بررسی میزان تجمع زیستی فلزات سنگین سرب، روی و مس در اندام‌های مختلف گیاه نی (*Phragmites australis*) در رودخانه گِلِرود

میر مهرداد میرسنجری[1*]
ثمر مرتضوی[2]
سحر عابدیان[3]
پروین گودرزی یعقوبی[4]

۱، ۲. استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده محیط زیست و منابع طبیعی، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران
۳. مدرس گروه محیط‌زیست، دانشکده علوم کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه پیام‌نور کرمان، کرمان، ایران
۴. دانش آموخته کارشناسی ارشد، دانشکده محیط زیست و منابع طبیعی، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

***مسئول مکاتبات:**
mehrdadmirsanjari@yahoo.com

کد مقاله: ۱۳۹۸۰۳۰۶۰۳
تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۰/۲۰
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۱۲/۱۲
این مقاله برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد است.

چکیده

آلاینده‌های فلزی به دلیل ورود به چرخه غذایی اهمیت بوم‌شناختی زیادی دارند. در پژوهش حاضر به‌منظور بررسی وضعیت آلودگی و تأثیر گونه گیاهی غالب موجود در رودخانه گِلِرود، غلظت فلزات سنگین روی، مس و سرب در رسوب و گونه گیاهی *Phragmites australis* موردبررسی قرار گرفت. سپس از شاخص تجمع زیستی و انتقال برای بررسی پتانسیل گیاه‌پالایی استفاده گردید. نمونه‌برداری در سه بخش رسوب، ریشه و برگ در پنج محل مطالعاتی با سه تکرار در پاییز ۱۳۹۳ صورت گرفت. نتایج نشان داد که میانگین غلظت‌های فلزات مس، سرب و روی در اندام‌های هوایی برابر با ۷/۴، ۱۱/۱۷ و ۱۱/۸۷ و در اندام‌های زیرزمینی برابر با ۶/۷۱، ۹/۲۸ و ۱۷/۸۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک است. در رسوبات رودخانه میانگین غلظت‌های فلزات مس، سرب و روی به ترتیب ۱۶/۲، ۷/۵ و ۴۱/۷۷ میکروگرم بر گرم است که به‌مراتب پایین‌تر از حد استاندارد قرار دارد و این نشان‌دهنده عدم آلودگی جدی برای موجودات زنده منطقه به این فلزات می‌باشد. بر اساس نتایج، شاخص تجمع زیستی فلزات سرب، مس و روی در اندام زیرزمینی به ترتیب ۱/۳۲، ۰/۴۱ و ۰/۴۲ و در اندام هوایی به ترتیب ۱/۴۹، ۰/۴۵ و ۰/۲۸ است. نتایج این شاخص نشان داد که گیاه نی به‌عنوان یک گیاه بیش‌اندوز برای فلز سرب و یک گیاه جاذب در رابطه با فلزات مس و روی عمل کرده است. همچنین شاخص انتقال فلزات سرب، مس و روی به ترتیب ۱/۲، ۱/۱۱ و ۰/۶۶ محاسبه گردید. نتایج نشان می‌دهد که مقدار شاخص انتقال در رابطه با فلز سرب و مس بزرگ‌تر از یک بوده است که نشان‌دهنده نقش مؤثر ریشه گیاه نی در انتقال این فلزات به بخش‌های مختلف گیاه است. با توجه به ضرایب دو شاخص موردبررسی، گیاه نی برای برداشت گیاهی فلزات سرب و مس و تثبیت گیاهی در رابطه با فلز روی از منطقه موردمطالعه پیشنهاد می‌گردد.

واژگان کلیدی: فلزات سنگین، تجمع زیستی، فوق جاذب، شاخص انتقال، گیاه نی، رسوب.

مقدمه

انسان‌ها به‌طور مستقیم و غیرمستقیم از طریق اقداماتی همچون توسعه مناطق شهری و صنعتی و فعالیت‌های کشاورزی آلاینده‌های مختلفی را در اکوسیستم‌های آبی آزاد می‌سازند که می‌تواند اثرات نامطلوبی بر کیفیت زیستگاه‌های آبی و سلامت انسان‌ها ایجاد کند (Tornero and Hanke, 2016). این مسئله باعث ایجاد نگرانی‌های گسترده در مورد کیفیت محیط‌زیست آبی و آینده گونه‌های حیات‌وحش دریایی و ساحلی به علت آلودگی اکوسیستم‌های آبی در سرتاسر جهان شده است (Lakind *et al*., 2014; Cappello, 2018). در بین آلاینده‌های مختلف در اکوسیستم‌های آبی، فلزات سنگین به دلیل سمیت، توان تجمع زیستی و عدم تجزیه زیستی در بافت موجودات آبزی و گیاهان آبزی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار می‌باشند (Ikem and Egiebor, 2005; Jagatkar, 2018). همچنین پایداری این فلزات برای اکوسیستم‌های آبی بسیار زیان‌آور است زیرا این ویژگی موجب تجمع غلظت فلزات سنگین در بافت موجودات زنده و انتقال آن‌ها به سطوح غذایی بالاتر در جریان چرخه‌های زیستی می‌گردد (Pandey and Madhuri, 2014). فلزات سنگین درنتیجه فرآیندهای زمین‌شناختی طبیعی همچون فعالیت آتشفشانی،

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

هوازدگی سنگ‌ها و خاک‌ها و فعالیت‌های انسانی همچون استفاده از انواع کود و سم در فعالیت‌های کشاورزی، رهاسازی پساب فعالیت‌های صنعتی و شهری، معدن‌کاوی و سوزاندن سوخت‌های فسیلی به اکوسیستم‌های آبی وارد می‌گردند (Hariprasad and Dayananda, 2013; Farkas *et al*., 2007; Dikilitas *et al*., 2016).

جهت پاکسازی اکوسیستم‌ها از آلودگی فلزات سنگین، سه روش فیزیکی، شیمیایی و گیاه‌پالایی وجود دارد (Khalid *et al*., 2017) و گیاه‌پالایی به‌عنوان یک روش زیستی نوین و دوستدار محیط‌زیست برای پالایش محیط‌های آبی از فلزات سنگین در جهان مطرح گردیده است (Li *et al*., 2015; Ndimele *et al*., 2016; Singh *et al*., 2017). گیاه‌پالایی یک فناوری زیستی است که از گیاهان برای حذف، انتقال، تثبیت و یا تخریب عناصر در محیط‌های آبی و خاکی استفاده می‌شود (Ndimele *et al*., 2016). این تکنولوژی روشی مؤثر و ارزان با فناوری اجتماعی پذیرفته‌شده برای زدودن آلودگی‌های آلی و معدنی در محیط‌های آبی و خاکی است (صادقیان و همکاران، ۱۳۹۶).

البته گونه‌های مختلف گیاهان در تجمع فلزات سنگین به‌طور یکسان عمل نمی‌کنند و تفاوت‌هایی دارند که این تفاوت‌ها به نوع گونه و محیط اکولوژیکی آن‌ها برمی‌گردد (Skinner *et al*., 2007). طبق تعریفی که توسط Lin و همکاران (۲۰۱۲) ارائه‌شده است یک گیاه بیش‌اندوز فلز سنگین دارای توانایی تجمع فلز در بافت‌های مختلف، شاخص تغلیظ زیستی بزرگ‌تر از یک، فاکتور انتقال بزرگ‌تر از یک و همچنین تحمل در برابر غلظت‌های بالای فلز می‌باشد. گیاهان بیش‌اندوز تحت شرایط تنش فلزات سنگین هیچ‌گونه علائم سمیت فلز را از خود نشان نمی‌دهند و توانایی بالایی در تحمل به آن در خوددارند. در بین گیاهان، گیاهان آبزی 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 (Phillips *et al*., 2015; Sharma *et al*., 2015). در جهان، گیاه نی بعد از گونه لویی یکی از بهترین گونه‌های گیاهی آبزی است که می‌تواند برای پالایش آلودگی مطرح شود و مشاهده‌شده است که این گیاه به‌واسطه داشتن سیستم ریشه‌ای فیبری با سطح تماس بالا فلزات را از مناطق آلوده جذب می‌کند و در خود تجمع می‌دهد (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۹۱؛ Ahmad *et al*., 2014; Hechmi *et al*., 2014).

