



دانشگاه گنبد کاووس

نشریه "حفاظت زیست بوم گیاهان"

دوره اول، شماره سوم، پاییز ۹۲

<http://pec.gonbad.ac.ir>

بررسی نقش گیاه نی (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) در پالایش آلودگی ناشی از فلزات سنگین جهت حفاظت زیست بوم بخشی از حوزه‌ی آبخیز دز

علیرضا ایلدرمی^۱، پریسا نوروزی فرد^۲ و *ثمر مرتضوی^۳

^۱ دانشیار دانشکده منابع طبیعی دانشگاه ملایر، ^۲ کارشناس ارشد محیط زیست دانشگاه ملایر،

^۳ استادیار دانشکده منابع طبیعی دانشگاه ملایر

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۸/۲۵؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۲/۲۷

چکیده

گیاهان آبی صافی‌های زیستی غیر قابل جایگزینی هستند که می‌توانند مقادیر زیادی از فلزات سنگین را در خود ذخیره کنند. تحمل بالای این گونه‌ها به آلاینده‌ها، آن‌ها را برای پالایش آلودگی‌ها مناسب می‌سازد. در پژوهش حاضر به منظور بررسی وضعیت آلودگی رودخانه دز شهرستان دزفول و تأثیر گونه‌های گیاهی غالب موجود در منطقه، غلظت فلزات سنگین *Cu, Pb, Zn* و *Cd* در گونه ماکروفیت آبی *Phragmites australis* مورد مطالعه قرار گرفت. آماده‌سازی نمونه‌ها با ترکیب ۴:۱ اسیدنیتریک به اسید پرکلریک انجام گرفت و غلظت عناصر با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری گردید. نتایج نشان داد غلظت میانگین فلزات مس، سرب، روی و کادمیوم در رسوبات به ترتیب ۱۲/۰۲۱، ۱۲/۹۸۲، ۱۰۸/۴۸۵ و ۰/۱۸۹ می‌باشد؛ همچنین غلظت این فلزات در ساقه، برگ و اندام زیرزمینی گیاه نی برای فلز مس به ترتیب ۱/۹۰۳، ۳/۷۸۰ و ۷/۲۱۷، فلز سرب ۰/۲۶۵، ۰/۵۸۵ و ۲/۶۷۴، فلز روی ۳۰/۷۹۰، ۴۴/۹۸۱ و ۵۲/۲۱۶ و برای فلز کادمیوم ۰/۰۵۲، ۰/۱۲۰ و ۰/۲۷۵ میکروگرم بر گرم می‌باشد. بیشترین تجمع فلزات در اندام‌های زیرزمینی گیاه بود و میزان عناصر مورد مطالعه به ترتیب در ساقه > برگ > اندام زیرزمینی کاهش می‌یابند؛ که می‌توانند تحرک کم این عناصر از اندام‌های زیرزمینی به اندام‌های هوایی را پیشنهاد کنند. در میان عناصر مورد مطالعه غلظت فلز روی از محدوده بحرانی استاندارد بیشتر می‌باشد که بالا بودن مقدار شاخص انتقال آن (۱/۴۵) ممکن است. بیانگر توانایی بالای انتقال این فلز در گیاه باشد. در همین راستا اهمیت به کارگیری گیاه نی به‌عنوان یک گیاه تجمع‌دهنده برای فلزات مورد مطالعه پیشنهاد می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: آلاینده، اندام‌های گیاهی، تجمع‌دهنده، گیاه پالایی

*نویسنده مسئول: mortazavi.s@gmail.com

مقدمه

آلاینده‌های فلزی به دلیل پایداری بالا در محیط و تجمع در مجموعه مخازن طبیعی و در نهایت ورود به چرخه‌ی غذایی، اهمیت بوم‌شناختی زیادی دارند (Loska and Wiechula, 2003). از آنجا که فلزات سنگین تمایل به تجمع در رسوبات سطحی دارند، در نتیجه این فرآیند، غلظت فلزات در اعضای بالاتر زنجیره می‌تواند تا چندین برابر غلظت آن‌ها در محیط آب یا هوا افزایش یابد و سلامتی گیاهان و جانورانی را که از این مواد غذایی استفاده می‌کنند، به خطر اندازد. محلول‌های حاصل از ترکیبات فلزی به آب‌های سطحی و غیرسطحی می‌پیوندند که هرگونه آلودگی رواناب‌های سطحی در بالادست، آثار نامطلوب زیادی در پایین دست برجای می‌گذارد (Salajegheh *et al.*, 2011).

از سال ۱۹۸۰ موضوع استفاده گیاهان در پالایش و پاکسازی محیط و نقش آن‌ها در مهار آلودگی به‌عنوان روشی موثر در تصفیه درجا خاک مطرح شد و از سال ۱۹۹۰ تاکنون به‌صورت علمی در تحقیقات مختلف بکار برده می‌شود. از مزایای این روش‌ها می‌توان به صرفه اقتصادی آن‌ها و سازگار بودن با محیط زیست اشاره کرد (Ghanad pour and Zndmoqadam, 2010). گیاه پالایی، گونه‌ای فن‌آوری است که طی آن، آلودگی‌ها از طریق تجزیه مستقیم، پالایش غیرمستقیم (با حمایت جمعیت‌های میکروبی) و جذب از خاک یا آب و تغلیظ در ناحیه‌ی ریشه یا بافت گیاه تصفیه می‌شوند (Fallahi *et al.*, 2012).

