

**مطالعه گیاه‌پالایی گیاهان آبی (*Potamogeton crispus*)
Cratophyllum demersum, *Polygonum hydropiper*
Phragmites australis) رودخانه دز، در تجمع زیستی فلزات سنگین
 کادمیوم، سرب، روی، مس**

چکیده

آلودگی اکوسیستم‌های آبی به فلزات سنگین، به علت اثرات اکولوژیکی نامطلوب آن‌ها، از دیدگاه محیط‌زیست بسیار مهم است. گیاهان آبی از دیدگاه ساختاری و عملکردی نقش بسیار مهمی در اکوسیستم‌های آبی بازی می‌کنند که این کار را از طریق تغییر رژیم حرکات آب، ایجاد پناهگاه برای ماهیان و بی‌مهرگان آبی، ایجاد منبع غذایی و بهبود کیفیت آب از طریق متعادل کردن اکسیژن آب، چرخش‌های غذایی و تجمع زیستی فلزات سنگین انجام می‌دهند. توانایی گیاهان آبی جهت جذب فلزات سنگین بخصوص برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی موردتوجه بسیار واقع شده است. بااین‌حال به دلیل سازگاری این فناوری و هم‌چنین کم‌هزینه بودن آن موردتوجه صاحب‌نظران زیادی قرار گرفته است. این مطالعه به‌منظور بررسی تجمع فلزات سنگین کادمیوم (Cd)، روی (Zn)، سرب (Pb) و مس (Cu) در ۴ گیاه آبی بومی رودخانه دز، (*Potamogeton crispus*, *Ceratophyllum demersum*, *Polygonum hydropiper* و *Phragmites australis*) در سال ۱۳۹۱ انجام شد. غلظت فلزات سنگین در ۱۰ نمونه ریشه، ساقه و برگ گیاهان آبی اندازه‌گیری شد. از هر ایستگاه ۳ نمونه رسوب سطحی (تا عمق ۱۰ سانتی متر) به وزن حدود ۷۰۰ گرم به‌وسیله اجسام پلاستیکی برداشته شد. نتایج مطالعه نشان داد که فلز روی بیش‌ترین تجمع را در ۳ ایستگاه داشته است و میزان آن در رسوبات شمال تا جنوب رودخانه دز از $30/11 \pm 20/67$ تا $240/33 \pm 20/15$ ppm متغیر بود. کم‌ترین میزان مربوط به فلز کادمیوم با $0/01 \pm 0/99$ تا $0/10 \pm 1/60$ ppm دست آمد. میزان فلزات مس، کادمیوم و سرب پایین‌تر از حد مجاز بین‌المللی ولی عنصر روی بالاتر از حد مجاز بود. نتایج آماری نشان دادند که ریشه گیاه نی و برگ گیاه پوتاموژتوندز جذب فلزات سنگین از تفاوت معنی‌دار با سایر اندام‌های گیاهان برخوردار بودند ($P > 0/05$).

واژگان کلیدی: فلزات سنگین، گیاهان آبی، گیاه‌پالایی، رودخانه دز.

لاله رومیانی^{۱*}رضا حکیمی مفرد^۱سحر جلیلی^۲

۱. گروه شیلات، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز،

ایران

۲. گروه شیلات، واحد آبادان، دانشگاه آزاد اسلامی، آبادان،

ایران

* نویسنده مسئول مکاتبات

L.roomiani@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۰۶/۱۵

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۰/۱۵

کد مقاله: ۱۳۹۴۰۱۰۱۰۶

این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی است.

مقدمه

ورود فلزات سنگین به اکوسیستم‌های آبی جوامع زیستی مرتبط با آن را به‌شدت به مخاطره می‌اندازد زیرا فلزات سنگین یکی از جدی‌ترین آلاینده‌ها در محیط طبیعی به دلیل خاصیت سمی، تجزیه‌ناپذیری و تجمع‌پذیری محسوب می‌شوند. به‌طوری‌که با ورود فلزات سنگین از منابع طبیعی و مصنوعی به کالبد این گیاهان در بافت‌ها و اندام‌ها تجمع می‌یابند و انباشت این آلاینده‌ها در پیکر جانداران مهم‌تر از خطر سمی بودن آن است (داوری و همکاران، ۱۳۹۱). آلودگی آب یکی از فاکتورهای مؤثر بهداشتی در هر کشوری محسوب می‌شود. منابع مهم آب برای استفاده انسان رودخانه‌ها،



دریاچه‌ها، خاک‌های مرطوب و آب‌های زیرزمینی می‌باشند. صنعتی شدن کشورها و تولید ترکیبات مختلف شیمیایی منجر به تخریب محیط‌زیست می‌شود (Lazaro *et al.*, 2006).

