بررسی میزان آرسنیک، جیوه، روی و مس در گیاهان آبزی کارا (*Chara sp.*)، نی (*Phragmites australis*)، لویی (*Typha latifolia*) و پیزور (*Scirpus bulrush*) در رودخانه دز

منصوره قائنی[1*]
لاله رومیانی[2]
لیلا صفرخانلو[3]

۱، ۲. گروه شیلات، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران
۳. دکتری شیلات

*** نویسنده مسئول مکاتبات**
mansoreh.ghaeni@gmail.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۶/۲۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۱۰/۱۵
کد مقاله: ۱۳۹۳۰۴۰۱۱۲
این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی است.

چکیده

در این مطالعه میزان فلزات سنگین آرسنیک، جیوه، روی و مس چهار گونه بومی از گیاهان آبزی دزفول به نام‌های کارا *Chara sp.*، نی Phragmites *australis*، لویی *Typha latifolia* و پیزور *Scirpus bulrush* در بهار ۱۳۹۳ موردبررسی قرار گرفت. پس از نمونه‌برداری از جنوب رودخانه دز، نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل و با روش‌های استاندارد در اتوکلاو خشک گردیدند و میزان فلزات سنگین ذکرشده در سه بخش ریشه، ساقه و برگ گیاهان با استفاده از دستگاه جذب اتمی در سه تکرار موردسنجش قرار گرفت. نتایج نشان داده که بیش‌ترین میزان فلزات سنگین در ریشه گیاهان دیده شد و صرف‌نظر از گیاه موردمطالعه، بیش‌ترین میزان فلز سنگین متعلق به فلز روی بود که در اندام‌های مختلف گیاهان آبزی بیش‌ترین فراوانی را به خود اختصاص داد که ریشه نی (۳۰۰/۴۱ ppm) بیش‌ترین میزان روی را نشان داد. در کل گیاه نی بالاترین میزان فلزات سنگین را نسبت به سایر گیاهان داشت.

واژگان کلیدی: آرسنیک، جیوه، روی، مس، نی، لویی، پیزور، کارا و رودخانه دز.

مقدمه

گیاهان آبزی یکی از مهم‌ترین بخش‌های یک اکوسیستم آبی را تشکیل می‌دهند و به همراه جلبک‌ها از تولیدکنندگان این اکوسیستم‌ها بشمار می‌آیند. در هر منطقه جغرافیائی، شناسایی گیاهان آبزی و پتانسیل و قابلیت آن‌ها در امر تصفیه اکوسیستم‌های آبزی، امری جدی و حیاتی محسوب می‌گردد (کاظمیان و همکاران، ۱۳۸۳). گیاهان آبزی فیلترهای بیولوژیکی غیرقابل‌جایگزینی هستند که نقش مهمی در نگه‌داری اکوسیستم‌های آبی دارند (Lan *et al*., 2010). در سال‌های اخیر توجه زیادی به تجمع فلزات سنگین توسط گیاهان آبزی شده است که این عمل گیاهان آبزی را گیاه‌پالایی یا Phytoremediation می‌گویند. آن‌ها از طریق ریشه خود می‌توانند مواد آلوده را جذب کنند. مطالعات اخیر ثابت کرده است که گیاهان ماکروفیت آبزی می‌توانند مقادیر زیادی از فلزات سنگین را در بافت‌های خود ذخیره کنند (Arts *et al* ., 2008).

در میان ترکیبات آلوده‌کننده آب، فلزات سنگین از اهمیت بالائی برخوردارند، چون مقاوم هستند و در محیط تجمع زیستی دارند. نیاز قطعی به فنّاوری با هزینه کم و دوست دار محیط‌زیست، برای حذف آلودگی‌ها، به‌ویژه فلزات سنگین، برای بهبود کیفیت آب احساس می‌شود (Foroughi and Toghiani, 2012).

رودخانه دز از دوشاخه اصلی به نام سزار و بختیاری تشکیل‌شده و پس از خروج از منطقه کوهستانی شمال اندیمشک و دزفول وارد جلگه خوزستان می‌شود که پس از عبور از شهر دزفول و طی مسافت پر و پیچ خمی به طول تقریبی ۱۸۶ کیلومتر دربند قیر با رودخانه‌های شطیط و

گرگر یکی شده و کارون را تشکیل می‌دهد که به سمت اهواز روان می‌شود. رودخانه دز ازنظر میزان آبدهی دومین رودخانه ایران محسوب می‌شود که دبی رودخانه به دنبال بارندگی‌های شدید به بیش از یک هزار مترمکعب در ثانیه نیز خواهد رسید (موحد و زاده دباغ، ۱۳۸۹).

گسترش فعالیت‌های کشاورزی، افزایش جمعیت و فعالیت‌های صنعتی در کنار سواحل و رودخانه‌ها منجر به ورود پساب‌های زیادی به این مناطق شده است که یکی از راه‌های کنترل فلزات سنگین ناشی از پساب‌ها و سایر مواد آلوده به‌کارگیری گیاهان آبزی در چنین مناطقی است. کادمیوم، روی و سرب با استفاده از کودهای شیمیائی و کودهای فسفاته به مقادیر زیاد وارد آب رودخانه‌ها می‌شوند. سطح زیر کشت و جمع محصولات زراعی (آبی و دیم) در شهرستان دزفول ۱۲۷۵۴۹ هکتار و ۱۳۲۹۵۶۶ تن است (سازمان جهاد کشاورزی استان خوزستان، ۱۳۸۹). در استان خوزستان آبزی‌پروری محدود به پرورش ماهیان گرمابی می‌شود که در سال ۱۳۸۸ استان خوزستان با ۲۰۸۴۵ تن بیشترین آمار پرورش در ایران را به خود اختصاص داده است (سازمان شیلات ایران، ۱۳۸۹). پس فعالیت‌های کشاورزی و آبزی‌پروری گسترده در این استان بر اکوسیستم‌های آبی تأثیرگذار هستند.