با توجه به اینکه گیاهان آبی بخشی طبیعی هر اکوسیستم آبی را به خود اختصاص می‌دهند، در تصفیه‌ی اکوسیستم و تعادل اکولوژیکی محیط نیز نقش مهمی بازی می‌کنند. تحمل بالای این گونه‌ها به آلاینده‌ها، آن‌ها را برای پالایش خاک‌های آلوده مناسب می‌سازد (Bonanno and Lo Giudice, 2010). گونه‌ای همه‌جازی^۱ با پراکنش وسیع بوده که به آسانی رشد کرده و بهترین گونه گیاهی برای کاهش تجمع فلزات سنگین و اثرات ناشی از آن‌ها در آب، خاک و به تبع آن زنجیره غذایی است. زیست‌توده و تولید بالای این گیاه، خصوصیت بارز آن در محیط‌های مرطوب است و به واسطه داشتن سیستم ریشه‌های فیبری با سطح تماس بالا معمولاً توانایی تجمع فلزات در غلظت‌های بالا را دارد (Ebrahimi *et al.*, 2012). در جهان، گیاه نی بعد از گونه لویی یکی از بهترین گونه‌های گیاهی است که می‌تواند برای تصفیه مطرح شود (Fallahi *et al.*, 2012).

ابراهیمی و همکاران (Ebrahimi *et al.*, 2012)، تجمع فلزات سنگین روی، مس و کروم در گیاه نی در منطقه صنعتی لیا قزوین را بررسی کردند. نتایج این مطالعه نشان داد که کم‌ترین تجمع در اندام‌های گیاهی، خاک و آب مربوط به عنصر مس بوده و در رابطه با تجمع سه فلز مورد مطالعه روند کاهشی ساقه > برگ > ریزوم > ریشه برقرار بوده است. طی تحقیقی فن‌ادپور و زندمقدم (Ghanad pour

1- Cosmopolitan

(Zndmoqadam, 2010) & تجمع فلزات سنگین سرب، روی، نیکل و کادمیوم در گیاه لویی و رسوبات رودخانه‌های اروند و بهم‌نشیر استان خوزستان بررسی کردند. از میان فلزات سنگین مذکور میانگین غلظت فلزات روی و کادمیوم در قسمت ریزوم بالاتر از برگ و رسوب بوده است. چراغی و همکاران (Cheraghi et al., 2012) در بندر امام خمینی، تجمع فلزات سنگین مس، سرب، روی، کادمیوم و نیکل را در رسوب، برگ و ریشه گیاه حرا (*Avicenia marina*)، بررسی کردند. نتایج نشان داد بیشترین غلظت در رسوب و کمترین مقدار غلظت در برگ بوده است و بین مقادیر غلظت فلز مس، سرب، کادمیوم و نیکل در رسوب، ریشه و برگ این گیاه، اختلاف معنی‌داری وجود دارد. در مطالعه‌ای بر رودخانه سی‌سی‌لی ایتالیا، تجمع برخی از فلزات سنگین در رسوبات و ریشه، ریزوم، ساقه و برگ‌های ماکروفیت‌های آبی *Phragmites australis* بررسی شد. نتایج نشان داد که اندام‌های زیرزمینی مکان‌های اولیه‌ی تجمع فلزات هستند. تجمع فلزات در اندام‌های گیاه روند کاهشی ریشه > برگ \geq ریزوم > ساقه را داشته است (Bonanno and Lo Giudice, 2010). براگاتو و همکاران (Bragato et al., 2009)، طی مطالعه‌ای بر رودخانه‌ی پو^۲ واقع در شمال ایتالیا، تجمع چهار فلز سنگین نیکل، روی، مس و کروم را در گیاه نی (*Phragmites australis*) بررسی کردند. نتایج نشان داد سطوح فلزات در طی فصل رشد، در ریزوم و ساقه نسبت به برگ‌ها بالاتر بوده، این گیاه می‌تواند به‌طور موثر در زمان برداشت برای حذف فلزات از اندام‌های هوایی به‌کار گرفته شود. براگاتو و همکاران (Bragato et al., 2009)، در بخشی از کار خود به منظور بررسی فلزات سنگین رها شده در حوضه آبخیز لاگون ونیز^۳ در ایتالیا، دو ماکروفیت غالب *Phragmites australis* و *Bolboschoenus maritimus* موجود در تالاب را مطالعه کردند. نتایج نشان داد تجمع فلزات سنگین در *P. australis* نسبت به *B. maritimus* بیشتر بود. همچنین تجمع فلزات سنگین به‌طور عمده در اواخر فصل رشد گیاه افزایش یافته بود (Bragato et al., 2006). ایت‌علی و همکاران (Ait Ali et al., 2002) در رودخانه گوآدالنتین^۴ اسپانیا، جذب فلزات توسط *Phragmites australis* و *Zea mays* را بررسی کردند. نتایج نشان داد که گیاه نی به‌طور قابل توجهی تحمل بیشتری در برابر عنصر مس، نسبت به ذرت دارد. همچنین فاکتور تجمع زیستی^۵ در ریشه‌ها نسبت به ساقه‌های هر دو گونه‌ی گیاهی بیشتر بود و در نهایت نی را به‌عنوان یک گیاه مناسب در تصفیه فاضلاب برای حذف مس معرفی کردند.

-
- 1- Sicily
 - 2- Po
 - 3- Venice
 - 4- Guadalentin
 - 5- Bio-concentration Factor (BCF)

از آنجا که نیزارهای طبیعی^۱، نقش اساسی در محیط زیست دارند، از آنها می‌توان به‌عنوان سیستم‌های طبیعی پالایش آب‌های آلوده شهری، صنعتی و کشاورزی استفاده کرد (Rezvani *et al.*, 2005). در این راستا، رودخانه دز به‌عنوان یکی از منابع مهم آبی کشور، اهمیت بالایی دارد. چرا که ضمن تأمین آب شرب شهرها و روستاهای مسیر خود، تأمین‌کننده آب مورد نیاز بسیاری از صنایع و واحدهای تولیدی است. این حوزه هر ساله نیز پذیرای شمار زیادی از پرندگان آبی مهاجر است و زیستگاهی برای پرندگان بومی و با ارزش منطقه به حساب می‌آید. از این رو، مطالعه و توجه به کلنی‌های انبوه از نیزارهای طبیعی در ساحل این رودخانه و نقش گونه‌های ماکروفیتی چون نی که در پالایش برخی آلاینده‌های تخلیه شده به آن، که تأثیر به‌سزایی در سلامت محیط زیست منطقه دارند، ضرورت بسیاری دارد.