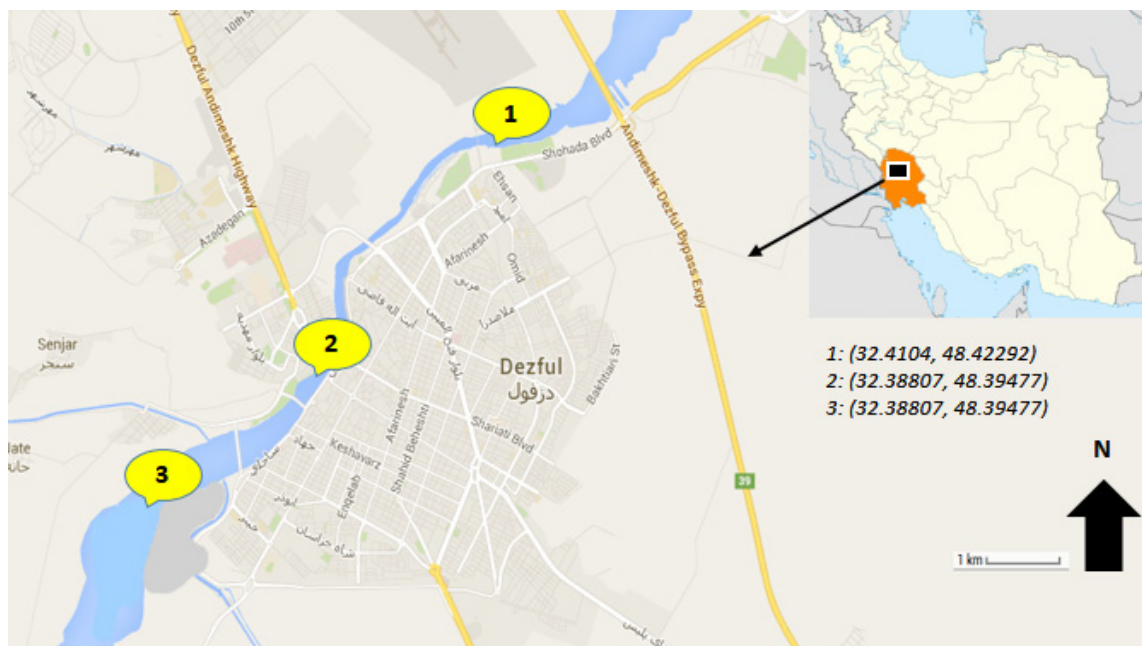
افزایش جمعیت، روش‌های نوین آبیاری در سیستم‌های مختلف کشاورزی و سایر فعالیت‌های صنعتی منجر به آلودگی رودخانه‌ها گردیده است. در سال‌های اخیر توجه زیادی به تجمع فلزات سنگین توسط گیاهان آبی شده است که این عمل گیاهان آبی را گیاه‌پالایی (Phytoremediation) می‌گویند. آن‌ها از طریق ریشه، ساقه و برگ خود می‌توانند مواد آلوده را جذب کنند. مطالعات اخیر ثابت کرده است که گیاهان ماکروفیت آبی می‌توانند مقادیر زیادی از فلزات سنگین را در بافت‌های خود ذخیره کنند (Arts *et al.*, 2008). گیاهان آبی بخش طبیعی هر اکوسیستم آبی را به خود اختصاص می‌دهند. استفاده از گیاهان آبی در تصفیه اکوسیستم‌های آبی مزایایی دارد که مهم‌ترین آن‌ها مؤثر بودن، ارزان بودن و قابلیت پایداری بودن است و به خاطر این واقعیت است که گیاهان خود گرداننده نور خورشید هستند. این تکنولوژی برای تصفیه آب‌ها مورد توجه بسیاری واقع شده و برای مواد آلوده کننده آلی و غیر آلی کاربرد دارد. استفاده از گیاهان آبی در آب، رسوبات و خاک کاربرد دارد. انطباق گیاهان آبی با محیط اطرافشان استفاده از آن‌ها را آسان‌تر می‌سازد (عصری و افتخاری، ۱۳۷۸).

گونه‌های مختلف گیاهان آبی در تجمع فلزات سنگین به‌طور یکسان عمل نمی‌کنند و تفاوت‌هایی دارند که به گونه و محیط اکولوژیکی آن‌ها برمی‌گردد (Skinner *et al.*, 2007). گیاهان آبی برای تصفیه آب، مناسب‌تر از گیاهان خشکی هستند. به این دلیل که آن‌ها رشد سریع‌تر و توده زنده بیشتری تولید می‌کنند، توانایی بالاتری برای جذب آلودگی‌ها دارند و اثرات آن‌ها در خالص‌سازی و تصفیه به دلیل تماس مستقیم با آلودگی بیشتر است. هم‌چنین آن‌ها نقش مهمی در ساختار و عملکرد اکوسیستم‌های آبی از طریق تغییر رژیم حرکات آب بازی می‌کنند (Dhote and Dixit, 2009; Phillips *et al.*, 2015; Sharma *et al.*, 2015). مطالعات مختلفی در زمینه گیاه‌پالایی در ایران (عبادت‌ی و همکاران، ۱۳۸۴؛ معطر و همکاران، ۱۳۸۷؛ پرنیان و همکاران، ۱۳۹۰؛ پرنیان و همکاران، ۱۳۹۳) و جهان (Harguinteguy *et al.*, 2013; Chen *et al.*, 2014; Ladislav *et al.*, 2015) انجام شده است ولی تاکنون توانایی گیاهان بومی رودخانه دز در جذب فلزات موردنظر این مطالعه بررسی نشده است. هدف از این مطالعه استفاده از گیاهان بومی رودخانه دز در شهرستان دزفول به‌منظور کارایی آن‌ها در جذب فلزات سنگین کادمیوم، سرب، روی و مس است تا با استفاده از پتانسیل این گیاهان در حذف فلزات سنگین بتوان در شرایط مصنوعی نیز از آن‌ها بهره برد.