کاربرد فراوان کودهای شیمیائی و آفت‌کش‌ها می‌تواند نقش به سزایی در افزایش فلزات سنگین داشته باشد. کیفیت و کمیت آب رودخانه‌ها تحت تأثیر فاضلاب ورودی نواحی شهری و صنعتی و رواناب نواحی کشاورزی حوضه قرار دارد. زهکشی فاضلاب‌ها، مقدار زیادی از آب‌های آلوده به فلزات سنگین، کودها، آفت‌کش‌های کشاورزی، مواد آلی، شوینده‌ها و آلاینده‌های دیگر را وارد رودخانه می‌کند. تخلیه پساب صنایع ذوب و آبکاری فلزات مانند مس، سرب و نیکل، روی، کروم و کادمیوم، هم‌چنین پساب واحدهای شیمیایی می‌تواند منجر به تجمع فلزات در رسوبات شود. درصد مواد آلاینده آب‌ها دریاچه‌ها و رودخانه‌ها با اکوسیستم‌های بسته مانند مخازن آب متفاوت است. مهم‌ترین عوامل برحسب حدود میزان آلایندگی در رودها و دریاچه‌ها به ترتیب شامل موارد زیر هستند:

لجنی شدن، دگرگونی و تخریب زیستگاه، مواد پاتوژن، مواد مغذی آلاینده، فلزات آلاینده، تغییرات اسیدی ته، مواد مخرب، مواد آلی یا ارگانیک، کاهش اکسیژن محلول و سایر موارد. نگرانی در مورد آثار درازمدت فلزات سنگین به‌عنوان آلاینده‌های زیست‌محیطی افزایش‌یافته است و مشخص‌شده که پایش زیستی می‌تواند روش مطلوب و رضایتمندی برای اندازه‌گیری میزان فلزات سنگین و در دسترس بودن زیستی آن‌ها باشد. به دلیل پیچیدگی‌های شناسایی آثار زیستی در زیستگاه، اندازه‌گیری مقادیر آلاینده منطقی‌تر است. گیاهان آبزی به سبب قرار داشتن در اکوسیستم شاخص‌های مفیدی برای آلودگی فلزات سنگین هستند (مرادی و همکاران، ۱۳۹۰). مهم‌ترین آن‌ها آهن، مس، سرب و منگنز هستند. گاهی روی، جیوه و آلومینیوم نیز در برخی سطوح باعث آلودگی آب‌ها می‌شوند. این فلزات بر تمامی مصرف‌کنندگان آب‌ها ازجمله انسان تأثیرات سویی دارند. آرسنیک یک آلاینده مهم محیطی است که از طریق خاک‌های آلوده و گیاهان وارد زنجیره‌های غذایی شده و تهدیدی جدی برای سلامتی انسان‌ها محسوب می‌شود (پرمهر و کریمی، ۱۳۹۰).

غلظت طبیعی جیوه موجود در خاک، کمتر از آن مقداری است که بتواند از طریق جذب در دسترس گیاهان قرار گیرد. بنابراین این مقدار در مقایسه با غلظت‌هایی از این عنصر که درنتیجه کاربرد لجن فاضلاب وارد خاک می‌شود، کم‌خطر است (کریم پور و همکاران،۱۳۸۹). سرب، جیوه و نیترات در خاک به‌طور طبیعی وجود دارند، اما براثر سوخت کارخانه‌ها، منازل و اتومبیل‌ها می‌تواند به محیط‌زیست یا هوا انتقال یابد.

عبادتی و همکاران (۱۳۸۴) میزان و نحوه تغییرات فلزات سنگین و اندام‌های گیاهان آبزی و رسوبات تالاب میانکاله را موردمطالعه قراردادند. قناد پور و همکاران (۱۳۸۹) تجمع فلزات سنگین سرب، روی، نیکل و کادمیوم را در گیاه لویی و رسوبات رودخانه بررسی کردند. داوری و همکاران (۱۳۸۹) تجمع فلزات در بستر، برگ و ریشه درختان حرا در استان بوشهر را بررسی کردند. احسانی و همکاران (۱۳۸۹) گیاهان آبزی اکوسیستم‌های آبی خوزستان را بررسی کردند. امینی رنجبر و همکاران (۱۳۸۹) اثر غلظت فلزات سنگین بر میزان کلروفیل a در برگ سه گونه از گیاهان آبزی تالاب انزلی را بررسی کردند. مرادی و همکاران (۱۳۹۰) فاکتور انتقال فلزات سنگین در فرایند گیاه‌پالایی توسط سه گیاه آبزی تالاب انزلی را گزارش دادند.

با توجه به اینکه گونه‌های ذکرشده جزء گونه‌های بومی و مهم در دزفول می‌باشند و برخی از آن‌ها مورد تغذیه ماهیان قرار می‌گیرند لازم است که در اولین مرحله از زنجیره غذایی که گیاهان هستند میزان تجمع این فلزات موردبررسی قرار گیرد. همچنین منطقه دزفول به دلیل کشاورزی فراوان ناگزیر محتمل است که برخی از فلزات سنگین خاک شسته شده و به مناطق آبی که محل زیست این گیاهان آبزی است رسیده باشند و آن‌ها را دچار آلودگی نمایند.

مواد و روش‌ها

حوضه آبریز رودخانه دز که در محدوده چین‌خوردگی‌های زاگرس میانی قرار دارد، ازلحاظ موقعیت جغرافیائی بر اساس سیستم UTM بین "۰ '۴۹ °۲۴ و "۴۰ '۲۵ °۳۰ عرض شمالی و "۹۰ '۹۴ °۳۴ و "۰۴ '۸۹ °۳۵ طول شرقی محدودشده است. محدوده موردمطالعه دارای تابستان‌های گرم و زمستان‌های معتدل است و غالباً تحت تأثیر جریان‌های مدیترانه‌ای در فصول پاییز و زمستان است. نوع اقلیم منطقه طبق روش آمبرژه نیمه‌خشک گرم میانی است. اکثر گیاهان آبزی و نیمه آبزی موجود در این منطقه پایا هستند و در تمام فصول در منطقه وجود دارند (سازمان آب و برق، ۱۳۸۸).