Strbac و همکاران (۲۰۱۴)، طی مطالعه‌ای میزان تجمع فلزات سنگین آلومینیوم، آرسنیک، کادمیوم، بور، کبالت، کروم، آهن، مس، جیوه، منگنز، نیکل، سرب، سلنیوم، استرانسیوم و روی را در رسوب و بافت‌های گیاه نی در رودخانه تیسزا در صربستان را بررسی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که غلظت فلزات موردبررسی در رسوب رودخانه از حد استاندارد پایین‌تر بوده است و تهدیدی برای موجودات زنده رودخانه ایجاد نمی‌کند. همچنین آن‌ها بیان کردند که بین غلظت این فلزات در رسوب و بافت‌های گیاه یک رابطه مثبت قوی وجود دارد و در رابطه با تجمع عناصر موردمطالعه روند کاهشی ریزوم، برگ و ساقه برقرار بوده است. آن‌ها گیاه نی را یک گیاه کارا جهت پالایش آلودگی رودخانه تیسزا معرفی نمودند. Bragato و همکاران (۲۰۰۹)، طی مطالعه‌ای بر رودخانه پو واقع در شمال ایتالیا، تجمع چهار فلز سنگین نیکل، روی، مس و کروم را در گیاه نی بررسی کردند. نتایج نشان داد سطوح فلزات در طی فصل رشد، در ریزوم و ساقه نسبت به برگ‌ها بالاتر بوده است. Al-Homaidan و همکاران (۲۰۲۰)، طی مطالعه‌ای بر رودخانه پنینسولا واقع در عربستان، تجمع هفت فلز سنگین آهن، منگنز، نیکل، روی، مس، کادمیوم و سرب را در گیاه نی بررسی کردند. نتایج آنها نشان داد که گیاه نی یک گیاه کارا در جذب سه عنصر سنگین کادمیوم، روی و سرب است و در ارتباط با عنصر مس نتایج متناقضی به‌دست آمده است. Nawrot و همکاران (۲۰۱۹)، طی مطالعه‌ای تجمع شش فلز سنگین کادمیوم، نیکل، روی، سرب، مس و کروم را در گیاهان نی موجود در دریاچه گارزانکی و حاشیه جاده در لهستان بررسی کردند. نتایج نشان داد سطوح فلزات سنگین در ریشه گیاه نسبت به ساقه و برگ بیشتر بوده است و روند کاهشی در جذب عناصر سنگین در اندام‌های گیاه به‌صورت روی، مس، نیکل، کروم، سرب و کادمیوم در ساقه و برگ گیاهان نی در تالاب و در ریشه و برگ گیاهان نی در حاشیه جاده بوده است. نتایج آنها نشان داد که روی بالاترین غلظت را در تمام اندام‌های گیاه مورد بررسی دارد.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

ابراهیمی و همکاران (۱۳۹۱)، 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 موردمطالعه روند کاهشی ساقه، برگ و ریزوم برقرار بوده است. همچنین زارع رشکوئیه و همکاران (۱۳۹۳)، تجمع فلزات سنگین کادمیوم، آرسنیک و مس در رسوب، ماهی‌های کپور و سوف و گیاه نی در سد ستارخان را بررسی کردند. نتایج نشان داد غلظت فلز آرسنیک در رسوب بیش از استاندارد جهانی بوده است. همچنین در بافت‌های ماهی کپور و سوف نیز غلظت فلز آرسنیک و کادمیوم بیشتر از استاندارد جهانی بررسی‌شده است. آن‌ها بیان نمودند که گیاه نی مقدار زیادی از فلزات سنگین را در خود تجمع داده است که توانایی این گیاه در تجمع فلزات سنگین را نشان می‌دهد. نتایج آن‌ها نشان می‌دهد که میزان غلظت فلزات آرسنیک و مس بیشتر از کادمیوم بوده است.

طاهری قناد و همکاران (۱۳۹۴)، در تحقیقی از گونه‌های گیاهی نی، تیفا و برموداگراس به‌منظور ارزیابی پتانسیل گیاه‌پالایی آن‌ها در تصفیه فاضلاب آلوده به سرب استفاده نمود. آن‌ها با استفاده از شاخص انتقال و انباشت سرب، اثر نوع گیاه و سطوح مختلف غلظت فاضلاب در انباشت سرب در اندام‌های هوایی و زمینی را بررسی نمودند. نتایج نشان داد که شاخص انتقال در گیاه نی، تیفا و برموداگراس به ترتیب ۵/۵، ۲/۲ و ۱/۷ بوده است. آن‌ها مکانیزم عمده گیاه‌پالایی در گیاه نی را عمدتاً به‌صورت جذب ریزوسوفری و در دو گیاه تیفا و برموداگراس به‌صورت جذب ریزوسفری و گیاه استخراجی انجام معرفی نمودند. علاوه بر آن، نتایج نشان داد که گونه گیاهی و سطوح مختلف غلظت فاضلاب اثر متقابل معنی‌داری در سطح ۵ درصد در انباشت سرب در بخش اندام‌های هوایی و زمینی داشته است. نتایج نشان داد بیشترین انباشت در بخش اندام‌های زمینی، مربوط به گیاه نی و بیشترین انباشت در بخش اندام‌های هوایی، مربوط به گیاه تیفا است.

رودخانه گِلرود یکی از آبراهه‌های مهم حوضه آبخیز دز است. این رودخانه یکی از منابع تأمین‌کننده آب در تالاب بیشه دالان است که زیستگاه مهمی برای ۵۰ گونه از پرندگان بومی و مهاجر منطقه همچون حواصیل خاکستری و سفید، اگرت کنار آبزی، عقاب طلایی و صحرایی، سنقر خاکستری و تالابی و ماهی‌خورک‌ها محسوب می‌گردد که انتقال فلزات سنگین به این تالاب به دلیل اختلال در فرآیندهای فیزیولوژیکی این گونه‌ها همچون تخم‌گذاری و نرخ موفقیت جوجه‌آوری می‌تواند تأثیرات منفی بگذارد. همچنین این رودخانه آب شرب موردنیاز شهر بروجرد، روستاهای اطراف و مناطق مسکونی در قالب ویلاهای خصوصی در حاشیه رودخانه و دریاچه مصنوعی گردشگری و تفرجگاهی فدک در شهر بروجرد را تأمین می‌کند. در طول مسیر رودخانه اراضی کشاورزی فراوان و البته واحدهای تولیدی کمی همچون کارگاه‌های تولید خیارشور نیز وجود دارد. بر اساس بررسی‌های میدانی، بیشترین مسئله محیط‌زیستی در این رودخانه مربوط به زه‌آب اراضی کشاورزی حاشیه رودخانه و فقدان سیستم تصفیه فاضلاب مناطق مسکونی و ورود این فاضلاب به درون این اکوسیستم آبی است که با توجه به اهمیت جنبه‌های بهداشتی، محیط‌زیستی و اقتصادی برای جوامع محلی نیاز است احتمال وجود فلزات سنگین در این رودخانه بررسی گردد. با توجه به حضور کلنی‌های انبوه از نیزارهای طبیعی در حاشیه این رودخانه ضرورت دارد که توانایی این گیاه به‌عنوان یک گیاه پالایشگر آلودگی و پایشگر زیستی در منابع آبی در رابطه با توانایی پالایش آلودگی‌های تخلیه‌شده به رودخانه موردبررسی و ارزیابی قرار گیرد. شناسایی توانایی این گیاه و اطلاع از مکانیسم تحمل آن به عناصر سنگین می‌تواند اقدامی مؤثر در مدیریت طرح‌های زیست پالایی و کمک به مدیران در جهت رفع آلودگی‌های محیط‌زیستی این منطقه باشد. در همین راستا، غلظت فلزات سنگین سرب، مس و روی در رسوب و بافت‌های گیاه نی در رودخانه گِلرود و میزان توانایی این گیاه برای پایش زیستی این فلزات موردبررسی و ارزیابی قرار گرفت.