مواد و روش‌ها

حوضه آبریز رودخانه دز که در محدوده چین‌خوردگی‌های زاگرس میانی قرار دارد از لحاظ موقعیت جغرافیایی بر اساس سیستم UTM بین $34^{\circ} 49' 0''$ و $30^{\circ} 25' 40''$ عرض شمالی و $34^{\circ} 49' 0''$ و $35^{\circ} 08' 04''$ طول شرقی محدود شده است. محدوده مورد مطالعه (شکل ۱) دارای تابستان‌های گرم و زمستان‌های معتدل است و غالباً تحت تأثیر جریان‌های مدیترانه‌ای در فصول پاییز و زمستان است (Afrous *et al.*, 2010).

محل اجرای تحقیق در شهرستان دزفول واقع در شمال استان خوزستان و انتخاب گیاهان مورد مطالعه به علت فراوانی گیاهان در این منطقه، در دسترس بودن و بومی بودن آن‌ها بود. فلزات مورد مطالعه کادمیوم، سرب، روی و مس بودند. ۳ منطقه مورد مطالعه در شمال، مرکز و جنوب رودخانه دز در شهر دزفول تعیین شدند (شکل ۱). 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 (Afrous *et al.*, 2010).



شکل ۱: موقعیت منطقه مورد مطالعه.

گیاهان مورد استفاده در این تحقیق شامل گیاه غوطه‌ور پوتاموژتون (*Potamogeton crispus*)، گیاه غوطه‌ور چنگال آبی (*Ceratophyllum demersum*)، گیاه نی (*Phragmites australis*) و علف هفت بند (*Polygonum hydropiper*) بودند. گیاه پوتاموژتون و گیاه سراتوفالیوم با چنگک به ترتیب از شمال و مرکز رودخانه دز، گیاه نی با ابزار دست‌چین از شمال و مرکز رودخانه دز و گیاه علف هفت‌بند یا پلی‌گونوم با ابزار دست‌چین از حوزه 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 آن‌ها است. نمونه برداری از رسوبات ۳ منطقه مورد مطالعه که گیاهان در آنجا رشد داشتند انجام شد. از هر ایستگاه، ۳ نمونه رسوب سطحی (تا عمق ۱۰ سانتی‌متر) به وزن حدود ۷۰۰ گرم به‌وسیله اجسام پلاستیکی برداشته شد. نمونه‌های رسوب در کیسه‌های پلاستیکی پلی‌اتیلن قرار گرفت و به آزمایشگاه ارسال گردید (MacFarlane et al., 2003). سپس نمونه برداری از سه بخش ساقه، ریشه و برگ گیاهان موردنظر نیز صورت گرفت تا میزان تجمع فلزات سنگین در این سه بخش مشخص گردد. از هر بخش گیاه ۱۰ نمونه با ۳ تکرار و هر نمونه با آب مقطر شستشو داده شد و اندام‌های گیاهی از هم جدا گردیدند. سپس هر نمونه به‌طور جداگانه در ظروف پتری دیش علامت‌گذاری شده در دستگاه اتوکلاو به مدت ۴۸ ساعت و در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند. پس از خشک شدن نمونه‌ها خرد و الک شدند. سپس ۱ گرم از هر نمونه با ترازو وزن شده و برای هضم نمونه‌ها آن‌ها را درون ظروف پلاستیکی ریخته و روی حمام آبی با دمای داخلی ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند. ابتدا ۵ میلی‌لیتر اسید فلئوریدریک به نمونه‌های گیاهی و رسوبات اضافه شد. سپس ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک و ۵ میلی‌لیتر اسید کلریدریک مجدداً اضافه گردید. پس از اتمام هضم، نمونه‌ها از صافی رد شدند و توسط اسید نیتریک ۴ درصد به حجم ۲۰ میلی‌لیتر رسانده شدند (ASTM, 2000).

نمونه‌های هضم شده برای تزریق به دستگاه جذب اتمی مدل فیلیپس (P.U.9400) درون ظروف پلی‌اتیلنی در بسته ریخته شدند. ابتدا به‌منظور تهیه استانداردها و محدوده غلظت هر یک از عناصر مورد بحث آنالیز مقدماتی انجام و استانداردهای مورد نیاز برای هر عنصر تهیه شد. کلیه داده‌ها توسط نرم‌افزار SPSS۱۷ مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. برای مقایسه میانگین بین تیمارها از آنالیز واریانس یک طرفه (ANOVA One-Way) و برای جداسازی گروه‌های همگن از آزمون LSD استفاده شد. اختلاف بین میانگین‌ها در تیمارهای مختلف در سطح احتمال ۵ درصد تعیین گردیدند.