محل اجرای تحقیق در شهرستان دزفول واقع در شمال استان خوزستان هست. منطقه موردمطالعه در شمال، مرکز و جنوب رودخانه دز در دزفول تعیین‌شده‌اند. علت انتخاب این سه منطقه آلودگی‌های مختلف رودخانه دز است، که در شمال بیش‌ترین آلودگی‌ها مربوط به فاضلاب‌های صنعتی، در مرکز خانگی و در جنوب رودخانه آلودگی‌های ناشی از پساب‌های کشاورزی بیش‌ترین سهم را به خود اختصاص می‌دهند.

گیاه آبزی کارا *Chara sp* جلبک سبز مایکروسکوپی است که ساختاری شبیه ساقه و برگ دارد. نی *Phragmites australis*، گیاهی که اکثراً در زمین‌های نیمه باتلاقی یا زمین‌های زراعی که در حاشیه آن‌ها رودخانه‌های نسبتاً بزرگ وجود دارد هستند. لویی *Typha latifolia*، ماکروفیتی آبزی است که در مناطق تالابی، باتلاقی و حاشیه رودخانه یافت می‌شود. پیزور *Scirpus bulrush*، گیاهی چندساله، اغلب ساقه‌ها به‌صورت دسته‌ای و یا انفرادی، ریزوم دار (ریزوم ها غده‌ای- ریشکدار) در رویشگاه‌های آبی و مزارع برنج عمدتاً یافت می‌شوند. به‌عنوان گیاهان هرز طبقه‌بندی می‌شوند.

انتخاب گیاهان موردمطالعه به علت فراوانی گیاهان در این منطقه، در دسترس بودن آن‌ها و بومی بودن است. هم‌چنین در چرخه زیستی می‌تواند به‌عنوان غذای سایر موجودات مصرف شود. فلزات موردمطالعه آرسنیک، جیوه، روی و مس می‌باشند.

گیاه *Chara sp.* با چنگک و *Phragmites australis* با ابزار دست‌چین از شمال رودخانه دز واقع در منطقه علی کله دزفول، گیاه *Typha latifolia* با ابزار دست‌چین از حوزه مرکزی رودخانه دز و گیاه *Scirpus bulrush* با ابزار دست‌چین از قسمت‌های جنوبی رودخانه دز، به علت فراوانی این گیاهان در این مناطق، جمع‌آوری شدند. به علت پایا بودن این گیاهان، آن‌ها همیشه‌سبز و در منطقه به‌طور دائم وجود دارند، ولی فصل بهار بهترین زمان جمع‌آوری آن‌هاست. نمونه‌برداری از سه بخش ساقه، ریشه و برگ گیاهان موردنظر نیز در بهار ۱۳۹۳ صورت گرفت تا میزان تجمع فلزات سنگین در این سه بخش مشخص گردد.

نمونه‌ها با آب مقطر شستشو داده شدند و اندام‌های گیاهی از هم جدا گردیدند. سپس هر نمونه به‌طور جدا در ظروف پتری دیش علامت‌گذاری شده، قرار گرفت و در دستگاه اتوکلاو به مدت ۴۸ ساعت و در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. پس از خشک شدن، نمونه‌ها خرد و الک گردیدند. سپس ۱ گرم از هر نمونه با ترازو وزن شد و برای هضم نمونه‌ها درون ظروف پلاستیکی ریخته و روی حمام آبی با دمای داخلی ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. ابتدا ۵ میلی‌لیتر اسید فلئوریدریک به نمونه‌های گیاهی و رسوبات اضافه شد. سپس ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک و ۵ میلی‌لیتر اسیدکلریدریک مجدداً اضافه گشت. پس از اتمام هضم، نمونه‌ها از صافی رد شده و توسط اسید نیتریک ۴ درصد به حجم ۲۰ میلی‌لیتر رسانده شد (ASTM, 2000). نمونه‌های هضم شده برای تزریق به دستگاه جذب اتمی مدل فیلیپس P.U.9400 درون ظروف پلی‌اتیلنی

دربسته ریخته شد. ابتدا به‌منظور تهیه استانداردها و محدوده غلظت هر یک از عناصر موردبحث، آنالیز مقدماتی انجام و استانداردهای موردنیاز برای هر عنصر با ۳ تکرار تهیه گردید. از دستگاه ICP جهت اندازه‌گیری میزان جیوه بر اساس روش استاندارد استفاده گردید.

تیمارها شامل : تیمار ریشه هر گیاه، ساقه هر گیاه و برگ هر گیاه آبزی بود که طی مدت‌زمان ۳ ماه در هرماه صورت گرفت. تعداد آزمایش برای هر شاخص بدین‌صورت محاسبه می‌شود:

تعداد آزمایش برای هر شاخص = تعداد تیمارها × تیمار زمانی × تکرار هر آزمایش

برای هر گیاه به‌عنوان فاکتور مستقل، ۴ عنصر با ۳ بخش از هر گیاه با ۳ تکرار طی مدت‌زمان ۹۰ روز به‌عنوان متغیرهای آزمایش، مشخص می‌گردد.