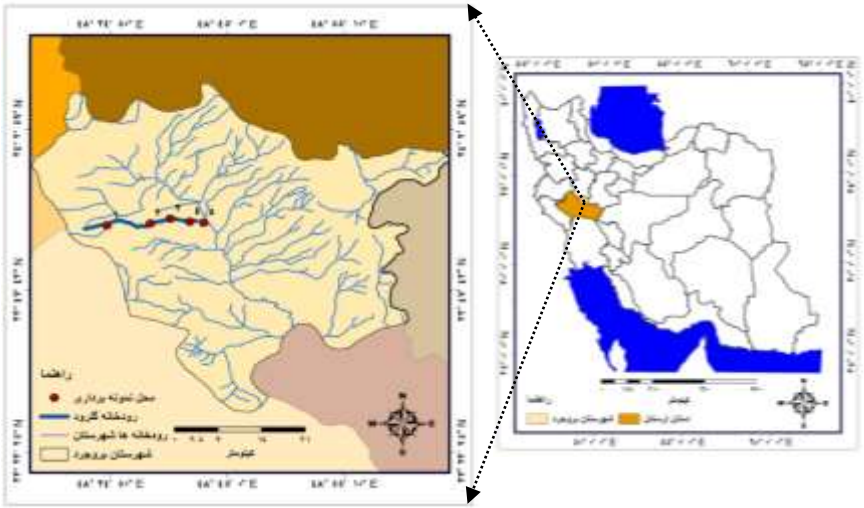
مواد و روش‌ها

رودخانه گِلرود در محدوده چین‌خوردگی‌های زاگرس شمالی قرار دارد. رودخانه ونائی یا گِلرود با ۲۴ کیلومتر طول و ۱۰۰ کیلومترمربع حوزه آبریز یکی از آبراهه‌های مهم حوضه آبخیز دز می‌باشد. این رود از سرچشمه‌های متعدد در روستای ونایی در غرب این روستا نشأت می‌گیرد و با

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

شیبی تند از طریق تنگه کپرگه وارد منطقه گلدشت می‌شود و در غرب شهر بروجرد در مجاورت تپه چغا شاخه‌ای دیگر دریافت می‌کند. بعدازآن، گِلرود از حاشیه جنوبی شهر بروجرد عبور می‌کند. این رودخانه ازلحاظ موقعیت جغرافیایی بین ″۴۹ ′۵۳ °۳۳ تا ″۰۴ ′۵۴ °۳۳ عرض شمالی و ″۱۳ ′۳۵ °۴۸ و ″۵۹ ′۴۲ °۴۸ طول شرقی محدودشده است. در این پژوهش، سطح فلزات سنگین سرب، روی و مس در کلنی‌های انبوه نی و رسوبات رودخانه گِلرود در پاییز سال ۱۳۹۳ موردبررسی و ارزیابی قرار گرفت.

گیاه نی (*Phragmites australis*) یک گیاه علفی بلند، ریزوم‌دار و پایا از خانواده گندمیان (*Poaceae*) است که تا ۳ متر رشد می‌کند و از طریق ریزوم و بذر تکثیر می‌شود. اغلب در نواحی رودخانه‌ای، مردابی، سواحل دریاچه‌ها و حاشیه رودخانه‌های آب شیرین و لب‌شور پراکنده است. زیست‌توده و تولید بالای این گیاه شاخصه بارز آن در محیط‌های مرطوب است (Brix, 1989). انتخاب گیاه موردمطالعه به علت وجود کلنی‌های انبوه نی در این منطقه، زیست‌توده و تولید بالا، پایا و بومی بودن آن بوده است. همچنین این گیاه در چرخه زیستی می‌تواند به‌عنوان غذای سایر موجودات مصرف شود. شکل ۱ موقعیت منطقه مطالعاتی و محل‌های نمونه‌برداری موردبررسی را نشان می‌دهد.



شکل ۱: موقعیت منطقه مطالعاتی و نمایش محل‌های نمونه‌برداری (سال ۱۳۹۳).

مطالعات میدانی و بازدید از منطقه از اواسط آذرماه سال ۱۳۹۳ تا دی‌ماه همان سال صورت گرفت و نمونه‌های رسوب و گیاه در پنج محل نمونه‌برداری به‌صورت سه تکرار از شمال، مرکز و حوزه جنوبی رودخانه گِلرود صورت گرفت. روش تحقیق بدین‌صورت بود که جهت بررسی تأثیرات ناشی از محدوده کاربری‌های مسکونی، بازه ورودی این رودخانه به روستای ونائی شهرستان بروجرد به‌عنوان محل نمونه‌برداری اول و بازه خروجی آن (ورودی دریاچه باغ فدک) در شهرستان بروجرد به علت آلودگی‌های ناشی از پساب‌های شهری به‌عنوان محل نمونه‌برداری آخر در نظر گرفته شد و سایر محل‌های نمونه‌برداری نیز با تأکید بر وجود کلنی‌های نی و یا احتمال وجود آلودگی به علت پساب‌های کشاورزی انتخاب گردیدند. در هر محل نمونه‌برداری سه نمونه از گیاه *P. australis* درون یک قطعه ۲×۵ مترمربعی جمع‌آوری و نمونه‌های خاک نیز از محلی که نمونه گیاه جمع‌آوری‌شده بود با سه تکرار از لایه سطحی (صفر تا سه سانتی‌متر) برداشت گردید؛ زیرا بخش سطحی رسوبات به‌طور مستمر تحت تأثیر درجه تغییرات روزانه آلودگی آب قرار دارد (Chakaraborty *et al*., 2009). سپس نمونه‌ها با آب منطقه شسته شده و در کیسه‌های پلاستیکی (با درج نام محل نمونه‌برداری، موقعیت جغرافیایی و تاریخ نمونه‌برداری) قرار داده شدند. تمامی نمونه‌ها در مجاورت یخ به آزمایشگاه منتقل و تا زمان آنالیز در دمای20- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

در محیط آزمایشگاه، نمونه‌های گیاهی ابتدا به اندام زیرزمینی و برگ تفکیک شدند. در مرحله دوم نمونه‌های گیاهی در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت و نمونه‌های رسوب در دما ۸۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۷۲ ساعت در آون گذاشته شد تا به وزن ثابتی برسند. پس از خشک شدن، نمونه‌ها در هاون کوبیده و نمونه‌های رسوب از الک آلومینیومی ۶۳ میکرون عبور داده شدند (Bonanno and Giudice, 2010). سپس یک گرم از نمونه‌ها با مخلوط اسید نیتریک غلیظ و پراکسید هیدروژن (۱:۴) به مدت یک ساعت در دما 40 درجه سانتی‌گراد و سه ساعت در دما 140 درجه سانتی‌گراد هضم شدند. جهت فیلتر نمودن نمونه‌های هضم شده، محلول از کاغذ صافی واتمن 42 میکرون عبور داده شد و با آب دو بار تقطیر به حجم معینی رسانده شد (Yap *et al*., 2002). جهت اطمینان از دقت عملیات هضم و رفع خطا ناشی از آماده‌سازی نمونه و عدم تأثیر مواد مصرفی بر غلظت، در هر نوبت از عملیات هضم، یک نمونه شاهد در نظر گرفته شد و به همان میزان از مواد مصرفی که برای هضم نمونه‌ها به‌کاربرده شد (نسبت یک‌به‌چهار اسید پرکلریک و اسید نیتریک) در فرآیند هضم استفاده گردید. سرانجام غلظت فلزات در نمونه‌های رسوب و بافت‌های گیاهی توسط دستگاه جذب اتمی مدل ContrAA 700 Analytic Jena مشخص گردید. نتایج به‌دست‌آمده برحسب میکروگرم بر گرم وزن خشک نمایش داده می‌شوند. در این مرحله غلظت فلزات موردنظر در نمونه‌های شاهد نیز اندازه‌گیری شده و از مقادیر به‌دست‌آمده برای نمونه‌ها کسر گردید.