مواد و روش‌ها

موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه حوزه‌ی آبخیز دز، در استان خوزستان در نیمه‌ی غربی کشور ایران قرار گرفته است. شهرستان دزفول نیز در شمال آن واقع شده است. رودخانه دز از استان لرستان سرچشمه گرفته و با طی مسافتی طولانی و گذر از شهرستان دزفول به رودخانه کارون ریخته و در نهایت به خلیج فارس منتهی می‌شود. حوضه‌ی آبریز دز از لحاظ موقعیت جغرافیایی بین $48^{\circ}10'$ تا $50^{\circ}21'$ طول شرقی و $31^{\circ}34'$ تا $34^{\circ}07'$ عرض شمالی محدود شده است. مساحت کل حوزه بالغ بر ۲۱ هزار و ۷۲۰ کیلومتر مربع است (Roghani zadegan, 2012).

به‌دلیل گستردگی و تنوع منابع آلاینده در منطقه و با توجه به این که شهرستان دزفول از جمله مکان‌های مهم جمعیتی است که فاضلاب شهری آن به حوضه آبریز کارون-دز وارد می‌شود (Pourjafari, 2000)، کنترل و کاهش بار آلودگی در محیط‌های مختلف و جلوگیری از به هم خوردن زنجیره غذایی در بوم سازگان اهمیت زیادی دارد.

جمع‌آوری داده‌ها و جامعه آماری

مطالعات میدانی و بازدید از منطقه از اواسط مردادماه سال ۱۳۹۱ تا آبان ماه همان سال صورت گرفت. در نهایت، شش ایستگاه نمونه‌برداری در طول رودخانه‌ی دز و در مسیر عبور از شهرستان دزفول انتخاب شد. روش تحقیق بدین صورت بود که جهت بررسی تأثیرات ناشی از محدوده شهری، بازه‌ی

1- Natural wetlands

ورودی این رودخانه به شهرستان دزفول به‌عنوان ایستگاه اول و بازه‌ی خروجی آن را به‌عنوان ایستگاه آخر در نظر گرفته شد. سایر ایستگاه‌ها در محدوده شهری، با تأکید بر وجود کلنی‌های نی و یا احتمال وجود آلودگی انتخاب شدند. ایستگاه دوم به علت وجود احتمال آلودگی در آن انتخاب گردید؛ اما نمونه گیاهی در آن وجود نداشت.

از آن‌جاکه حداکثر ذخیره گیاهی با توجه به مراحل فنولوژی هم‌زمان با اوج دوره‌ی رشد گیاه نی است، نمونه‌برداری در اواخر آبان‌ماه هم‌زمان با رسیدگی گیاه از حاشیه رودخانه و در ناحیه جذر و مدی صورت گرفت. در هر ایستگاه سه نمونه از گیاه *P. australis* درون یک قطعه ۵×۲ مترمربعی جمع‌آوری و نمونه‌های رسوب از محلی که نمونه گیاه هر ایستگاه جمع‌آوری شده بود با چهار تکرار از لایه‌ی سطحی (صفر تا سه سانتی‌متر) برداشت شد؛ زیرا بخش سطحی رسوبات به‌طور مستمر تحت تأثیر درجه تغییرات روزانه آلودگی است (Chakaraborty, 2009). موقعیت‌های جغرافیایی و مشخصات هر ایستگاه نیز ثبت شد و نمونه‌ها کدگذاری شدند. نمونه‌های گیاهی و نمونه‌های رسوب در یخدان محتوی یخ نگه‌داری و به آزمایشگاه منتقل شدند (Bonanno and Lo Giudice, 2010).

آماده‌سازی نمونه‌ها و اندازه‌گیری غلظت فلزات

نمونه‌های گیاهی ابتدا به اندام زیرزمینی، ساقه و برگ تفکیک شدند. در مرحله‌ی دوم نمونه‌های گیاهی در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به‌مدت ۴۸ ساعت و نمونه‌های رسوب در دمای ۸۰ درجه سانتی‌گراد به‌مدت ۷۲ ساعت در آون گذاشته شد تا به وزن ثابتی برسند. پس از خشک شدن، نمونه‌ها در هاون کوبیده و نمونه‌های رسوب از الک عبور داده شدند (Bonanno and Lo Giudice, 2010). به منظور هضم نمونه‌ها ابتدا یک گرم از نمونه خشک شده رسوب یا نمونه گیاهی به‌وسیله ترکیبی از اسیدنیتریک و اسیدپرکلریک به نسبت چهار به یک بر روی دستگاه هضم کننده^۱ ابتدا در دمای پایین (۴۰ درجه سانتی‌گراد) به‌مدت یک ساعت و سپس در دمای ۱۴۰ درجه سانتی‌گراد به‌مدت سه ساعت هضم گردید. سپس نمونه‌ها توسط آب مقطر دوبار تقطیر و به حجم رسانیده شد. پس از آن با کاغذ صافی واتمن شماره یک صاف شدند (Yap *et al.*, 2002). جهت اطمینان از دقت عملیات هضم و رفع خطای ناشی از آماده‌سازی نمونه و عدم تأثیر مواد مصرفی بر غلظت فلزات، در هر نوبت از عملیات هضم، یک نمونه‌ی شاهد^۲ در نظر گرفته شد. غلظت فلزات در نمونه‌ها توسط دستگاه جذب اتمی مدل Analytic Jena ContraAA 700 اندازه‌گیری گردید. در این مرحله غلظت فلزات موردنظر در نمونه‌های شاهد نیز اندازه‌گیری، از مقادیر به‌دست آمده برای نمونه‌ها کسر شد.