نتایج

نتایج اندازه‌گیری فلزات در رسوبات نشان داد که بیش‌ترین فلز در بین فلزات انتخاب‌شده روی بود. میزان آن در رسوبات شمال تا جنوب رودخانه دز از $30/11 \pm 270/67$ تا $20/15 \pm 240/33$ قسمت در میلیون متغیر بود. ریشه گیاه نی و علف هفت‌بند توانایی بالایی در جذب فلز روی از خود نشان دادند. گیاهان غوطه‌ور پوتاموژتون و سراتوفیلوم در رده‌های بعدی قرار داشتند. نتایج آزمون‌های آماری اختلاف معنی‌داری را در غلظت روی بین رسوبات و قسمت‌های مختلف گیاهان نشان دادند ($P > 0/05$). فلز روی در ریشه گیاه علف هفت‌بند $1/04$ برابر رسوب و در ریشه نی $1/1$ برابر در رسوبات شمال و $1/25$ در رسوبات جنوب تجمع داشت. ساقه گیاهان غوطه‌ور سراتوفیلوم و پوتاموژتون در جذب فلز روی مؤثر بوده‌اند. جذب ساقه برای فلز روی در گیاه سراتوفیلوم $0/49$ برابر رسوب، برای گیاه پوتاموژتون $0/52$ برابر، برای گیاه علف هفت‌بند $0/38$ و گیاه نی $0/32-0/36$ برابر رسوب گزارش شد (جدول ۱).

غلظت مس در رسوبات شمال تا جنوب رودخانه دز از $1/11 \pm 23/22$ قسمت در میلیون تا $1/0 \pm 17/99$ گزارش شد. برگ گیاهان غوطه‌ور سراتوفیلوم (مرکز رودخانه دز) و پوتاموژتون (شمال رودخانه دز) توانستند میزان $0/11 \pm 3/33$ قسمت در میلیون و $0/12 \pm 5/51$ را در خود ذخیره کنند درحالی‌که ریشه گیاهان علف هفت‌بند و نی به ترتیب $0/15 \pm 6/23$ قسمت در میلیون و $0/01 \pm 9/76$ را در خود ذخیره کردند. آزمون‌های آماری بین میزان مس در رسوب، ریشه و برگ اختلاف معنی‌داری نشان دادند ($P > 0/05$). برگ گیاه سراتوفیلوم $0/18$ ، برگ پوتاموژتون $0/23$ ، ریشه علف هفت‌بند $0/32$ و ریشه نی $0/5$ در منطقه شمال و $0/42$ در جنوب، برابر آن در رسوب جذب داشته‌اند (جدول ۲).

بعد از فلز روی و مس بیش‌ترین فلز موجود در رسوبات منطقه‌های مورد مطالعه مربوط به فلز سرب بود. برگ و ساقه گیاه سراتوفیلوم بیش‌ترین مقدار جذب را نسبت به ریشه نشان دادند (به ترتیب $0/01 \pm 1/98$ قسمت در میلیون و $0/01 \pm 1/76$) اما بین آن‌ها تفاوت معنی‌دار آماری مشاهده نشد ($P < 0/05$) اما در میزان جذب بارش تفاوت معنی‌دار آماری نشان دادند ($P > 0/05$).

برگ و ساقه گیاه پوتاموژتون نیز در جذب فلز سرب مؤثرتر از ریشه بودند ولی بین آن‌ها تفاوت معنی‌دار آماری مشاهده نشد ($P < 0/05$) ولی با ریشه دارای اختلاف معنی‌دار آماری بودند ($P > 0/05$). ساقه این گیاه با $0/18 \pm 3/21$ قسمت در میلیون بیش‌ترین میزان جذب را نشان داد که $0/3$ برابر میزان آن در رسوب بود. ریشه گیاهان علف هفت‌بند و نی با $0/11 \pm 3/22$ قسمت در میلیون و $0/12 \pm 5/52$ توانستند در جذب فلز سرب مؤثر باشند که به ترتیب $0/22$ برابر و $0/52$ برابر میزان آن در رسوب بود (جدول ۳).

کم‌ترین میزان فلز مشاهده‌شده در رسوبات مربوط به کادمیوم بود. اندام‌های گیاه سراتوفیلوم و پوتاموژتون در جذب آن تفاوت معنی‌دار آماری نشان ندادند ($P < 0/05$). برگ هر دو گیاه بیش‌ترین جذب را نشان داد. ضریب انتقال به برگ گیاه سراتوفیلوم $0/22$ و برای پوتاموژتون $0/3$ گزارش شد. ریشه گیاه نی با $0/01 \pm 0/41$ قسمت در میلیون بیش‌ترین سهم را در جذب کادمیوم نشان داد که $0/37$ برابر میزان آن در رسوب بود. ریشه گیاه علف هفت‌بند با $0/01 \pm 0/24$ قسمت در میلیون بالاترین مقدار جذب را نسبت به ساقه و برگ نشان داد که $0/15$ برابر مقدار آن در رسوب بود. اندام‌های ۴ گیاه فوق در جذب فلز کادمیوم تفاوت معنی‌دار آماری نداشتند ($P < 0/05$) (جدول ۴).