برای ارزیابی توانمندی یک گیاه و معرفی آن برای پالایش آلودگی، نیاز است شاخص‌هایی برای این منظور محاسبه گردد که در این پژوهش، از دو شاخص مهم تجمع زیستی و شاخص انتقال (Singh *et al*., 2017; Ma *et al*., 2001) در تعیین پتانسیل گیاه‌پالایی استفاده‌شده است. شاخص تجمع زیستی مشخص‌کننده توانایی گیاهان برای تحمل و تجمع فلزات سنگین در اندام خود بوده است. شاخص تجمع زیستی نشان‌دهنده نسبت سطح فلز سنگین در اندام موجود زنده به میزان آن در یک محیط غیرزنده (آب و رسوب) است (Ali *et al*., 2019). این شاخص با استفاده از رابطه ۱و ۲ به ترتیب برای اندام زیرزمینی و اندام هوایی محاسبه می‌گردد (Zacchini *et al*., 2009):

رابطه ۱:
$$BCF = \frac{\text{غلظت فلز در اندام زیرزمینی}}{\text{غلظت فلز در رسوب}}$$

رابطه ۲:
$$BCF = \frac{\text{غلظت فلز در اندام هوایی}}{\text{غلظت فلز در رسوب}}$$

درنهایت شاخص تجمع زیستی با طبقه‌بندی ارائه‌شده توسط Ma و همکاران در سال (۲۰۰۱) مقایسه و تحلیل می‌گردد. بر اساس این طبقه‌بندی، چنانچه مقادیر شاخص تجمع زیستی در اندام‌های گیاه بیشتر از یک گیاه باشد گیاه ابر جاذب، کمتر از یک گیاه جاذب و نیز اگر نزدیک به صفر باشد، نشان‌دهنده دافع بودن گیاه در رابطه با عنصر موردمطالعه است. همچنین، شاخص انتقال نشان‌دهنده توانایی یک گیاه برای انتقال عناصر سنگین از اندام زیرزمینی (ریشه و ریزوم) به اندام‌های فوقانی (ساقه و برگ) است (Bonanno and Vymazal, 2017) که بر اساس رابطه ۳ محاسبه می‌گردد (ملک‌زاده و همکاران، ۱۳۹۰؛ Zacchini *et al*., 2009):

رابطه ۳:
$$TF = \frac{\text{غلظت فلز در اندام هوایی}}{\text{غلظت فلز در اندام زیرزمینی}}$$

در انتخاب گیاهان به‌منظور گیاه‌پالایی، گیاهی مناسب است که بتواند علاوه برجذب زیاد عناصر، نسبت انتقال آن از ریشه به ساقه نیز بیشتر باشد. گونه‌ای که دارای شاخص 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 شاخص تجمع زیستی در اندام هوایی بزرگ‌تر از یک باشد برای برداشت گیاهی مناسب است (Zacchini *et al*., 2009). همچنین یکی از روش‌های متداول در توصیف داده‌های حاصل از تعیین آلاینده‌ها، استفاده از راهنمای کیفیت رسوبات می‌باشد که در آن نتایج به‌دست‌آمده با مقادیر مرجع مقایسه می‌گردد. معیارهای مورداستفاده بر پایه پاسخ بیولوژیک موجودات به شرایط

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

ایجادشده توسط آلاینده‌ها استوار است (MacDonald *et al*., 2000). به دلیل عدم استانداردهای خاص در ارتباط با درجه آلودگی رسوب در کشور، از استانداردهای موجود در دیگر کشورها و یا استانداردهای جهانی استفاده می‌شود. در این پژوهش برای تعیین میزان آلودگی رسوب به عناصر سنگین از استاندارد کیفیت رسوب آمریکا (Long *et al*., 1995) و استاندارد کیفیت رسوب کانادا (CCME, 1999) استفاده شد (جدول ۱).

جدول ۱: استانداردهای جهانی برای تعیین میزان آلودگی رسوب به عناصر سنگین (برحسب میکروگرم بر گرم).

عنصر موردمطالعه	استاندارد کیفیت رسوب کانادا		استاندارد کیفیت رسوب آمریکا	
	PEL	ISQGs	ERM	ERL
Zn	۲۷۱	۱۲۴	۴۱۰	۱۵۰
Pb	۱۱۲	۳۰/۲	۲۱۸	۴۶/۷
Cu	۱۰۸	۱۸/۷۰	۲۷۰	۳۴

PEL: (Probable Effects Level), ISQGs: (Interim sediment quality guidelines), ERL: (Effects Rang Love), ERM: (Effects Rang Medium)

در این پژوهش، جامعه آماری شامل داده‌های حاصل از نمونه‌برداری از رسوب، ریشه و برگ گیاه است که به‌صورت کاملاً تصادفی صورت گرفت. در ابتدا تابعیت نمونه‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف اسمیرنوف در نرم‌افزار SPSS ویرایش شانزدهم موردبررسی قرار گرفت. پس از حصول اطمینان از نرمال بودن داده‌ها، جهت مقایسه غلظت فلزات سنگین در رسوب و بافت گیاه نی در بین محل‌های نمونه‌برداری مختلف از آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه با اطمینان ۹۵ درصد استفاده شد. در صورت معنی‌دار بودن اختلاف میانگین‌ها، جهت جدا کردن گروه‌های مختلف از هم از آزمون توکی استفاده گردید. همچنین جهت بررسی رابطه همبستگی و مقایسه غلظت فلزات بین رسوب، ریشه و برگ از ضریب همبستگی پیرسون استفاده گردید. همچنین از آزمون One sample t-Test برای بررسی رابطه معناداری با اطمینان (P< ۰/۰۵) بین غلظت فلزات در رسوب با استانداردهای جهانی استفاده‌شده است.

نتایج

به‌منظور مقایسه الگوی تجمع فلزات در رسوب و بخش‌های مختلف گیاه و همچنین بررسی میزان فاکتور تجمع زیستی و فاکتور انتقال فلزات از مقدار متوسط غلظت فلزات در منطقه استفاده گردید. نتایج نشان داد میانگین غلظت‌های فلز مس، سرب و روی در رسوبات رودخانه گِلرود به ترتیب ۱۶/۲، ۷/۵ و ۴۱/۷۷ میکروگرم بر گرم، در اندام هوایی گیاه برابر با ۷/۴، ۱۱/۱۷ و ۱۱/۸۷ و در اندام‌های زیرزمینی گیاه نی برابر با ۶/۷۱، ۹/۲۸ و ۱۷/۸۱ و در کل بافت‌های گیاه به ترتیب ۷/۸، ۱۰/۲۳ و ۱۴/۸۴ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است (جدول ۲). میانگین غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در محل‌های نمونه‌برداری مختلف با سه بار تکرار در شکل‌های ۲ تا ۴ ارائه‌شده است.

جدول ۲: میانگین غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در بافت‌های گیاه (برحسب میکروگرم بر گرم) (سال ۱۳۹۳).