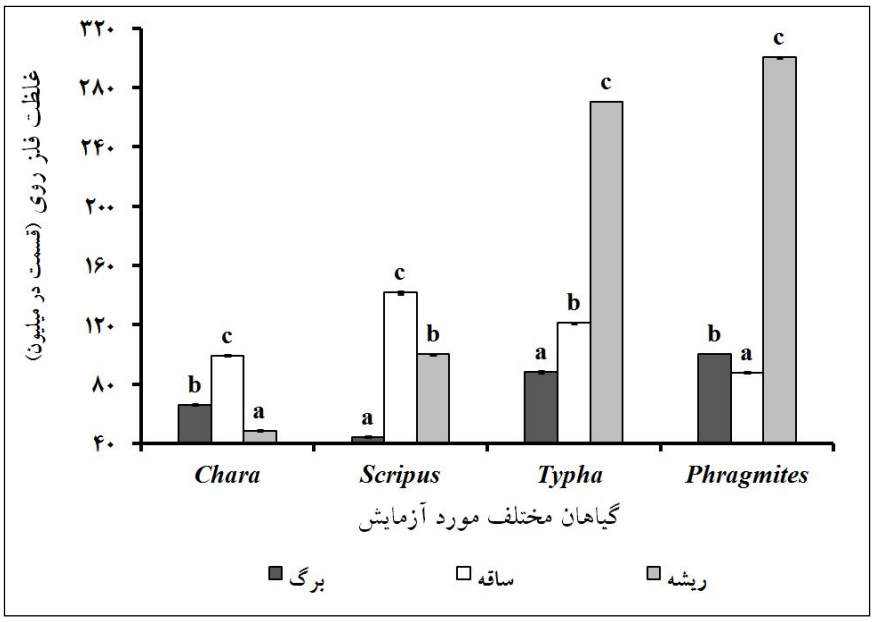
جهت انجام محاسبات آماری و مقایسه کمی داده‌ها (میانگین ± انحراف معیار) از روش آنالیز واریانس یک‌طرفه و آزمون توکی توسط نرم‌افزار spss استفاده شد. جامعه آماری شامل نمونه‌برداری از ریشه، ساقه و برگ گیاهان آبزی است که به‌صورت کاملاً تصادفی صورت گرفت. اختلاف بین میانگین‌ها در تیمارهای مختلف در سطح احتمال ۵ درصد تعیین گردیدند.

نتایج

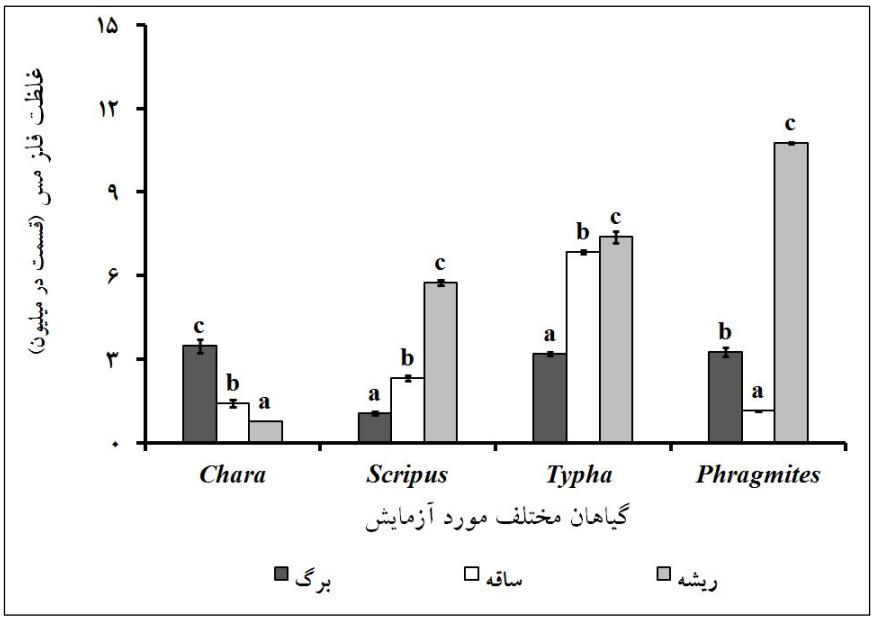
میزان فلزات سنگین روی، مس، جیوه و آرسنیک در نمونه‌های گیاهی در سه بخش برگ، ساقه و ریشه در جدول ۱ آمده است. نمودار مقایسه‌ای میزان فلزات سنگین روی، مس، جیوه و آرسنیک به ترتیب در شکل‌های ۱ تا ۴ آورده شده است.

جدول ۱: میزان فلزات سنگین روی، مس، جیوه و آرسنیک در نمونه‌های گیاهی در سه بخش برگ، ساقه و ریشه در دزفول

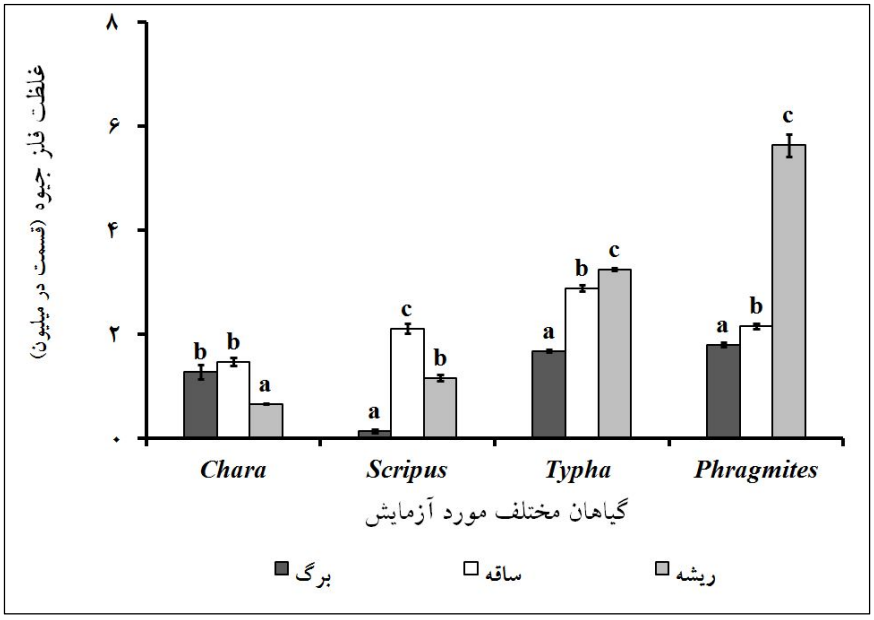
نمونه گیاهی	اندام	Zn(ppm)	Cu(ppm)	Hg(ppm)	As(ppm)
Char asp.	برگ	۶۶/۲۱± ۰/۰۲	۳/۳۶± ۰/۰۰	۱/۳۳± ۰/۰۰	۰/۱± ۰/۰۰
	ساقه	۹۹/۳۳± ۰/۰۳	۱/۳۴± ۰/۰۲	۱/۵۶± ۰/۰۰	۰/۱± ۰/۰۱
	ریشه	۴۸/۶۶± ۰/۰۱	۰/۷۷± ۰/۰۱	۰/۶۶± ۰/۰۰	۰/۰۱± ۰/۰۰
Scirpus bulrush	برگ	۴۴/۳۳± ۰/۰۲	۱/۰۱± ۰/۰۰	۰/۱۱± ۰/۰۱	۰/۲۲± ۰/۰۰
	ساقه	۱۴۱/۶۶± ۰/۰۲	۲/۲۲± ۰/۰۰	۲/۰۱± ۰/۰۰	۰/۲۱± ۰/۰۰
	ریشه	۱۰۰/۲۳± ۰/۰۱	۵/۸۱± ۰/۰۱	۱/۲۱± ۰/۰۰	۰/۱۹± ۰/۰۱
Typha latifolia	برگ	۸۸/۱۱± ۰/۰۳	۳/۱۱± ۰/۰۰	۱/۷± ۰/۰۰	۰/۱۰± ۰/۰۰
	ساقه	۱۲۰/۹۹± ۰/۰۳	۶/۹۰± ۰/۰۰	۲/۹± ۰/۰۱	۰/۱۸± ۰/۰۰
	ریشه	۲۷۰/۲۷± ۰/۰۱	۷/۲۳± ۰/۰۱	۳/۲۲± ۰/۰۰	۰/۲۴± ۰/۰۰
Phragmites australis	برگ	۱۰۰/۲۸± ۰/۰۱	۳/۱۳± ۰/۰۱	۱/۸۱± ۰/۰۰	۰/۱۳± ۰/۰۰
	ساقه	۸۷/۴۷± ۰/۰۱	۱/۱۷± ۰/۰۰	۲/۱۱± ۰/۰۱	۰/۲۴± ۰/۰۱
	ریشه	۳۰۰/۴۱± ۰/۰۲	۱۰/۷۶± ۰/۰۱	۵/۵۲± ۰/۰۱	۰/۶۱± ۰/۰۰