جدول ۱: میانگین فلزات سنگین در رسوب، برگ، ساقه و ریشه (*Ceratophyllum demersum*) و میزان انتقال آن‌ها (قسمت در میلیون).

فلز	رسوب	ریشه	برگ	ساقه	ضریب انتقال به ریشه	ضریب انتقال به برگ	ضریب انتقال به ساقه
Zn	$250/44 \pm 30/11^{ei}$	$78/66 \pm 13/15^a$	$114/21 \pm 21/16^b$	$124/33 \pm 24/18^b$	$0/31$	$0/45$	$0/49$
Cu	$17/99 \pm 1/0$	$0/97 \pm 0/01^c$	$3/33 \pm 0/11^d$	$1/44 \pm 0/01^c$	$0/05$	$0/18$	$0/08$
Pb	$12/23 \pm 0/20^k$	$0/92 \pm 0/01^e$	$1/98 \pm 0/01^f$	$1/76 \pm 0/01^f$	$0/07$	$0/16$	$0/14$
Cd	$0/90 \pm 0/01^1$	$0/10 \pm 0/01^g$	$0/20 \pm 0/01^g$	$0/12 \pm 0/01^g$	$0/11$	$0/22$	$0/13$

جدول ۲: میانگین فلزات سنگین در رسوب، برگ، ساقه و ریشه (*Potamogeton crispus*) و میزان انتقال آن ها (قسمت در میلیون).

فلز	رسوب	ریشه	برگ	ساقه	ضریب انتقال به ریشه	ضریب انتقال به برگ	ضریب انتقال به ساقه
Zn	270.67 ± 30.11^i	98.23 ± 18.44^b	120.33 ± 23.30^a	141.66 ± 24.44^a	۰/۳۶	۰/۴۴	۰/۵۲
Cu	23.22 ± 1.11^j	1.81 ± 0.3^d	5.51 ± 0.13^c	3.22 ± 0.13^c	۰/۰۷	۰/۲۳	۰/۱۳
Pb	10.55 ± 0.76^k	1.41 ± 0.1^e	2.11 ± 0.11^f	3.21 ± 0.18^f	۰/۱۳	۰/۲	۰/۳
Cd	1.10 ± 0.1^l	0.13 ± 0.01^g	0.32 ± 0.01^g	0.22 ± 0.01^g	۰/۱۱	۰/۳	۰/۲

جدول ۳: میانگین فلزات سنگین در رسوب، برگ، ساقه و ریشه (*Polygonum hydropiper*) و میزان انتقال آن ها (قسمت در میلیون).

فلز	رسوب	ریشه	برگ	ساقه	ضریب انتقال به ریشه	ضریب انتقال به برگ	ضریب انتقال به ساقه
Zn	240.33 ± 20.15^i	250.24 ± 24.13	91.98 ± 18.11	92.93 ± 19.13^b	۱/۰۴	۰/۳۸	۰/۳۸
Cu	19.22 ± 1.33	6.23 ± 0.15^c	2.11 ± 0.1^d	1.90 ± 0.13^d	۰/۳۲	۰/۱	۰/۰۹
Pb	14.11 ± 1.11^k	3.22 ± 0.1^e	1.70 ± 0.1^f	0.90 ± 0.1^f	۰/۲۲	۰/۱۲	۰/۰۶
Cd	1.60 ± 0.1^l	0.24 ± 0.01^g	0.11 ± 0.01^g	0.10 ± 0.01^g	۰/۱۵	۰/۰۶	۰/۰۶

جدول ۴: میانگین فلزات سنگین در رسوب، برگ، ساقه و ریشه (*Phragmites australis*) و میزان انتقال آن ها (قسمت در میلیون).

فلز	رسوب (منطقه شمال)	رسوب (منطقه جنوب)	ریشه	برگ	ساقه	ضریب انتقال به ریشه	ضریب انتقال به برگ	ضریب انتقال به ساقه
						شمال	شمال	شمال
Zn	270.67 ± 30.11^i	240.33 ± 20.15^i	300.45 ± 35.45^a	100.22 ± 16.15^b	87.44 ± 19.16^b	۱/۱	۱/۲۵	۰/۳۶
Cu	23.22 ± 1.11^j	19.22 ± 1.22^j	9.76 ± 1.01^c	3.12 ± 0.07^d	1.11 ± 0.07^e	۰/۴۲	۰/۵	۰/۰۵
Pb	10.55 ± 0.55^k	14.11 ± 1.00^k	5.52 ± 0.12^f	1.91 ± 0.01^g	1.11 ± 0.07^g	۰/۵۲	۰/۳۹	۰/۰۷
Cd	1.10 ± 0.13^l	1.06 ± 0.01^l	0.41 ± 0.01^h	0.21 ± 0.01^h	0.20 ± 0.01^h	۰/۳۷	۰/۲۶	۰/۱۲

*حروف مشابه در ستون ها نشان دهنده معنی دار نبودن اختلافات ($P > 0.05$) در پارامترهای مذکور می باشد.