فلزات سنگین موردمطالعه	محدوده میانگین غلظت فلزات سنگین در اندام هوایی	محدوده میانگین غلظت فلزات سنگین در اندام زیرزمینی	محدوده میانگین غلظت فلزات سنگین در کل بافت‌های گیاه
Cu	۷/۴	۶/۷۱	۷/۸
Pb	۱۱/۱۷	۹/۲۸	۱۰/۲۳
Zn	۱۱/۸۷	۱۷/۸۱	۱۴/۸۴

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

همچنین به‌منظور مقایسه غلظت فلزات با استاندارد کیفیت رسوب کانادا و استاندارد کیفیت رسوب آمریکا ارائه‌شده (جدول ۱) از آزمون one sample t-test استفاده شد که در تمامی موارد P< ۰/۰۵ بوده است؛ بنابراین اختلاف معنی‌داری بین میانگین غلظت فلزات در رسوبات مطالعه حاضر با استاندارد جهانی وجود دارد. نتایج نشان داد که غلظت فلزات در رسوبات منطقه از سایر استانداردها پایین‌تر بوده و این نشان‌دهنده عدم وضعیت بحرانی فلزات سنگین در رسوبات منطقه می‌باشد (جدول ۳).

جدول ۳: بررسی وضعیت فلزات سنگین در رسوب محل‌های نمونه‌برداری (برحسب میکروگرم بر گرم) (سال ۱۳۹۳).

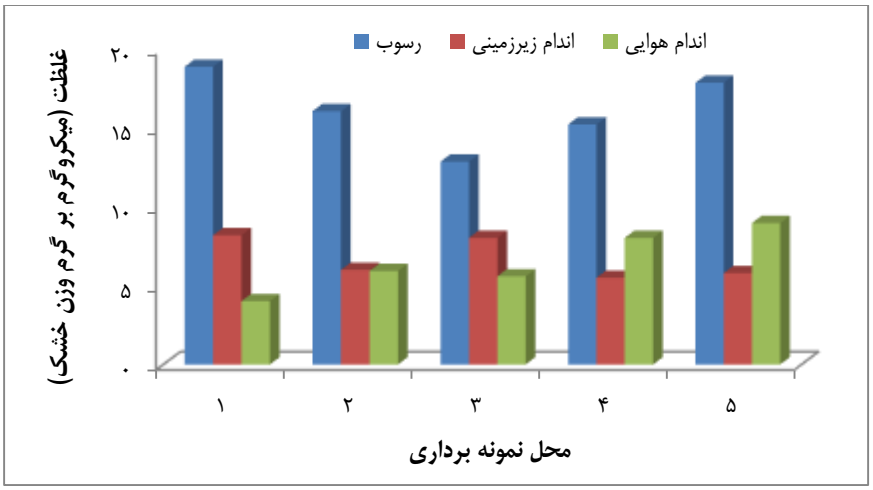
فلزات سنگین موردمطالعه	میانگین غلظت فلزات سنگین در رسوب	وضعیت
Cu	۱۶/۲۰	عدم وضعیت بحرانی
Pb	۷/۵۰	عدم وضعیت بحرانی
Zn	۴۱/۷۷	عدم وضعیت بحرانی

در شکل ۲ میانگین غلظت فلز مس در محل‌های نمونه‌برداری موردمطالعه در اندام‌های گیاهی و رسوبات نشان داده‌شده است. نتایج نشان می‌دهد که غلظت فلز مس در رسوب محل‌های نمونه‌برداری مختلف بین ۸/۹۷ تا ۱۸/۹۰ میکروگرم بر گرم متفاوت است. دامنه غلظت فلز مس در برگ گیاه در محل‌های نمونه‌برداری موردمطالعه ۴/۰۲ تا ۸/۹۸ میکروگرم بر گرم و در اندام‌های زیرزمینی آن ۵/۵۰ تا ۸/۲۱ میکروگرم بر گرم متغیر است. نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه داده‌ها نشان داد بین غلظت این فلز در رسوب، ریشه و برگ محل‌های نمونه‌برداری مختلف، اختلاف معناداری وجود ندارد (P< ۰/۰۵). همچنین نتایج همبستگی غلظت فلز مس در رسوب، ریشه و برگ نشان داد که فلز مس تنها در ریشه و برگ گیاه همبستگی بالا و رابطه معناداری از خود نشان می‌دهد و در سایر بخش‌ها همبستگی آن‌ها معنی‌دار نبوده است. بر اساس نتایج، بیشترین میزان این عنصر در رسوب و کمترین میزان آن در برگ مشاهده گردید.

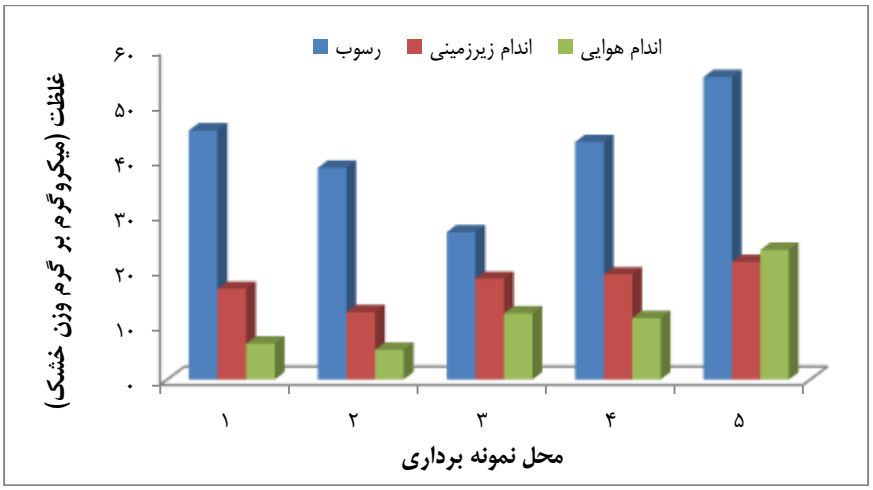
میانگین غلظت فلز روی در محل‌های نمونه‌برداری موردمطالعه در اندام‌های گیاهی و رسوبات در شکل ۳ نشان داده‌شده است. برای فلز روی نتایج نشان می‌دهد که غلظت آن در رسوب محل‌های نمونه‌برداری مختلف بین ۲۶/۷۹ تا ۵۵/۰۲ میکروگرم بر گرم متفاوت است. دامنه غلظت فلز روی در برگ گیاه در محل‌های نمونه‌برداری موردمطالعه ۵/۴ تا ۲۳/۶ میکروگرم بر گرم و در اندام‌های زیرزمینی آن ۱۲/۲۶ تا ۲۱/۳۸ میکروگرم بر گرم متغیر بود. آزمون ANOVA نشان داد بین غلظت این فلز در رسوبات محل‌های نمونه‌برداری مختلف، اختلاف معناداری در سطح اطمینان ۹۵ درصد وجود دارد (P< ۰/۰۵)؛ که آزمون توکی اختلاف معناداری را در محل‌های نمونه‌برداری ۵ با ۳ و ۵ با ۲ نشان می‌دهد. همچنین مقایسه غلظت فلز روی در ریشه و برگ نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین غلظت این عنصر در بافت‌های گیاهی مشاهده نگردید (P< ۰/۰۵). بر اساس نتایج، بیشترین میزان این عنصر در رسوب و کمترین میزان آن در برگ مشاهده گردید.