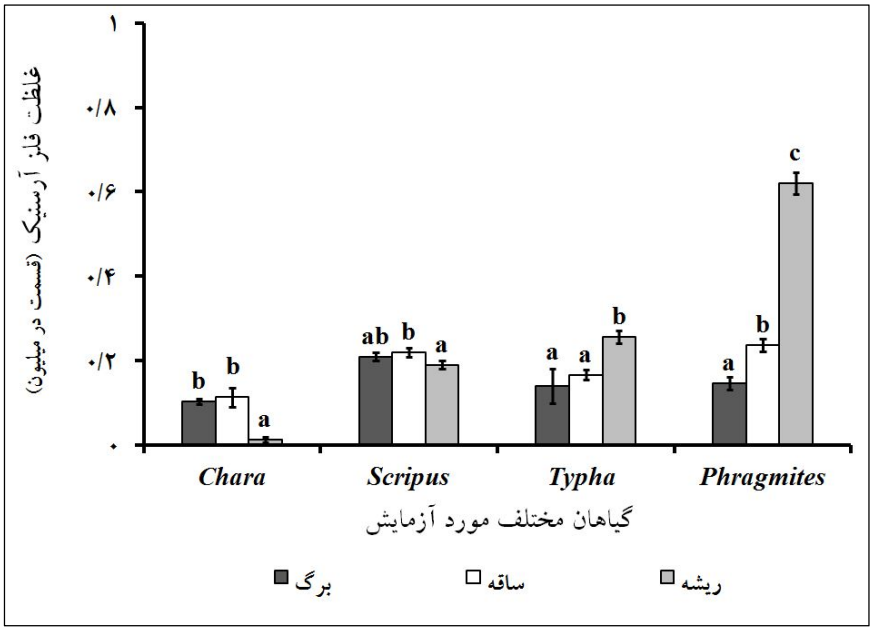
شکل ۱: میزان روی در برگ، ساقه و ریشه گیاهان آبزی کارا *Chara sp.*، نی*Phragmites australis*، لویی *Typha latifolia* و پیزور *Scirpus bulrush* بهار ۱۳۹۳.



شکل ۲: میزان مس در برگ، ساقه و ریشه گیاهان آبزی کارا *Chara sp.*، نی *Phragmites australis*، لویی *Typha latifolia* و پیزور *Scirpus bulrush* بهار ۱۳۹۳.



شکل ۳: میزان جیوه در برگ، ساقه و ریشه گیاهان آبزی کارا *Chara sp.*، نی *Phragmites australis*، لویی *Typha latifolia* و پیزور *Scirpus bulrush* بهار ۹۳.



شکل ٤: میزان آرسنیک در برگ، ساقه و ریشه گیاهان آبزی کارا *Chara sp.*، نی *Phragmites australis*، لویی *Typha latifolia* و پیزور *Scirpus bulrush* بهار ۹۳.

بحث و نتیجه‌گیری

اخیراً توجه زیادی به حذف مواد آلوده با به‌کارگیری گیاهان آبزی شده است. دلایل آن شامل: پتانسیل خطر برای ارگانیسم‌های آبزی به خاطر رهاسازی مقادیر زیاد فلزات سنگین داخل آب و سمی بودن فلزات سنگین، مشکل جدی برای آلوده شدن اکوسیستم‌های آبی به شمار می‌روند. با توجه به میزان آلودگی، گیاهان آبزی به‌عنوان شاخص‌های زیستی در تمام جهان شناخته‌شده‌اند. نقش گیاهان در چرخه زیست-زمین- شیمیائی عناصر بسیار مهم است. هنوز سؤالات زیادی برای محققان در مورد فرایند جذب فلزات، مقدار، شکل و مکان‌های رهاسازی آن‌ها و اثر سمی بودن آن‌ها بر روی متابولیسم گیاهان وجود دارد و فن‌های جدیدی مانند جذب اتمی و اشعه ایکس برای مطالعه فلزات سنگین و چرخه مواد سمی وجود دارد (Padmavathiamma and Li, 2007).