1- Heating block

2- Blank

تجزیه و تحلیل داده‌ها

ابتدا داده‌های حاصل با استفاده از نرم‌افزار Excel دست‌بندی شدند. به منظور بررسی نرمال بودن داده‌ها از نرم‌افزار Minitab نسخه ۱۴، استفاده شد؛ تجزیه واریانس داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS با نسخه ۲۱ و مقایسه میانگین داده‌ها برای داده‌های همگن با کمک آزمون دانکن و برای داده‌های ناهمگن با استفاده از آزمون Dunnett T3 انجام گرفت.

محاسبه شاخص تجمع زیستی

شاخص تجمع زیستی یا ضریب تجمع زیستی مشخص‌کننده توانایی گیاهان برای تحمل و تجمع فلزات سنگین در اندام‌های خود بوده که مطابق روابط (۱) و (۲) به صورت زیر محاسبه می‌گردد (Zacchini *et al.*, 2008):

رابطه (۱)

$$\text{ضریب تجمع زیستی اندام زیرزمینی} = \frac{\text{غلظت فلز در اندام زیرزمینی}}{\text{غلظت فلز در خاک}}$$

رابطه (۲)

$$\text{ضریب تجمع زیستی اندام هوایی} = \frac{\text{غلظت فلز در اندام هوایی}}{\text{غلظت فلز در خاک}}$$

محاسبه شاخص انتقال (TF^۱)

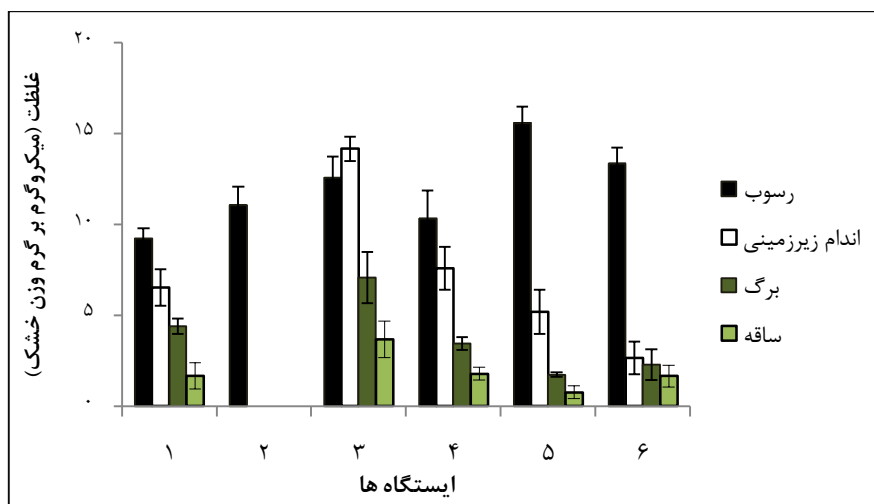
شاخص انتقال یا ضریب انتقال نشان‌دهنده توانایی خاص گیاهان برای جذب و انتقال فلزات از رسوبات و سپس ذخیره‌ی آن‌ها در بخش‌های بالایی سطح زمین است (Sasmaz *et al.*, 2008). مقادیر این شاخص مطابق رابطه (۳) به صورت زیر محاسبه می‌گردد (Malekzadeh *et al.*, 2008; Zacchini *et al.*, 2011):

رابطه (۳)

$$\text{شاخص انتقال} = \frac{\text{غلظت فلز در اندام هوایی}}{\text{غلظت فلز در اندام زیرزمینی}}$$

نتایج

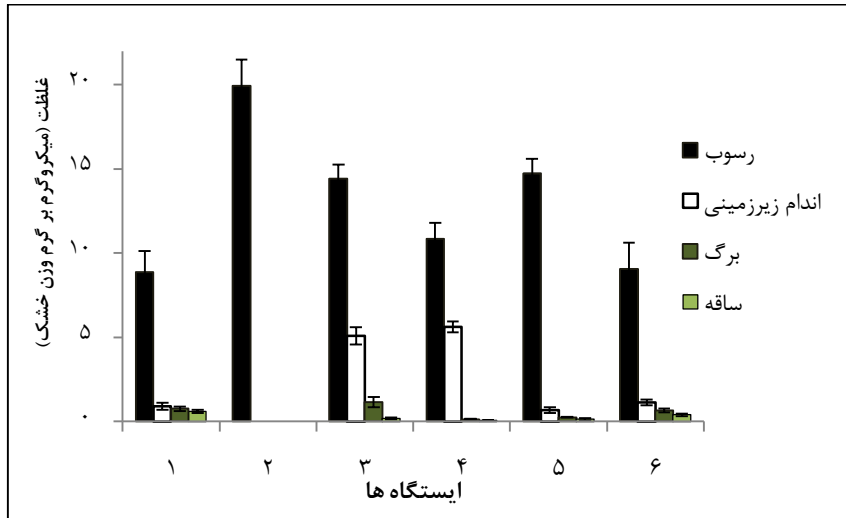
مطابق شکل (۱) میانگین غلظت فلز مس در ایستگاه‌های تحت مطالعه در اندام‌های گیاهی و رسوبات آورده شده است:



شکل ۱- نمودار مقایسه میزان غلظت مس در رسوب، ساقه، برگ و اندام زیرزمینی گیاه نی در ایستگاه‌های تحت مطالعه