میانگین غلظت فلز سرب در محل‌های نمونه‌برداری موردمطالعه در اندام‌های گیاهی و رسوب در شکل ۴ نشان داده‌شده است. برای فلز سرب نتایج نشان می‌دهد که غلظت آن در رسوب محل‌های نمونه‌برداری مختلف بین ۳/۲۵ تا ۱۲/۱۳ میکروگرم بر گرم متفاوت است. دامنه غلظت فلز سرب در برگ گیاه در محل‌های نمونه‌برداری موردمطالعه ۳/۴۲ تا ۲۰/۳ میکروگرم بر گرم و در اندام زیرزمینی آن ۴/۵۰ تا ۱۴/۱۹ میکروگرم بر گرم متغیر بود. آزمون ANOVA نشان داد بین غلظت این فلز در رسوبات محل‌های نمونه‌برداری مختلف، اختلاف معناداری در سطح اطمینان ۹۵ درصد وجود ندارد (P< ۰/۰۵). همچنین مقایسه غلظت فلز سرب در ریشه و برگ نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین غلظت این عنصر در بافت‌های گیاهی مشاهده نگردید (P> ۰/۰۵). بااین‌حال نتایج همبستگی فلز سرب در رسوب، اندام زیرزمینی و اندام هوایی نشان داد که غلظت فلز سرب در ریشه و برگ با یکدیگر رابطه معنادار داشته و از همبستگی بالایی برخوردار بوده است (P< ۰/۰۵). این نتیجه می‌تواند دلیلی برای توانایی این گیاه در جذب فلز سرب از رسوب در منطقه و انتقال به سایر بخش‌های گیاه باشد.

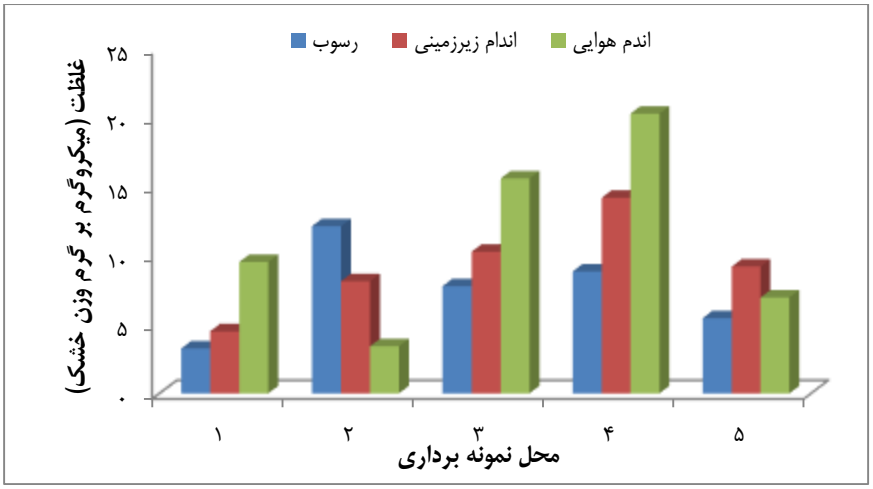
[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]



شکل ۲: مقایسه غلظت میانگین فلز مس در رسوب و اندام‌های گیاه نی (*Phragmites australis*) (سال ۱۳۹۳).



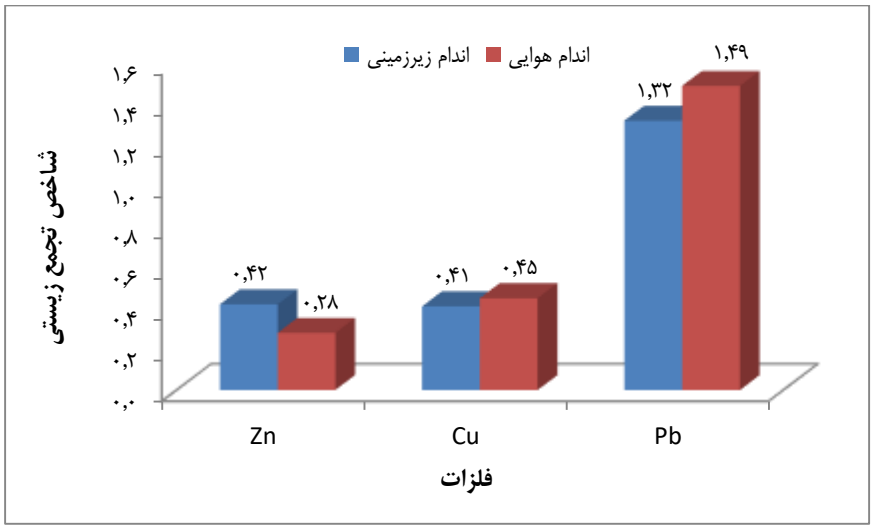
شکل ۳: مقایسه غلظت میانگین فلز روی در رسوب و اندام‌های گیاه نی (*Phragmites australis*) (سال ۱۳۹۳).



شکل ٤: مقایسه غلظت میانگین فلز سرب در رسوب و اندام‌های گیاه نی (*Phragmites australis*) (سال ۱۳۹۳).

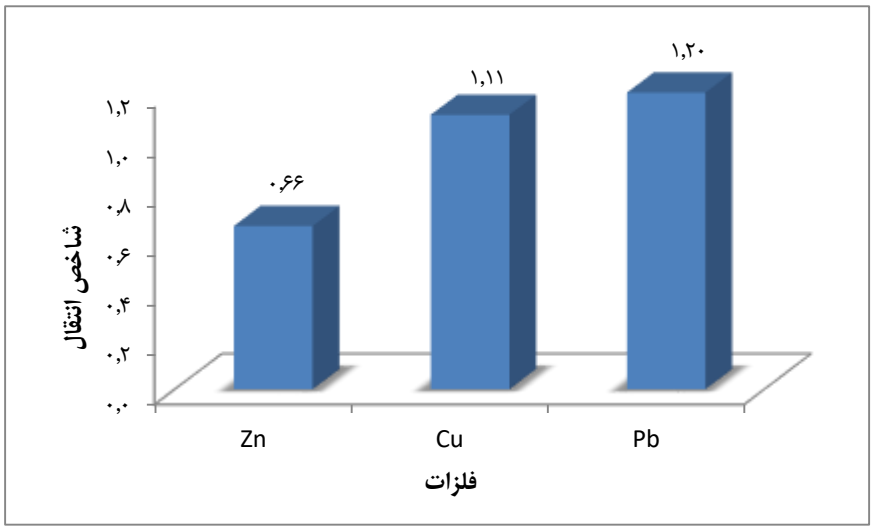
[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

بر اساس نتایج به‌دست‌آمده از محاسبه شاخص تجمع زیستی و مطابق شکل ۵، گیاه نی در رابطه با فلز سرب در اندام‌های هوایی و زیرزمینی به‌عنوان یک گیاه بیش‌اندوز عمل کرده و در رابطه با فلز مس و روی دارای مقدار شاخص زیستی کمتر از ۱ هست که نشان می‌دهد گیاه نی حالت جاذب در رابطه با این فلزات دارد. همچنین بر اساس میزان BCF به‌دست‌آمده تنها ریشه گیاه نی برای فلز روی می‌تواند پایشگر زیستی مناسبی باشد.



شکل ۵: شاخص تجمع زیستی در اندام زیرزمینی و هوایی گیاه نی (*Phragmites australis*) (سال ۱۳۹۳).

همان‌طور که گفته شد شاخص انتقال، توانایی گیاه در اهداف گیاه‌پالایی را برآورد می‌کند. چنانچه شاخص انتقال بین ۰/۰۱ تا یک باشد به این معنی است که حالت تجمع و دسترسی در گیاه متوسط می‌باشد. مطابق شکل ۶، در رابطه با فلز روی، حالت تجمع و دسترسی در گیاه متوسط می‌باشد؛ اما در رابطه با فلز سرب و مس مقدار این شاخص بزرگ‌تر از یک بوده است که نشان‌دهنده این است که پس از جذب فلزات از محیط توسط ریشه، این بافت می‌تواند انتقال‌دهنده مناسبی برای فلزات به اندام‌های هوایی باشد و میزان انتقال گیاه نی در فلز سرب از همه عناصر موردمطالعه بیشتر بوده است.