دانستن مقادیر آلاینده در موجود زنده ارزشمند است. مجموعه داده‌های زیاد روی گونه‌های منفرد ممکن است پایه‌ای باشد، برای ایجاد استانداردهای معین و مفید تا ارزیابی و اهمیت غلظت فلزات سنگین موجود در گیاه و محیط آن مشخص گردد؛ اما متغیرهای گوناگونی وجود دارند که می‌توانند بر رابطه دوز ماده آلاینده با واکنش موجود تأثیر بگذارند (Salt *et al*., 1995).

عواملی از قبیل جنس، سن، ترکیب شیمیائی فلز سنگین، فیزیولوژی جذب و دفع عناصر در بدن گونه موردنظر، فاکتورهای فیزیکی و شیمیائی آب محیطزیست موجود زنده، کارکرد عناصر سنگین در اندام‌های مختلف، منابع تولید این فلزات در اطراف زیستگاه در شناخت اهمیت فلزات سنگین مهم هستند. بر اساس نظر محققان پایش مستمر مقادیر آلاینده در تعداد گونه و شناسایی آثار آن، نیاز به درک محدوده وسیعی از عوامل فیزیکی- شیمیائی تا اکولوژیکی، مانند شناسایی تأثیر روابط متقابل گونه با سایر اجزای اکوسیستم، تعیین نرخ انتقال آلاینده در سطوح مختلف، اندازه‌گیری درصد هضم آن دارد که درصد مقاومت گونه‌ها در سطوح مختلف را توصیف می‌کند (Salt *et al*., 1995).

نتایج این مطالعه نشان داد که مقادیر متفاوتی از ۴ فلز سنگین روی، مس، آرسنیک و جیوه در ریشه، برگ و ساقه گیاهان موردمطالعه در نواحی مطالعه شده وجود دارد. تنها انتشار فلز مس در اندام‌های مختلف گیاهان موردمطالعه تفاوت معنی‌دار آماری ندارد (P> ۰,۰۵).

نتایج به‌دست‌آمده در مورد فلزات سنگین مس، روی و جیوه نشان داد که میزان آن‌ها در ریشه بیش از اندام‌های گیاهان موردمطالعه بوده است. در میزان فلزات مطالعه شده، صرف‌نظر از گیاه موردمطالعه، بیشترین میزان متعلق به فلز روی است که در اندام‌های مختلف گیاهان آبزی بیشترین فراوانی را به خود اختصاص داده است. حداکثر مقدار استاندارد روی حدود ۱۰۰۰ppm است (WHO) که مقادیر سنجیده شده در این مطالعه کمتر از این مقدار بوده است.

نتایج آماری حاکی از معنی‌دار بودن میزان جذب فلزات سنگین در ریشه گیاه *Ph.australis* نسبت به ساقه و برگ در مقایسه با سایر گیاهان است که با نتایج عبادتی و همکاران (۱۳۸۴) مطابقت دارد. مطابق نتایج به‌دست‌آمده از این تحقیق، جذب فلز مس در گیاهان و اندام‌های مختلف آن‌ها دارای تفاوت معنی‌دار آماری است، به‌طوری‌که در گیاه *Phragmites* برگ و ساقه باریشه دارای تفاوت معنی‌دار آماری (P< ۰,۰۵) و در گیاه *Scripus* ریشه، ساقه و برگ دارای تفاوت معنی‌دار آماری بودند (P< ۰,۰۵).

الگوی ریشه گیاه نی در جذب فلزات سنگین مطالعه شده به‌صورت Zn > Cu> Hg> As هست که بامطالعه Hosseini Alhashemi و همکاران (۲۰۱۱) همخوانی دارد. تجمع فلزات سنگین در گیاهان حاشیه‌ای مانند نی از الگوی ریشه > ساقه > برگ پیروی می‌کند که نتایج این تحقیق این مطلب را ثابت می‌کند. مطالعات متعددی در مورد جذب مؤثر ریشه گیاه نی وجود دارد (Calheiros *et al*., 2008; Bragato *et al*., 2009) اما در مورد گیاه پیزور تاکنون مطالعه‌ای در ایران انجام‌نشده است.

مطالعات Mishraو همکاران (۲۰۰۹)، Paiva و همکاران (۲۰۰۹) و Mufarrege و همکاران (۲۰۱۰) ثابت کردند که جذب عناصر سنگین بیشتر از طریق ریشه گیاهان صورت می‌گیرد و اظهار داشتند که در گیاهان حاشیه‌ای و بن در آب جذب فلزات از طریق ریشه بیشتر صورت می‌گیرد.

در مطالعه فعلی، در رسوبات، الگوی تجمع فلزات سنگین از رابطه روی>مس>جیوه >آرسنیک پیروی کرد که با نتایج (Peng *et al*., 2008) متفاوت بود. علت آن منشأ آلودگی ناشی از معدن‌کاوی در اطراف رودخانه موردمطالعه توسط آن‌ها بود که مهم‌ترین مرکز آلوده‌کننده در منطقه موردمطالعه آن‌ها گزارش شد، اما بامطالعه Ramdan (۲۰۰۵) مطابقت داشت.

آرسنیک و سرب فلزاتی هستند که برای انسان و سایر جانداران سمی می‌باشند؛ اما در مطالعه فوق غلظت آن‌ها از حد مجاز تعیین‌شده توسط (U. S. EPA, 1996) (برای آرسنیک ۱۰میکروگرم بر لیتر و برای سرب ۴۷ میلی‌گرم در کیلوگرم) کمتر گزارش شد. غلظت فلزاتی که در رسوبات بیشتر از آب هستند، به علت تجمع آن‌ها در طی سالیان متمادی در آب رودخانه است. وجود آرسنیک در آب آشامیدنی و مواد غذایی موجب ضایعات پوستی و سرطان می‌گردد (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۱۳) اما میزان جیوه بیش‌ازحد استاندارد) حد مجاز جیوه ۰/۰۰۰۲ میلی‌گرم بر لیتر برای آب (بود که در صورت مصرف جیوه در گیاهان سبب بیماری‌های کلیوی و عصبی می‌شود و حساسیت‌زا هست (زوار موسوی و همکاران، ۱۳۸۷).