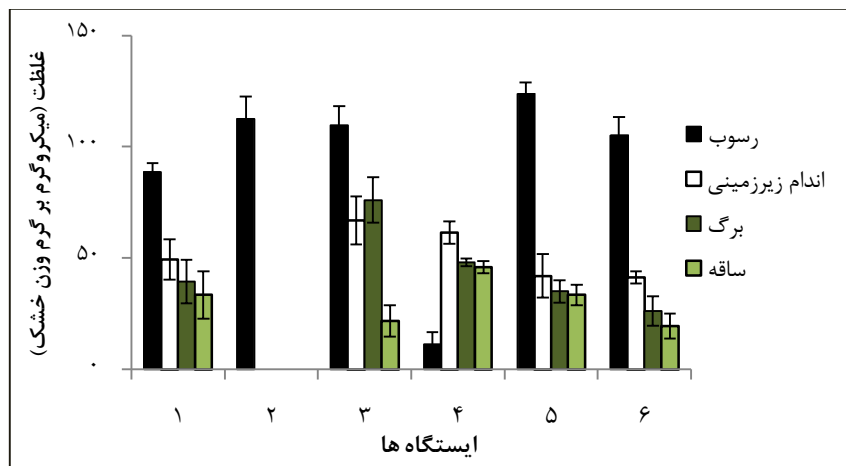
نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه داده‌ها نشان داد بین غلظت این فلز در رسوبات ایستگاه‌های مختلف، اختلاف معناداری در سطح ۰/۰۵٪ ($P < 0/05$) وجود دارد. با توجه به ناهمگن بودن نتایج ($P < 0/05$) آزمون Dunnett T3 اختلاف معناداری در سطح ۰/۰۵٪ را در بین ایستگاه‌های ۱ و ۵ نشان داد. همچنین از بین عناصر مورد مطالعه تنها فلز مس در برگ و ریشه گیاهان ایستگاه‌های مورد مطالعه، اختلاف معناداری در سطح ۰/۰۵٪ ($P < 0/05$) داشتند.

شکل (۲) میانگین غلظت فلز سرب در ایستگاه‌های تحت مطالعه در اندام‌های گیاهی و رسوبات آورده شده است. آزمون ANOVA نشان داد بین غلظت این فلز در رسوبات ایستگاه‌های مختلف، اختلاف معناداری در سطح ۰/۰۵٪ ($P < 0/05$) وجود دارد که با توجه به ناهمگن بودن نتایج ($P > 0/05$) آزمون دانکن اختلاف معناداری در سطح ۰/۰۵٪ را بین همه ایستگاه‌ها به جز ۱ با ۶ و ۳ با ۵ نشان داد.



شکل ۲- نمودار مقایسه میزان غلظت سرب در رسوب، ساقه، برگ و اندام زیرزمینی گیاه نی در ایستگاه‌های تحت مطالعه

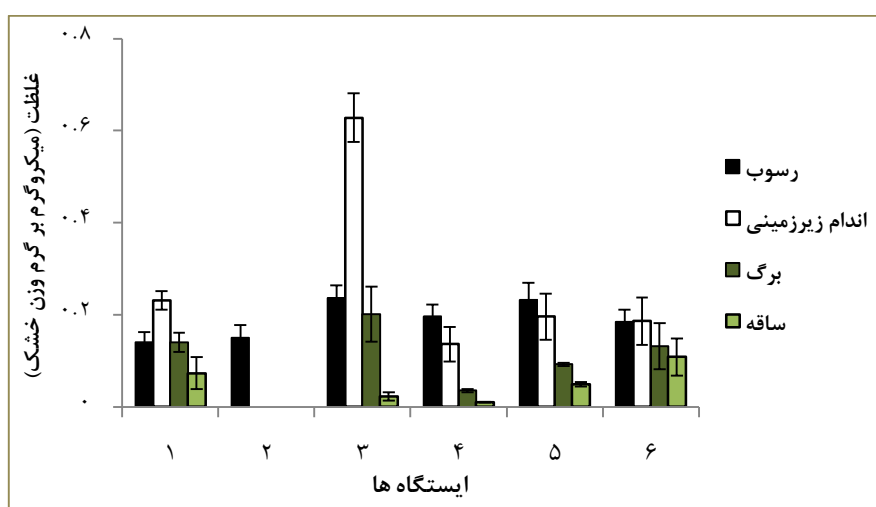
مطابق شکل (۳) میانگین غلظت فلز روی در ایستگاه‌های تحت مطالعه در اندام‌های گیاهی و رسوبات آورده شده است:



شکل ۳- نمودار مقایسه میزان غلظت روی در رسوب، ساقه، برگ و اندام زیرزمینی گیاه نی در ایستگاه‌های تحت مطالعه

نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه داده‌ها نشان داد بین غلظت این فلز در رسوبات ایستگاه‌های مختلف، اختلاف معناداری وجود ندارد.

مطابق شکل (۴) میانگین غلظت فلز کادمیوم در ایستگاه‌های تحت مطالعه در اندام‌های گیاهی و رسوبات آورده شده است. آزمون ANOVA نشان داد بین غلظت این فلز در رسوبات ایستگاه‌های مختلف، اختلاف معناداری در سطح ۰/۰۵٪ ($P < 0/05$) وجود دارد که با توجه به همگن بودن نتایج مختلف، آزمون دانکن اختلاف معناداری در سطح ۰/۰۵٪ را بین همه ایستگاه‌ها بجز ۳ با ۵ نشان داد.



شکل ۴- نمودار مقایسه میزان غلظت کادمیوم در رسوب، ساقه، برگ و اندام زیرزمینی گیاه نی در ایستگاه‌های تحت مطالعه

مقادیر به دست آمده از طریق محاسبه شاخص تجمع زیستی در جدول (۱) آمده است.

