-183.

Knauer, K., Mohr, S. and Feiler, U., 2008. Comparing growth development of Myriophyllum spp. in laboratory and field experiments for ecotoxicological testing. Environmental Science and Pollution Research-International, 15(4), p.322.

Kulasekaran, A., Gopal, A. John Alexander, J ,.A study on the removal efficiency of organic load and some nutrients from sewage by *Ceratophyllum Demersum-L* .

Lesage, E., Mundia, C., Rousseau, D., Van De Moortel, A., Du Laing, G., Meers, E., Tack, F., De Pauw, N. Verloo, M., 2007. Sorption of Co, Cu ,Ni and Zn from industrial effluents by the submerged aquatic macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. Ecological Engineering, 30,320-325.

Li, J., Yang, X., Wang, Z., Shan, Y. Zheng, Z., 2015. Comparison of four aquatic plant treatment systems for nutrient removal from eutrophied water. Bioresource technology, 179,1-7.

Martin, G. Coetzee, J., 2014. Competition between two aquatic macrophytes, *Lagarosiphon major* (Ridley) Moss (Hydrocharitaceae) and *Myriophyllum spicatum* Linnaeus (Haloragaceae) as influenced by substrate sediment and nutrients. Aquatic Botany, 114,1-11.

Milojković, J. V., Mihajlović, M. L., Stojanović, M. D., Lopičić, Z. R., Petrović, M. S., Šoštarić, T. D. Ristić, M. Đ., 2014. Pb (II) removal from aqueous solution by *Myriophyllum spicatum* and its compost: equilibrium, kinetic and thermodynamic study. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 89,662-670.

Mustafa, H.M. and Hayder, G., 2020. Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. Ain Shams Engineering Journal.

Parnian, A., Chorom, M., Jaafarzadeh Haghighi Fard, N. , 2017. Boron removal from contaminated water by two aquatic plants of *Zannichellia palustris* L. and *Ruppia maritima* L. Journal of Environmental Science and Technology, 19,439-450.

Prosnansky, M., Sakakibara, Y. Kuroda, M., 2002. High-rate denitrification and SS rejection by

biofilm-electrode reactor (BER) combined with microfiltration. Water Research, 36,4801-4810.

Salehzadeh, M. Rezaie, H., 2017. Performance Removal Nitrate and Phosphate from Treated Municipal Wastewater Using *Phragmites australis* and *Typha latifolia* Aquatic Plants. Journal of Civil and Environmental Engineering, 47.3,59-67.

Saleh, H.M., Moussa, H.R., Mahmoud, H.H., El-Saied, F.A., Dawoud, M. and Wahed, R.S.A., 2020. Potential of the submerged plant Myriophyllum spicatum for treatment of aquatic environments contaminated with stable or radioactive cobalt and cesium. Progress in Nuclear Energy, 118, p.103147.

Samimi, L. S., Abbaspour, A., Ghasemzadeh, G. M. Semsar, H., 2013. Role of *Typha latifolia* aquatic plant in nitrogen and phosphorus removal from treated municipal waste water. Journal of water and soil conservation (Journal of agricultural sciences and natural resources), 20,99-114.

Shrimali, M. Singh, K., 2001. New methods of nitrate removal from water. Environmental pollution, 112,351-359.

Strazisar, T., Koch, M. S. Madden, C. J., 2015. Seagrass (*Ruppia maritima* L.) life history transitions in response to salinity dynamics along the Everglades-Florida Bay ecotone. Estuaries and coasts, 38,337-352.

Sumino, T., Isaka, K., Ikuta, H., Saiki, Y. Yokota, T., 2006. Nitrogen removal from wastewater using simultaneous nitrate reduction and anaerobic ammonium oxidation in single reactor. Journal of bioscience and bioengineering, 102,346-351.

Sun, H., Liu, F., Xu, S., Wu, S., Zhuang, G., Deng, Y., Wu, J. Zhuang, X., 2017. *Myriophyllum aquaticum* constructed wetland effectively removes nitrogen in swine wastewater. Frontiers in microbiology, 8,1932.

Souza, F., A., Dziedzic, M., Cubas, S. A. Maranho, L. T., 2013. Restoration of polluted waters by phytoremediation using *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., Haloragaceae. Journal of Environmental Management, 120,5-9.

Szekeres, S., Kiss, I., Bejerano, T. T. Soares, M. I. M., 2001. Hydrogen-dependent denitrification in a two-reactor bio-electrochemical system. Water Research, 35,715-719.

Tang, X., Huang, S., Scholz, M. Li, J., 2009. Nutrient removal in pilot-scale constructed wetlands treating eutrophic river water: assessment of plants, intermittent artificial aeration and polyhedron hollow polypropylene balls. Water, air, and soil pollution, 197,61.

Tsai, H-.H., Ravindran, V., Williams, M. D. Pirbazari, M., 2004. Forecasting the performance of membrane bioreactor process for groundwater denitrification. Journal of Environmental Engineering and Science, 3,507-521.

Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the total environment, 380,48-65.

Wang, J. Chu, L., 2016. Biological nitrate removal from water and wastewater by solid-phase denitrification process. Biotechnology advances, 34,1103-1112.

Werker, A., Dougherty, J., Mchenry, J. Van Loon, W., 2002. Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. Ecological Engineering, 19,1-11.

Yan, C., Li, G., Xue, P., Wei, Q. Li, Q., 2010. Competitive effect of Cu (II) and Zn (II) on the biosorption of lead (II) by *Myriophyllum spicatum*. Journal of Hazardous Materials, 179,721-728.

Zimmo, O., Van Der Steen, N. Gijzen, H., 2004. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilisation ponds. Water Research , 38,913-920.