بحث و نتیجه گیری

اخیراً توجه زیادی به حذف مواد آلوده با به کارگیری گیاهان آبری شده است. دلایل آن شامل: (۱) پتانسیل خطر برای ارگانسیم های آبری به خاطر رهاسازی مقادیر زیاد فلزات سنگین به درون آب زیاد است. فلزات سنگین به علت سمی بودن مشکل جدی برای آلوده شدن اکوسیستم های آبی به شمار می روند. با توجه به میزان آلودگی گیاهان آبری به عنوان شاخص های زیستی در تمام جهان شناخته شده اند. (۲) نقش گیاهان در چرخه زیست-زمین-شیمیایی عناصر بسیار مهم است. هنوز سؤالات زیادی برای محققان در مورد پروسه جذب فلزات، مقدار، شکل و مکان های رهاسازی آن ها و اثر سمی بودن آن ها بر روی متابولیسم گیاهان وجود دارد. (۳) تکنیک های جدیدی برای مطالعه فلزات سنگین و چرخه مواد سمی وجود دارد مانند جذب اتمی و اشعه ایکس (Padmavathiamma and Li, 2007).

دانستن مقادیر آلاینده در موجود زنده ارزشمند است. مجموعه داده های زیاد روی گونه های منفرد برای ایجاد استانداردهای معین و مفید مهم است تا ارزیابی و اهمیت غلظت فلزات سنگین موجود در گیاه و محیط آن مشخص گردد؛ اما متغیرهای گوناگونی وجود دارند که می توانند بر رابطه دوز ماده آلاینده با واکنش موجود تأثیر بگذارند. عواملی از قبیل جنس، سن، ترکیب شیمیایی فلز سنگین،

فیزیولوژی جذب و دفع عناصر در بدن گونه موردنظر، فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب محیط‌زیست موجود زنده، کارکرد عناصر سنگین در اندام‌های مختلف و 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- شیمیایی 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، سرب و کادمیوم در رسوب، ریشه، برگ و ساقه گیاهان مورد مطالعه در نواحی مطالعه شده وجود دارد. این بررسی نشان داد تنها جذب فلز کادمیوم در اندام‌های مختلف گیاهان مورد مطالعه تفاوت معنی‌دار آماری ندارد ($P < 0.05$). مطابق نتایج به‌دست‌آمده در مورد فلزات سنگین مس، کادمیوم و سرب، میزان آن‌ها در رسوبات بیش از اندام‌های گیاهان مورد مطالعه بوده است؛ اما در مورد فلز روی نتایج نشان دادند که ریشه گیاهان نی و علف هفت‌بند با $300/45 \pm 35/45$ و $250/24 \pm 24/13$ قسمت در میلیون میزان بیشتری از فلز روی را نسبت به رسوب دارا بودند که توانایی بالای گیاهان فوق را در جذب فلز روی نشان دادند.

در میزان فلزات مطالعه شده صرف‌نظر از گیاه مورد مطالعه بیش‌ترین میزان متعلق به فلز روی است که در اندام‌های مختلف گیاهان آبی و همچنین رسوبات بستر بیش‌ترین فراوانی را به خود اختصاص داده است. نتایج آماری نشان داده‌شده از تجزیه واریانس یک‌طرفه (ANOVA) با اطمینان ۹۵ درصد حاکی از معنی‌دار بودن میزان جذب در ریشه گیاه *Ph. australis* نسبت به ساقه و برگ در مقایسه با سایر گونه‌هاست. درحالی‌که این تفاوت در برگ گیاه *P. crispus* در خصوص سرب نسبت به سایر گونه‌های آبی مشاهده می‌شود که با نتایج عبادتی و همکاران (۱۳۸۴) هم‌خوانی دارد.

از آنجاکه گیاهان پوتاموژتون و سراتوفایلوم غوطه‌ور هستند نقش ریشه در جذب عناصر سنگین در آن‌ها نسبت به گیاهان چندساله علف هفت‌بند و نی از اهمیت کم‌تری برخوردار است. جذب فلزات سنگین از طریق رسوبات کاهش‌یافته در نتیجه جذب از طریق برگ و ساقه افزایش می‌یابد. پس دور از انتظار نیست که فلزات روی، مس و سرب که در رسوبات بیش‌ترین غلظت را دارند در ریشه گیاهان چندساله نی و علف هفت‌بند افزایش معنی‌داری نشان دهند (Harguinteguy et al., 2014). این ارتباط به‌ویژه در ریشه گیاه نی و فلز روی به‌وضوح آشکار است و می‌توان ریشه این گیاه را به‌عنوان شاخص بیولوژیکی در جذب فلز روی دانست. الگوی ریشه گیاه نی در جذب فلزات سنگین مطالعه شده به‌صورت $Zn > Cu > Pb > Cd$ می‌باشد که با مطالعه Hosseini Alhashemi و همکاران (۲۰۱۱) مطابقت 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 علف هفت‌بند تاکنون مطالعه‌ای در ایران انجام‌نشده است و در مورد گیاهان غوطه‌ور سراتوفایلوم و پوتاموژتون مطالعات اندکی وجود دارد. مطالعات (Mishra et al., 2009; Paiva et al., 2009 و Mufarrege et al., 2010) 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 اما در گیاهان غوطه‌ور آبی برگ‌ها از اهمیت بیش‌تری در جذب عناصر برخوردارند.