جدول ۱- مقادیر محاسبه شده شاخص تجمع زیستی

Cd	Zn	Pb	Cu	BCF
۰/۹۱۰	۰/۶۹۷	۰/۰۶۵	۰/۴۷۲	اندام‌های هوایی
۱/۴۵۵	۰/۴۸۱	۰/۲۰۵	۰/۶۰۰	اندام زیرزمینی

مقادیر محاسبه شده شاخص انتقال برای فلزات مس، سرب، روی و کادمیوم در گیاه نی در جدول (۲) آمده است:

جدول ۲- مقادیر محاسبه شده‌ی شاخص انتقال

TF (Cd)	TF (Zn)	TF (Pb)	TF (Cu)	
۰/۶۲۵	۱/۴۵۱	۰/۳۱۷	۰/۷۸۷	شاخص انتقال از اندام زیرزمینی به اندام هوایی

بحث و نتیجه‌گیری

در این مطالعه، میانگین غلظت‌های به‌دست آمده برای فلز مس در اندام‌های مختلف گیاهی از محدوده سمی بودن گیاهی (۲۵-۴۰ میکروگرم بر گرم) که توسط چانی و همکاران (Chaney *et al.*, 1989) مطرح شده، کمتر است و با نتایج بونانو و لو گیودیسی (Bonanno and Lo Giudice, 2010) و ابراهیمی و همکاران (Ebrahimi *et al.*, 2012) در گیاه نی مطابقت دارد. میانگین غلظت فلز سرب در اندام‌های مختلف گیاهی از حد مسمومیت گیاهی مربوط به فلز سرب (۳۰-۳۰۰ میکروگرم بر گرم) که توسط چانی و همکاران (Chaney *et al.*, 1989) مطرح شده، کمتر بوده و در محدوده‌ی مقادیر به‌دست آمده در گیاهان مناطق غیرآلوده (۰/۰۵-۳ میکروگرم بر گرم) که توسط آلن (Allen, 1989) مطرح گردیده، با نتایج به‌دست آمده توسط بونانو و لو گیودیسی (Bonanno and Lo Giudice, 2010) در رابطه با گیاه نی و قنادپور و زند مقدم (Ghanad pour and Zndmoqadam, 2010) در رابطه با گیاه لویی مطابقت دارد.

در رابطه با مقادیر غلظت به‌دست آمده برای فلز روی در این مطالعه از حد مسمومیت گیاهی فلز روی (۱۵۰۰-۵۰۰ میکروگرم بر گرم) که توسط چانی و همکاران (Chaney *et al.*, 1989) مطرح شده کمتر بوده؛ اما از محدوده بحرانی برای گیاهان (۲۰-۵ میکروگرم بر گرم) که توسط آکسوی و دمیرزن (Aksoy and Demirezen, 2004) مطرح شده، بالاتر می‌باشد در حالی که مقادیر به دست آمده برای فلز روی در گیاه لویی توسط قنادپور و زند مقدم (Ghanad pour and Zndmoqadam, 2010) در محدوده‌ی بحرانی برای گیاه قرار داشت. نتایج بونانو و لو گیودیسی (Bonanno and Lo Giudice, 2010) به‌جز در رابطه با ساقه‌ها که در محدوده‌ی بحرانی قرار داشت، سایر اندام‌ها از محدوده سمی گیاهی کمتر بوده، اما از محدوده‌ی بحرانی برای این فلز بیشتر است. به احتمال، بالا بودن مقادیر غلظت فلز روی در اندام‌های گیاهی به دلیل نیاز گیاه به این عنصر جهت تغذیه و فعالیت‌های آنزیمی می‌باشد.

مقادیر به‌دست آمده برای فلز کادمیوم از حد مسمومیت گیاهی فلز کادمیوم (۷۰۰-۵ میکروگرم بر گرم) که توسط چانی و همکاران (Chaney *et al.*, 1989) مطرح شده، کمتر بوده و در محدوده‌ی مقادیر به‌دست آمده گیاهان مناطق غیر آلوده (۰/۰۳-۰/۰۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) که توسط آلن (Allen, 1989) مطرح شده، قرار داشته، با نتایج قنادپور و زند مقدم (Ghanad pour and Zndmoqadam, 2010) در رابطه با گیاه لویی مطابقت دارد.

2010) مطابقت دارد؛ اما نتایج بونانو و لو گیودیس (Bonanno and Lo Giudice, 2010) نشان داد با وجودی که غلظت‌های به دست آمده از حد سمیت گیاهی کمتر است، از محدوده به دست آمده برای گیاهان مناطق غیر آلوده بیشتر بوده است.

علاوه بر موارد یاد شده، وضعیت فلزات مورد مطالعه در گیاه نی در مقایسه با محدوده‌های استاندارد توسط کاباتا-پندیاس و پندیاس (Kabata-Pendias and Pendias, 1992) مطابق جدول (۳) آورده شده است:

جدول ۳- مقایسه محدوده‌های استاندارد توسط کاباتا-پندیاس و پندیاس (Kabata-Pendias and Pendias, 1992) برای گیاهان و وضعیت گیاهان در مطالعه حاضر (بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم)

فلزات	محدوده میانگین غلظت در مطالعه حاضر	محدوده معمول در گیاهان	محدوده بحرانی در گیاهان	وضعیت سمیت
Cu	۱/۹۰۳-۷/۲۱۷	۷/۵۳-۸/۴۴	۲۵-۹۰	کمتر از حد معمول
Pb	۰/۲۶۵-۲/۶۷۴	۰/۲-۲۰	۳۰-۳۰۰	حد معمول
Zn	۳۰/۷۹۰-۵۲/۲۱۶	۱-۴۰۰	۱۰۰-۴۰۰	حد معمول
Cd	۰/۰۵۲-۰/۲۷۵	۰/۱-۲/۴	۱۰-۳۰	حد معمول

براساس نتایج به دست آمده از محاسبه شاخص تجمع زیستی و مقایسه آن‌ها با طبقه‌بندی پیشنهادی ما و همکاران (Ma *et al.*, 2001) برای گیاهان مطابق جدول (۴)، گیاه نی در رابطه با فلزات مس و روی در اندام‌های هوایی و زیرزمینی و همچنین در رابطه با فلز سرب در اندام‌های زیرزمینی به عنوان یک گیاه جاذب عمل کرده، در رابطه با فلز کادمیوم، اندام‌های زیرزمینی این گیاه به عنوان یک گیاه ابر جاذب مطرح می‌شود. اندام‌های هوایی با داشتن مقدار شاخص تجمع زیستی نزدیک به یک (۰/۹)، به عنوان یک اندام جاذب کادمیوم اما با توانایی بالا برای جذب می‌باشند. در رابطه با فلز سرب، اندام‌های هوایی دارای مقدار شاخص تجمع زیستی نزدیک به صفر هستند که نشان می‌دهند اندام‌های هوایی گیاه نی حالت دافع در رابطه با این فلز دارند.