مس و روی دوفلزی هستند که جزء پرمصرف‌ترین فلزات صنعتی تلقی می‌شوند. مسلم است وجود شهرک‌های صنعتی در اطراف شهر دزفول، به‌عنوان بیشترین گذرگاه رودخانه دز، می‌تواند در افزایش این دو عنصر مؤثر باشد. از طرفی شهر دزفول به‌عنوان قطب کشاورزی استان خوزستان، دارای بیشترین مزارع و زمین‌های کشاورزی است.

وجود مقادیر زیاد روی بستگی زیادی به منشأ زمینی آن دارد. وجود فلز مس می‌تواند به علت فرسایش زمین و هم فعالیت‌های ناشی از انسان باشد؛ اما دو فلز جیوه و آرسنیک دارای منشأ انسان‌زاد هستند. منابع آلوده‌کننده رودخانه دز بیشتر در قسمت جنوبی قرارگرفته‌اند. پس وجود مقادیر زیاد عناصر جیوه و آرسنیک که ناشی از فعالیت‌های انسانی هستند، دور از انتظار نیست. درحالی‌که روی و مس که منشأ زمینی دارند در قسمت‌های شمالی رودخانه دز بیشتر موجودند.

فاکتورهایی مانند شدت نور، میزان اکسیژن محلول و دما نقش مهمی در جذب فلزات سنگین دارند. انرژی ناشی از فتوسنتز و اکسیژن رهاشده، شرایط را برای جذب فعال عناصر مهیا می‌سازد. تعامل بین فلزات روندی پیچیده است، که بستگی به غلظت فلزات و pH محیط دارد. ضمن این‌که هر گیاه می‌تواند فلز خاصی را جذب کند (Meharg, 1994).

نتایج مطالعه Vardanyan and Ingol (۲۰۰۶) بر روی ۴۵ ماکروفیت از ۸ خانواده نشان داد که الگوی جذب از رابطه Ca>Mg>Fe>Al>Mn>Ba>Zn>Ti>Cu>Cr>Co>Ni>Pb>Cd پیروی می‌کند که با نتایج مطالعه ما هم‌خوانی دارد. مطالعات پیشین نشان از آن دارند که ریشه گیاهان حاشیه‌ای و بن در آب نسبت به بخش‌های بالائی گیاه در جذب فلزات سنگین مؤثر عمل کرده‌اند که بامطالعه فعلی هماهنگ هستند (Almeida *et al*., 2011; Sasmaz *et al*., 2008; Chandra *et al*., 2008; Maddison *et al*., 2005) که بیانگر قابلیت زیستی و محدودیت تحرک فلزات را نشان می‌دهد. نشان داده‌شده است که دو فلز روی و کادمیوم در رقابت باهم برای جذب توسط گیاهان آبزی هستند (Verbruggen *et al*., 2009).

میزان روی در خاک‌های آلوده بین ۱۵۰ تا ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Warne *et al*., 2008). نتایج میزان روی در رسوبات رودخانه دز نشان از آن دارد که فلز روی در این دامنه قرار می‌گیرد. پس ازنظر آلودگی به فلز روی، رودخانه دز آلوده محسوب می‌شود.

آب رودخانه دز به فلز روی آلوده است، ولی میزان مس، آرسنیک و جیوه از حد مجاز پایین‌ترند. در مطالعه فعلی گیاهان *Phragmites.australis* و *Thypha latifulia* می‌توانند در رودخانه دز به‌عنوان بیواندیکاتور شناخته شوند.

منابع

احسانی، ج.، رومیانی، ل. و منیعات م.، ۱۳۸۹، بررسی گیاهان آبزی برخی از اکوسیستم‌های آبی مهم استان خوزستان، تالاب زمستان; ۲(۶): صفحات ۲۵-۳۲.

امینی رنجبر غ.، حسن پور ع. و خداپرست شریفی ح.، ۱۳۷٦، بررسی اثر غلظت فلزات سنگین بر میزان کلروفیل a در برگ سه گونه از گیاهان آبزی تالاب انزلی، مجله پژوهش و سازندگی. شماره ۴۷(۳): صفحات ۱۳۶-۱۳۸.

پرمهر م.، و کریمی ن.، ۱۳۹۰، بررسی میزان آرسنیک در خاک و گیاهان یک ناحیه آلوده، همایش علمی سالانه دانشگاه رازی

داوری ع.، دانه‌کار، الف.، خراسانی، ن. و جوانشیر، الف.،۱۳۸۹. بررسی تجمع فلزات سنگین در بستر، برگ و ریشه درختان حرا (*Avicennia marina*) در استان بوشهر، محیطزیست طبیعی (منابع طبیعی ایران) پاییز ۱۳۸۹; ۶۳(۳): صفحات ۲۶۷ -۲۷۷.

زوار موسوی، ح.، روح الهی، الف. و شیرخانلو ح.، ۱۳۸۷، علایی الف.، بررسی اثرات آلایندگی زیست‌محیطی فرایندهای پالایش نفت بر روی گیاهان کاشته شده در منطقه شهرری، مجله علمی پژوهشی گیاه و زیست‌بوم، شماره سیزدهم.

کاظمیان، آ.، خادم، ث.، ف.، اسدی، م. و قربانعلی، م.، ۱۳۸۳. مطالعه فلورستیک بند گلستان و تعیین شکل‌های زیستی-پراکنش جغرافیائی گیاهان منطقه .مجله پژوهش و سازندگی .شماره ۶۴.

کریم پور، م.، افیونی، م.، و اسماعیلی ساری، ع.، ۱۳۸۹، اثر لجن فاضلاب بر غلظت جیوه خاک و گیاه ذرت، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب‌وخاک، سال چهاردهم، شماره ۵۲، تابستان صفحات ۱۲۳-۱۱۵.

عبادتی، ف.، اسماعیلی ساری، ع. و ریاحی بختیاری، ع.، ۱۳۸٤، میزان و نحوه تغییرات فلزات سنگین و اندام‌های گیاهان آبزی و رسوبات تالاب میانکاله، مجله محیطشناسی، شمار ۰ ۳۷. صفحات ۵۷- ۵۳.