کادمیوم و سرب دو فلزی 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 کادمیوم $1/2$ و برای سرب 47 میلی گرم 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.

در مطالعه فعلی برای گیاه غوطه‌ور پوتاموژتون در رسوبات الگوی تجمع فلزات سنگین از رابطه روی < مس < سرب < کادمیوم پیروی کرد که با نتایج (Peng et al., 2008) متفاوت بود (سرب < روی < کادمیوم < مس). علت آن مشاء آلودگی ناشی از معدن کاوی در اطراف رودخانه مورد مطالعه توسط آن‌ها بود که مهم‌ترین مرکز آلوده‌کننده در منطقه مورد مطالعه گزارش شد اما با مطالعه Ramdan در سال ۲۰۰۳ مطابقت داشت. پس تأثیر منبع آلوده‌کننده در جذب فلزات سنگین مهم است.

میزان روی در خاک‌های آلوده بین ۱۵۰ تا ۳۰۰ میلی گرم 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 از نظر آلودگی به فلز روی رودخانه دز آلوده محسوب می‌شود. مس و روی دوفلزی هستند که جزء پرمصرف‌ترین فلزات صنعتی تلقی می‌شوند. مسلم است وجود شهرک‌های صنعتی در اطراف

شهر دزفول به عنوان بیشترین گذرگاه رودخانه دز می تواند در افزایش این دو عنصر مؤثر باشد. از طرفی شهر دزفول به عنوان قطب کشاورزی استان خوزستان دارای بیشترین مزارع و زمین های کشاورزی است. کاربرد فراوان کودهای شیمیایی و آفت کش ها می تواند نقش بسزایی در افزایش فلزات سنگین داشته باشد. کیفیت و کمیت آب رودخانه ها تحت تأثیر فاضلاب ورودی نواحی شهری و صنعتی و رواناب نواحی کشاورزی حوضه قرار دارد. زهکشی فاضلاب ها مقدار زیادی از آب های آلوده به فلزات سنگین، کودها، آفت کش های کشاورزی، مواد آلی، شوینده ها و آلاینده های دیگر را وارد رودخانه می کند. تخلیه پساب صنایع ذوب و آبکاری فلزات مانند مس، سرب و نیکل، روی، کروم و کادمیوم و پساب واحدهای شیمیایی می تواند منجر به تجمع فلزات در رسوبات شود.

طبق نتایج به دست آمده سرب موجود در رسوبات مناطق جنوبی بیش تر از شمال است که احتمالاً به علت تردد اتومبیل ها در منطقه فوق بوده است. آلودگی های انسان زاد در این چند سال اخیر سبب تجمع فلزات سنگین در رسوبات شده است. وجود مقادیر زیاد روی بستگی زیادی به مشاء زمینی آن دارد. وجود فلز مس می تواند به علت فرسایش زمین و هم فعالیت های ناشی از انسان باشد؛ اما دو فلز کادمیوم و سرب دارای مشاء انسان زاد هستند. منابع آلوده کننده رودخانه دز بیش تر در قسمت جنوبی قرار گرفته اند. پس وجود مقادیر زیاد عناصر کادمیوم و سرب که ناشی از فعالیت های انسانی هستند دور از انتظار نیست. درحالی که روی و مس که مشاء زمینی دارند در قسمت های شمالی رودخانه دز بیش تر موجودند.

فاکتورهایی مانند شدت نور، میزان اکسیژن محلول و دما نقش مهمی در جذب فلزات سنگین دارند. انرژی ناشی از فتوسنتز و اکسیژن رهافشده شرایط را برای جذب فعال عناصر مهیا می سازد. تعامل بین فلزات روندی پیچیده است که بستگی به غلظت فلزات و pH محیط دارد (Meharg, 1994). Hoseinizadeh و همکاران (۲۰۱۱) به بررسی میزان تجمع فلزات سنگین روی، مس، کروم و کادمیوم در سه گیاه آبی *Typha latifolia*، *Trapa natans* و *Hydrocotyle vulgrls* در تالاب انزلی پرداختند. بیشترین میزان آلودگی مربوط به فلز روی و کمترین مس و کروم گزارش شد. تجمع میزان فلزات سنگین در تیفا از دو گیاه دیگر کمتر بود. آن ها هم مطابق با مطالعه فعلی میزان زیاد روی را ناشی از فعالیت های انسانی دانستند. Anderson و همکاران در سال ۲۰۰۰ گزارش کردند که جذب دو فلز کادمیوم و سرب از رسوبات توسط گیاهان آبی تفاوت معنی داری نشان ندادند ولی مس، روی، نیکل و کروم تفاوت معنی دار آماری نشان دادند که با مطالعه ما هماهنگی دارد.