جدول ۴- طبقه‌بندی پیشنهادی ما و همکاران (Ma *et al.*, 2001) برای گیاهان

BCF > 1	BCF < 1	BCF ≈ 0
Hyperaccumulator	Accumulator	Excluder

همان‌طور که گفته شد شاخص انتقال توانایی گیاه، اهداف گیاه پالایی را برآورد می‌کند. طبق نظریات کاباتا - پندیاس و پندیاس (Kabata-Pendias and Pendias, 2000)، چنان‌چه شاخص انتقال بین

۰/۰۱ تا یک باشد به این معنی است که حالت تجمع و دسترسی در گیاه، متوسط است. بر این اساس، به جز در مورد فلز روی در رابطه با فلزات مس، سرب و کادمیوم حالت تجمع و دسترسی در گیاه در همان حد میانه است؛ اما در رابطه با فلز روی مقدار این شاخص بزرگتر از یک بوده؛ بنابراین در این گیاه، فلز روی تجمع و دسترسی بالایی دارد. این امر، بیانگر کارایی سیستم انتقال فلزات است که احتمالاً فلزات را در واکنش برگ‌ها و آپوپلاست متوقف می‌کند (Sasmaz et al., 2008). مقادیر حاصل از شاخص انتقال این پژوهش از مدل زیر پیروی می‌کند:

Zn > Cu > Cd > Pb : شاخص انتقال از اندام زیرزمینی به هوایی

مدل به‌دست آمده توسط قنادپور و زند مقدم (Ghanad pour and Zndmoqadam, 2010) مربوط به گیاه لوبی در رابطه با فلزات بررسی شده با نتایج مطالعه حاضر مطابقت داشت:

Ni > Zn > Cd > Pb : شاخص انتقال از اندام زیرزمینی به هوایی

نتایج به‌دست آمده از این مطالعه نشان داد که غلظت فلزات سنگین در گونه‌ی *P. australis* بستگی زیادی به اندام گیاهی دارد. همان‌طور که گفته شد اندام‌های زیرزمینی بیشترین تجمع فلزات مورد مطالعه را در مقایسه با اندام‌های هوایی داشتند که براساس نتایج به‌دست آمده، احتمالاً مربوط به دسترسی زیستی این عناصر در رسوبات است. اندام‌های زیرزمینی *P. australis* به‌دلیل بافت پارانشیمی با فضاهای بین سلولی زیاد که از هوا پر شده‌اند، می‌توانند مقادیر زیادی از فلزات را در خود جمع کنند (Bonanno and Lo Giudice, 2010). در رابطه با هر چهار فلز مورد مطالعه، نسبت غلظت فلز در برگ به ساقه بیشتر از یک است؛ زیرا در اندام‌های هوایی گیاه، فلزات به‌طور معمول در واکنش‌های برگ‌ها تجمع می‌یابند. کلمنتس و همکاران (Clements et al., 2005)، عبادتی و همکاران (Ebadati et al., 2009) و ابراهیمی و همکاران (Ebrahimi et al., 2012) نیز به نتیجه مشابه در این زمینه رسیدند.

به‌طور کلی روند روبرو در رابطه با هر چهار فلز مورد مطالعه یافت شد:

ساقه‌ها > برگ‌ها > اندام‌های زیرزمینی

روند روبرو در هر اندام گیاهی یافت شد:

کادمیوم > سرب > مس > روی

P. australis به واسطه راهکارهای دفاعی خود مانند افزایش فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان، به‌عنوان یک گونه بسیار مقاوم نسبت به کادمیوم مطرح شده است. به‌طور ویژه مشخص شد که ریشه‌ها می‌توانند به‌عنوان انباشتگرهای کادمیوم مطرح شوند و توانایی آن‌ها به‌منظور استفاده جهت سم‌زدایی کادمیوم پیشنهاد شده است؛ نتایج به‌دست آمده از این مطالعه در رابطه با انباشتگر بودن اندام زیرزمینی گیاه نی برای فلز کادمیوم با نتایج بونانو و لو گیودیسی (Bonanno and Lo Giudice, 2010) مطابقت دارد.

مطابق گزارش‌های زاکچینی و همکاران (Zacchini *et al.*, 2008)، گونه‌ای که دارای ضریب تجمع زیستی در اندام زیرزمینی بزرگتر از یک و شاخص انتقال از اندام زیرزمینی به اندام هوایی کوچکتر از یک باشد برای تثبیت گیاهی و گونه‌ای که دارای ضریب تجمع زیستی در اندام هوایی بزرگتر از یک باشد برای برداشت گیاهی مناسب است. از سوی دیگر فتاحی کیاسری و همکاران (Fattahi Kiasari *et al.*, 2010) اذعان داشتند که در انتخاب گیاهان به منظور گیاه پالایی گیاهی مناسب‌تر است که بتواند علاوه بر جذب زیاد عنصر، نسبت انتقال آن از اندام زیرزمینی به ساقه بیشتر باشد. بنابراین گیاه نمی‌تواند به عنوان یک گیاه مناسب برای تثبیت گیاهی کادمیوم در این پژوهش مطرح شود. در نتیجه‌گیری کلی می‌توان گفت که غلظت فلزات در اندام‌های گیاهی از حدود سمیت استاندارد کمتر بوده و اندام‌های زیرزمینی بیشترین تجمع فلزات مورد مطالعه را در مقایسه با اندام‌های هوایی دارند که در رابطه با فلز کادمیوم، اندام زیرزمینی به‌عنوان ابر جاذب عمل می‌کند؛ همچنین با وجود تفاوت‌های موجود در غلظت فلزات سنگین در اندام‌های گیاهی و رسوبات، به‌طور کلی گونه *P. australis* به‌عنوان یک گیاه جاذب و تجمع‌دهنده قابل استفاده برای کاهش فلزات سنگین در رسوبات منطقه مورد مطالعه پیشنهاد می‌شود.