قناد پور، ج.، صفاهیه، ع.ر. و زند مقدم، الف.،۱۳۹۰، تجمع فلزات سنگین سرب، روی، نیکل و کادمیوم در گیاه آبزی *Typha latifolia* و رسوبات رودخانه اروند و بهمن‌شیر در فصل بهار، پنجمین همایش تخصصی مهندسی محیطزیست.

مرادی م.، آذرپور، الف. و حاجی ثانی ن.، ۱۳۹۰، بررسی فاکتور انتقال فلزات سنگین در فرایند گیاه‌پالایی توسط سه گیاه آبزی تالاب انزلی، اولین همایش فناوری‌های پالایش در محیطزیست.

موحد، ع. و زاده دباغ، ن.، ۱۳۸۹، ارزیابی توان اکولوژیک محدوده رودخانه دز حدفاصل سد تنظیمی تا بند قیر برای طبیعت‌گردی، مجله محیطشناسی، سال ۳۶، شماره ۵۵، صفحات ۲۴- ۱۳.

Almeida, C. M. R., Mucha, A. P. and Teresa Vasconcelos, M., 2011. Role of different salt marsh plants on metal retention in an urban estuary (Lima estuary, NW Portugal). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 91(2), 243–249.

Arts, G. H. P., Belgers, J. D. M., Hoekzema, C. H. and Thissen, J. T. N. M., 2008. Sensitivity of submersed freshwater macrophytes and endpoints in laboratory toxicity tests. Environ Pollut: 153(1):199–206.

ASTM. 2000. Annual book of ASTM Standards ASTM. Vol:11. 01, pp. D1971-95. D-4691-96.

Bragato, C., Schiavon, M., Polese, R., Ertani, A., Pittarello, M. and Malagoli, M., 2009. Seasonal variations of Cu, Zn, Ni and Cr concentration in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex steudel in a constructed wetland of North Italy. Desalination 246:35–44.

Calheiros, C. S. C., Rangel, A. O. S. S. and Castro, P.M.L., 2008. The effects of tannery wastewater on the development of different plant species and chromium accumulation in *Phragmites australis*. Arch Environ Contam Toxicol 55:404–414.

Chandra, R., Yadav, S., Bharagava, R. N. and Murthy, R.C., 2008. Bacterial pretreatment enhances removal of heavy metals during treatment of post-methanated distillery effluent by *Typha angustata* L. Journal of Environmental Management, 88(4), 1016–1024.

Foroughi, M. and Toghiani, S., 2012. Phosphorus removal from aquaculture wastewater and latex by Ceratophyllum demersum. African Journal of Biotechnology Vol. 11 (7), pp. 1639-1643, 24.

Hosseini Alhashemi, A. S., Karbassi, A. R., Hassanzadeh Kiabi, B., Monavari, S. M., Nabavi, S. M. B. and Sekhavatjou, M. S., 2011. Bioaccumulation of Trace Elements in Trophic Levels of Wetland Plants and Waterfowl Birds. Biol Trace Elem Res. DOI 10.1007/s12011-010-8795-x.

Lan, Y., Cui, B., Li, X., Han, Z. and Dong, W., 2010. The determinants and control measures of the expansion of aquatic macrophytes in wetlands. Procedia Environmental Sciences 2: 1643–1651.

MacFarlane, G. R., Pulkownik, A. and Burchett, M. D., 2003. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh: Biological indication potential. Environmental Pollution 123: 139–151.

Maddison, M., Soosaar, K., Lohmus, K. and Mander, Ü., 2005. Cattail populations in wastewater treatment wetlands in Estonia: biomass production, retention of nutrients and heavy metals in phytomass. Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, 40(6–7), 1157–1166.

Meharg, A. A., 1994. Integrated tolerance mechanisms-constitutive and adaptive plant-response to elevated metal concentrations in the environment. Plant Cell and Envi 17:989–993.

Mishra, V. K., Tripathi, B. D. and Kim, K. H., 2009. Removal and accumulation of mercury by aquatic macrophytes from an open cast coal mine effluent. Journal of Hazardous Materials 172: 749–754.

Mufarrege, M. M., Hadad, H. A. and Maine, M. A., 2010. Response of *Pistia stratiotes* to heavy metals (Cr, Ni, and Zn) and phosphorous. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 58: 53–61.

Padmavathiamma, P. K. and Li, L. Y., 2007. Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in Plants. Water Air Soil Pollut 184:105–126.

Paiva, B. L., de Oliveira, J. G., Azevedo, R. A., Ribeiro, D. R., da Silva, M. G. and Vito´ria, A. P., 2009. Ecophysiological responses of water hyacinth exposed to Cr^3 and Cr^6. Environmental and Experimental Botany 65: 403–409.

Peng, K., Luo, Ch., Lou, L., Li, X. and Shen, Zh., 2008. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. And their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. Science of the total environment. 392: 2 2 – 2 9.

Ramdan, A. A., 2003. Heavy metal pollution and biomonitoring plants in Lake Manzala, Egypt, Pak. J. Biol. Sci., 6(13): 1108-1117.

Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P. B. A., Dushenkov, V., Ensley, D., Chet, I. and Raskin, I., 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Biotechn 13:468–474.

Sasmaz, A., Obek, E. and Hasar, H., 2008. The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia* L. grown in a stream carrying secondary effluent. Ecological Engineering, 33 (3–4), 278–284.

U.S. Environmental Protection Agency. ECO update: ecotox thresholds. Intermittent Bulletin, vol. 3 (2). Office of Emergency and Remedial Response, EPA; 1996. 540/F-95/038.

Vardanyan, L. G. and Ingole, B. S., 2006. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake system. Environ Int. Feb: 32(2):208-18.

Verbruggen, N., Hermans, C. and Schat, H., 2009. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants. Current Opinion in Plant Biology, 12(3), 364–372.

Warne, M. S., Heemsbergen, D., Stevens, D., McLaughlin, M., Cozens, G., Whatmuff, M., Broos K., Barry G., Bell, M., Nash, D., Pritchard, D. and Penney N., 2008. Modeling the toxicity of copper and zinc salts to wheat in 14 soils, Environ Toxicol Chem. 2008 Apr;27(4):786-92. doi: 10.1897/07-294.1.