نتیجه گیری نهایی بدین صورت بیان می شود که آب رودخانه دز به فلز روی آلوده است ولی میزان مس، کادمیوم و سرب از حد مجاز پایین ترند. در مطالعه فعلی گیاهان *Ph. australis* و *P. hydropiper* با توجه به تجمع بیش تر فلزات سنگین می توانند در پالایش رودخانه دز مؤثر واقع شوند.

منابع

- پرنیان، ا.، چرم، م.، جعفرزاده حقیقی فرد، ن. و دیناروند، م. ۱۳۹۰. گیاه پالایی نیکل از محیط هیدروپونیک به کمک علف شاخی. مجله علوم و فنون کشت های گلخانه ای. سال دوم. شماره ششم. صفحات ۷۵-۸۴.
- پرنیان، ا.، چرم، م.، جعفرزاده حقیقی فرد، ن.، دیناروند، م. ۱۳۹۳. حذف زیستی کادمیوم به وسیله عدسک آبی (پتانسیل یابی پالایش سبز آب و پساب). مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک. سال هجدهم. شماره هفتاد. ۲۸۳-۲۹۳.
- داوری، ع.، دانه کار، افشین، خراسانی، ن. و جوانشیر، آ. ۱۳۹۱. شناسایی آلودگی فلزات سنگین در جنگل های مانگرو استان بوشهر. مجله محیط شناسی. سال سی و هشتم. شماره ۳. صفحه ۲۷-۳۶.
- عبادت، ف.، اسماعیلی ساری، ع. و ریاحی بختیاری، ع. ۱۳۸۴. میزان و نحوه تغییرات فلزات سنگین و اندام های گیاهان آبی و رسوبات تالاب میانکاله. مجله محیط شناسی. شماره ۳۷. صفحات ۵۷-۵۳.
- عصری، ی و افتخاری، ط. ۱۳۷۸. معرفی فلور و پوشش گیاهی تالاب سیاه کشیم. مجله محیط شناسی دانشگاه تهران. شماره ۲۹. صفحات ۳۴-۲۵.
- معطر، ف.، جوادی، ا.، کرباسی، ع. و منوری، س. م. ۱۳۹۰. بررسی توانایی گیاه نیلوفر آبی سفید در کاهش فلزات سنگین (سرب، کادمیوم و منگنز) از محلول های آبی. مجله انسان و محیط زیست. شماره شانزدهم. صفحات ۴۹-۴۱.

Afrous, A., Manshour, M., Liaghat, A., Pazira, E. and Sedghi, H., 2010. Accumulation of Hg and As in three species of aquatic plants in Dezful, Iran. World Applied Science Journal. 10(8): 911-917.

Anderson, M. B., Dombeck, G. D., Mark, W. and Perry, P. E., 2000. Trace Metals Assimilation in

Treatment Wetland Sediments, www.nolte.com/shared/pdf/sacwetl.

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.

Chen, Y. L., Hong, X. Q., He, H., Luo, H. W., Qian, T. T., Li, R. Z., Jiang, H. and Yu, H. Q., 2014. Biosorption of Cr (VI) by *Typha angustifolia* : Mechanism and responses to heavy metal stress. *Bioresource Technology*, 160: 89-92.

Dhote, S. and Dixit, S., 2009. Water quality improvement through macrophytes- a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 152: 149–153.

Harguinteguy, C., Cirelli, A. F. and Pignata, M. L., 2015. Heavy metal accumulation in leaves of aquatic plant *Stuckenia filiformis* and its relationship with sediment and water in the Suquia river (Argentina). *Microchemical Journal* 114: 111-118.

Hoseinzadeh, G. H. R., Azarpour, E., Ziaeidoustan, H., Moradi, M. and Amiri, E., 2011. Phytoremediation of Heavy Metals by Hydrophytes of Anzali Wetland (Iran). *World Applied Sciences Journal* 12 (9): 1478-1481.

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.

Ladislav, S., Gerente, C., Chazarenc, F., Brisson, J. and Andres., 2015. Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds. *Ecological Engineering*. 80: 85-91.

Lazaro, J. D., Kidd, P. S. and Martinez, C. M., 2006. A phytogeochemical study of the Trás-os-Montes region (NE Portugal): possible species for plantbased soil remediation technologies. *Science of the Total Environment* 354 (2-3), 265-277.

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.

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 Cr³ and Cr⁶. *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: 22 – 29.

Phillips, D. P., Human, L. R. D. and Adams, J. B., 2015. Wetland plants as indicators of heavy metal contamination. *Marine Pollution Bulletin*. 92: 227-232.

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.

Sharma, S., Singh, B. and Manchanda, V. K., 2015. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. *Environ Sci Pollut Res.* 22: 946-962.

Skinner, K., Wright, N. and Porter-Goff, E., 2007. Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. *Environmental Pollution* 145: 234-237.

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

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* 27:786-792.