شکل ٦: شاخص انتقال فلزات سنگین از رسوب به اندام‌های هوایی در گیاه نی(*Phragmites australis*) (سال ۱۳۹۳).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

بحث و نتیجه‌گیری

تجمع بالای فلزات سنگین در رسوبات و گیاهان می‌تواند تأثیرات منفی بالقوه بر روی سلامت اکوسیستم‌ها و انسان‌ها داشته باشد. نتایج حاصل از مقایسه میانگین غلظت فلز مس در بافت‌های گیاه نی (۷/۸ میکروگرم بر گرم) از محدودیت سمیت گیاهی (۲۵ تا ۴۰ میکروگرم بر گرم) که توسط Chaney و همکاران در سال (۱۹۹۷) و محدوده بحرانی (۲۰ تا ۱۰۰ میکروگرم بر گرم) توسط Kabata-pendias و Pendias در سال (۲۰۰۰) مطرح‌شده است کمتر می‌باشد. این نتایج با غلظت‌های تعیین‌شده (۲/۳۱ تا ۱۴/۹۸ میکروگرم بر گرم) توسط Bonanno و Giudice در سال (۲۰۱۰) و مقادیر به‌دست‌آمده (۴/۰۱ تا ۹/۳۵ میکروگرم بر گرم) توسط ابراهیمی و همکاران در سال (۱۳۹۱) در گیاه نی مطابقت دارد. همچنین میانگین غلظت فلز سرب در اندام‌های مختلف گیاهی ۱۰/۲۳ میکروگرم بر گرم می‌باشد که از حد مسمومیت گیاهی مربوط به فلز سرب (۳۰ تا ۳۰۰ میکروگرم بر گرم) که توسط Chaney و همکاران در سال (۱۹۹۷) و محدوده بحرانی (۳۰ تا ۳۰۰ میکروگرم بر گرم) مطرح‌شده توسط Kabata-pendias و Pendias در سال (۲۰۰۰) کمتر می‌باشد. این نتایج با مقادیر به‌دست‌آمده (۹/۸۷ تا ۱۶/۵۴ میکروگرم بر گرم) توسط Bonanno و Giudice در سال (۲۰۱۰) در رابطه با گیاه نی مطابقت دارد. همچنین میانگین غلظت فلز روی در اندام‌های مختلف گیاهی ۱۴/۸۴ میکروگرم بر گرم می‌باشد که از حد مسمومیت گیاهی مربوط به فلز روی (۵۰۰ تا ۱۵۰۰ میکروگرم بر گرم) توسط Chaney و همکاران (۱۹۹۷) و محدوده بحرانی (۱۰۰ تا ۴۰۰ میکروگرم بر گرم) که توسط Kabata-pendias و Pendias در سال (۲۰۰۰) مطرح‌شده است کمتر بوده است. این نتایج با مقادیر به‌دست‌آمده (۵ تا ۲۰ میکروگرم بر گرم) توسط Demirezen و Aksoy در سال (۲۰۰۴) مطابقت دارد. نتایج حاصل از مقایسه فلزات موردبررسی نشان داد که غلظت همه عناصر در این مطالعه به مقدار کمتری از میزان استانداردهای تعریف‌شده بوده است که این نشان‌دهنده عدم وضعیت بحرانی فلزات سنگین در گیاه می‌باشد.

همچنین بر اساس این نتایج، تصور می‌شود که بین غلظت این فلزات در رسوب و غلظت آن‌ها در نمونه‌های گیاهی منطقه یک ارتباط منطقی و مستقیم وجود دارد. نتایج حاصل از بررسی غلظت فلزات سنگین نشان داد با افزایش میانگین غلظت مس، سرب و روی در رسوبات محل‌های نمونه‌برداری مختلف در بخش‌های مختلف گیاه (برگ و ریشه) نیز میزان جذب افزایش پیدا می‌کند. چنین نتیجه‌ای می‌تواند نشان‌دهنده توانایی گیاه در جذب فلزات سنگین مختلف باشد. Prica و همکاران در سال (۲۰۱۹)، طی تحقیقی میزان جذب عناصر سنگین توسط گیاه نی را مورد بررسی قرار دادند. نتایج آن‌ها نشان داد که ریشه گیاه نی کارایی بالایی در جذب عناصر آهن، سرب، روی و مس دارد و میان عناصر موجود در رسوب با میزان آن در ریشه رابطه مستقیمی وجود دارد. طاهری قناد و همکاران در سال (۱۳۹۴)، طی تحقیقی اثر سطوح مختلف غلظت سرب در انباشت سرب در گیاهان برموداگراس، نی و تیفا را موردبررسی قراردادند. نتایج آن‌ها نشان داد که با افزایش سطوح مختلف غلظت، میانگین انباشت سرب در سه گونه مختلف در حال افزایش بوده است. البته افزایش انباشت در گیاه برموداگراس کمتر و برای گیاه نی به‌مراتب بیشتر بود. آن‌ها بیان نمودند که گیاه نی به دلیل مقاومت بیشتر به آلاینده سرب و گسترش و پراکنش بیشتر ریشه‌ها، از ظرفیت جذب بالاتری نسبت به دو گونه تیفا و برموداگراس برخوردار است. Khellaf و Zerdoui در سال (۲۰۰۹)، Mishra و Tripathi در سال (۲۰۰۸) و Strbac و همکاران در سال (۲۰۱۴)، نتایج مشابهی را مبنی براثر معنی‌داری سطوح مختلف غلظت در جذب و انباشت عناصر مختلف در گیاهان مورد آزمایش استخراج کردند.

همچنین به‌منظور بررسی و ارزیابی توانمندی یک گیاه و معرفی آن برای پالایش آلودگی، از شاخص تجمع زیستی و شاخص انتقال در این پژوهش استفاده گردید. الگوی شاخص تجمع زیستی فلزات روی، مس و سرب در اندام‌های هوایی گیاه نی به‌صورت Pb> Cu> Zn و در اندام‌های زیرزمینی به‌صورت Pb> Zn> Cu است که روند کاهشی عناصر روی و مس در اندام‌های هوایی و زیرزمینی آن با نتایج Rahimi و Mortazavi در سال (۲۰۱۹) مطابقت دارد .بر اساس نتایج به‌دست‌آمده از محاسبه شاخص تجمع زیستی، گیاه نی در رابطه با فلز سرب در اندام‌های هوایی و زیرزمینی به‌عنوان یک گیاه بیش‌اندوز عمل کرده و میزان تجمع زیستی این فلز در اندام‌های هوایی بیشتر از اندام زیرزمینی بوده است. نتایج Sasmaz و همکاران در سال (۲۰۰۸) و Manios و همکاران در سال (۲۰۰۳) نشان داد که میزان تجمع فلز سرب در بافت برگ بیشتر از سایر قسمت‌های گیاه است که با نتایج به‌دست‌آمده در این تحقیق همخوانی و با نتایج طاهری قناد و همکاران (۱۳۹۴) مبنی بر

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

تجمع سرب در اندام‌های زیرزمینی گیاه نی مغایرت دارد. همچنین الگوی شاخص انتقال فلزات روی، مس و سرب در گیاه نی به‌صورت Pb> Cu> Zn است که کمترین میزان انتقال مربوط به فلز روی و بیشترین میزان مربوط به فلز سرب است. نتایج نشان می‌دهد که ریشه گیاه نی، پس از جذب فلز سرب و مس از محیط، توانایی مناسبی جهت انتقال این فلزات به اندام‌های هوایی را دارد. نتایج طاهری قناد و همکاران در سال (۱۳۹۴) نشان داد که میزان شاخص انتقال فلز سرب در گیاه نی بیشتر از گیاه برموداگراس و تیفا است. نتایج آن‌ها نشان داد که گیاه نی، در غلظت‌های پایین فلز سرب، تمایل بیشتری به ذخیره‌سازی سرب در ریشه و ریزوم دارد که با افزایش سطوح غلظت سرب، ریشه گیاه توانایی بالایی در خصوص انتقال سرب به اندام‌های هوایی دارد. بر اساس نتایج، با توجه به اینکه شاخص‌های تغلیظ زیستی و شاخص انتقال برای سرب در گیاه مذکور بزرگ‌تر از یک می‌باشد، به نظر می‌رسد که این گیاه توانایی تجمع و همچنین انتقال سرب را از بخش ریشه‌ای به بخش هوایی دارد و می‌تواند یک گیاه بسیار مناسب باقابلیت انباشت سرب برای برداشت گیاهی در منطقه موردمطالعه مطرح شود. همچنین با توجه به ضرایب تجمع زیستی و شاخص انتقال فلزات مس و روی، این گیاه برای برداشت گیاهی فلز مس و تثبیت گیاهی در رابطه با فلز روی از منطقه موردمطالعه مناسب می‌باشد.