منابع

- Ait Ali N., Pilar Bernal M., Ater M. 2002. Tolerance and bioaccumulation of copper in *Phragmites australis* and *Zea mays*, Plant and Soil, 239:103-111.
- Allen S.E. 1989. Chemical Analysis of Ecological Material, 2nd edition. Oxford, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 368p.
- Bonanno G., Lo Giudice R. 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. Ecological Indicators, 10: 639-645.
- Bragato C., Brix H., Malagoli M. 2006. Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. Environmental Pollution, 144: 967-975.
- Bragato C., Schiavon M., Polese R., Ertani A., Pittarello M. et al., 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.
- Chakaraborty R., Zaman S., Mukhopadhyay N., Banerjee K., Matra A. 2009. seasonal variation of Zn, Cu and Pb in the esuarine stretch of west Bengal. Indian Journal of Marine Sciences, 38:104-109.
- Chaney R.L.M., Malik Y.M., Li S., Brown L., Baker A.J.M. 1997. Phytoremediation of soil metals. Current Opinion in Biotechnology, 8:279-284.

- Cheraghi M., Dadalhy Sohrab A., Sfahyh A.R., Ghanemi K., Douraghi A.M. 2012. Investigation of accumulation of heavy metals in bed leaves and roots of mangrove (*Avicennia marina*) in the province of Khuzestan. Journal of Marine Science and Technology, 11(4):46-56. (In Persian).
- Clemens S., Plamgren M.G., Kramer U. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. Trends Plant Science, 7 (8):309-315.
- Demirezen D., Aksoy A. 2004. Accumulation of heavy metal in *Typha angustifolia* L. and *Potamogeton pectinatus* L. living in Sultan Marsh (Kayseri and Turkey). Chemosphere, 56:685-696.
- Ebadati F., Ismail Sari A., Riahi Bakhtiari A.R. 2009. How the changes of heavy metals and organ aquatic plants and sediments Miankaleh wetland. Journal of Environmental Studies, 37:53-57. (In Persian).
- Ebrahimi M., Jafari M., Savaghebi G.H., Azarnivand H., Tawil A. 2012. Investigation of phytoremediation species of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in soils contaminated with heavy metals (case study, Industrial area Lia - Ghazvin). Journal of Research Pasture, the sixth year, 1:1-9. (In Persian).
- Fallahi F., Ayati B., Ganji dost H. 2012. Nitrate removal by phytoremediation on laboratory scale process. Journal of Water and Wastewater, 1:57-65.(In Persian).
- Fattahi Kiasari A., Fotoat A., Astarayi A.R., Haq nia Gh.H. 2010. Sulfuric acid and EDTA on phytoremediation of lead in of soil by three plants sunflower, maize and cotton. Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, Soil and Water Sciences, Year fourteenth, 51: 57-68. (In Persian).
- Ghanad pour J., Zndmoqadam A. 2010. Accumulation of heavy metals lead, zinc, nickel and cadmium in *Typha latifolia* and river sediments Arvand and Bahmanshir in winter season. Journal of Wetlands, Islamic Azad University, Khuzestan, Second Year, 5:29-36. (In Persian).
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. 2nd edition. CRC Press, Florida Boca Raton. 365 p.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 2000. Trace Elements in Soils and Plants, 3rd Edit, Bocaraton NewYork, CRC Press. 403 p.
- Loska K., Wiechula D. 2003. Application of principal component analysis for the estimation of source heavy metal contamination in surface swdiments from Rybnik Reservoir. Chemosphere, 51:723-733.
- Ma L.Q., Komar K.M., Tu C., Zhang W., Cai Y., Kenell E.D. 2001. A fern that hyper accumulates arsenic. Nature, 409:579-582.
- Malekzadeh A., Alikhani H.A., Savaghebi Firoozabadi Gh.R., Zarei M. 2011. Interactions of arbuscular mycorrhizal fungus and bacteriaes PGPR cadmium-resistant. phytoremediation cadmium, Journal of Soil and Water (Science and Agricultural Industry), 25:266-274.

- Pourjafari N. 2000. Assessing changes Do, COD and concentration of copper and cadmium and relationship heavy metals with water quality parameters such as salinity, turbidity, temperature, PH, TDS, EC in Karun river. thesis M.Sc. a engineering Natural Resources-Environmental Science (MS), Azad Islamic University, Science and Research Khuzestan. (In Persian).
- Rezvani M., Ghorban Noor Mohammadi G.H., Zfranian P. 2005. Clearing the contaminants of soil, groundwater and air by plants (Phytoremediation). Special Issue-Research of Agricultural Sciences, Islamic Azad University, Science and Research Tehran, Year eleventh, 1:7-25. (In Persian).
- Roghani Zadegan N. 2012. Survey river pollution Dez by using indexes Macrobenthos biodiversity (ranging from Dez Sluice to Bndqyr). Thesis, M.Sc. Department of sciences Environment, Islamic Azad University, Sciences and Research, Khuzestan. (In Persian).
- Salajegheh A., Razavi Zade S., Khorasani N.A., Hamidi Far M., Salajegheh S. 2011. Land use change and its impacts on water quality (a case study: Karkheh watershed area). Journal of Environmental Studies, thirty-seventh year, 58: 81-86. (In Persian).
- Sasmaz A., Obek E., Hasar H. 2008. The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia* L. grown in a stream carrying secondary effluent. Ecological Engineering, 33: 78-284.
- Yap C.K., Ismail A., Tan S.G., Omar H. 2002. Concentrations of Cu and Pb in the offshore and intertidal sediments of the west coast of Peninsular Malaysia. Environnement International, 28: 467-479.
- Zacchini M., Pietrini F., Mugnozza G., Iori V. 2008. Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. Water Air Soil Pollution, 197: 23-34.