بررسی میزان فلزات سنگین موردمطالعه در ریشه و برگ گیاه نی در محل‌های نمونه‌برداری موردمطالعه نشان داد که بیشترین غلظت فلزات در ریشه و برگ گیاه نی، به فلز روی اختصاص دارد و بررسی میزان ورود فلزات سنگین از رسوب و تجمع زیستی آن در گیاه نی، نشان داد که فلز روی میزان تجمع زیستی پایینی در اندام هوایی دارد و بافت ریشه در مقایسه با برگ پتانسیل بالاتری به‌عنوان پایشگر زیستی در محیط دارد که با نتایج Li و همکاران در سال (۲۰۱۵) Cicero-Fernández و همکاران در سال (۲۰۱۷) و قائنی و همکاران در سال (۱۳۹۳) مطابقت دارد. پس از روی، بیشترین غلظت میان عناصر موردمطالعه در بافت‌های گیاه، به فلز سرب تعلق دارد. بر اساس مطالعات Wu و Hendershot در سال (۲۰۱۰) و Pourrut و همکاران در سال (۲۰۱۱)، فلز سرب در واکنش‌های فیزیولوژیک گیاهان کارکرد مشخصی ندارد و عموماً از طریق کانال‌های سدیم جذب گیاه می‌گردند. با توجه به نزدیک بودن مسیر جاده گلدشت به رودخانه گِلرود و همچنین وجود اراضی کشاورزی در حاشیه رودخانه، بالا بودن این میزان سرب در گیاه نی در این منطقه، احتمالاً به ورود زه‌آب اراضی کشاورزی به دلیل استفاده از کودها و سموم کشاورزی و نشـت سوخت‌های فسیلی از خودروها و کامیون‌های حمل سوخت و دیگر فعالیت‌های ماشینی به آن مربوط می‌گردد. نتایج مطالعات شمالی و خداوردلو (۱۳۹۱) و رضایی کهخا و همکاران در سال (۱۳۹۰) نشان می‌دهد که بین این فعالیت‌ها و میزان سرب در گیاهان رابطه مستقیمی وجود دارد. مطالعات شمالی و خداوردی‌لو در سال (۱۳۹۱) نشان داد که غلظت سرب در گیاه نی با افـزایش فاصـله از جـاده کاهش معنی‌داری داشته است که این کاهش به‌ویژه در فاصله ۲۰ تا ۱۰۰ متری چشمگیرتر بود. البته پیشنهاد می‌شود در مطالعات دیگری به اندازه‌گیری میزان سرب رهاشده به درون رودخانه موردمطالعه از این فعالیت‌ها پرداخته شود. همچنین بالا بودن آن در برگ به شاخص انتقال و شاخص تجمع زیستی برمی‌گردد که یک گیاه بیش‌اندوز است و عنصر را در بخش هوایی تجمع می‌دهد. فتاحی کیاسری و همکاران (۱۳۸۸)، اذعان داشتند که در انتخاب گیاهان به‌منظور گیاه‌پالایی، گیاهی مناسب‌تر است که بتواند علاوه برجذب زیاد عنصر، نسبت انتقال آن از اندام زیرزمینی به ساقه بیشتر باشد؛ بنابراین گیاه نی می‌تواند به‌عنوان یک گیاه مناسب برای برداشت گیاهی سرب در این پژوهش مطرح شود.

بر اساس تحقیق Shorrocks و Alloway (۱۹۸۸) و Tewari و همکاران (۲۰۰۶)، بالا بودن میانگین فلز مس در بافت‌های گیاه، به دلیل ضروری بودن این عنصر برای گیاه می‌باشد که در تنفس، فتوسنتز و سنتز پروتئین در گیاهان نقش دارد. ازاین‌رو گیاهان تمایل دارند یون‌های مس محلول موجود در رسوبات را جذب کنند. البته غلظت‌های بالای مس در بافت‌های گیاهی می‌تواند به‌عنوان یک عنصر سمی در نظر گرفته شود که می‌تواند بسیاری از تغییرات را در یاخته القاء نماید و موجب تغییر در نفوذپذیری غشاء، ساختار کروماتین، فعالیت‌های آنزیمی، فرآیندهای تنفس و فتوسنتز و القاء پیری گردد و درنهایت منجر به مهار رشد گیاه گردد. با بررسی میزان ورود فلزات سنگین از رسوب و تجمع زیستی آن در گیاه، نشان داد که فلز مس میزان تجمع زیستی متوسطی دارد و بافت برگ در مقایسه با ریشه پتانسیل بالاتری به‌عنوان بیواندیکاتور در محیط دارد. درعین‌حال میزان انتقال از ریشه به اندام‌های هوایی بسیار بالا است، که نشان‌دهنده این است که پس از جذب فلز از محیط توسط ریشه،

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

این بافت می‌تواند انتقال‌دهنده مناسبی برای فلز مس به اندام‌های هوایی در گیاه باشد که نتایج Wang و همکاران (۲۰۰۸) و Weis و همکاران (۲۰۰۴) نیز مؤید این مطلب است.

با توجه به اینکه ذرات معلق موجود در ستون آب همواره آلاینده‌های موجود در آب را جذب نموده و بروی رسوبات ته‌نشین می‌نماید، بنابراین رسوبات می‌توانند به‌عنوان یک مسیر مهم در مواجهه موجودات آبزی به آلاینده‌ها عمل نمایند. نتایج حاصل از مقایسه میانگین کلی غلظت فلزات موردبررسی (سرب، مس و روی) در رسوبات رودخانه گِلرود با استانداردهای بیان‌شده به‌منظور پیش‌بینی احتمال بروز اثرات سوء زیستی آلاینده‌ها بـر موجودات زنده که در تماس با ایـن رسوبات قرا دارند، نشان داد که غلظت فلزات موردبررسی به‌مراتب پایین‌تر از حد استاندارد تعریف‌شده در استاندارد کیفیت رسوب کانادا و استاندارد کیفیت رسوب آمریکا قرار دارد که این نشان‌دهنده عدم آلودگی جدی برای موجودات زنده منطقه به این فلزات می‌باشد. بنا بر نتایج به‌دست‌آمده از این مطالعه، میزان تجمع فلزات در رسوب به استثنا سرب بیشتر از بافت‌های گیاه نی می‌باشد. بر اساس نتایج انجمن تحقیقات بین‌المللی (۲۰۰۳)، گیاه فلز سنگین را از رسوب می‌گیرد و فلزات موجود در رسوب همگی محلول نیستند، برخی از آن‌ها محلول و به‌صورت یون‌های آزاد است که این بخش می‌تواند توسط گیاه از رسوب جذب گردد، ولی بخش عمده فلزات سنگین موجود در رسوب در فازهای نامحلول به‌ویژه فازهای آلی و باقیمانده قرار دارند؛ در این صورت ریشه‌ها قادر نخواهند بود عنصر موردنیاز را به‌صورت محلول دریافت نمایند. لذا از دسترسی زیستی گیاه خارج می‌گردد. بدین ترتیب به نظر می‌رسد کمتر بودن فلزات در بافت گیاه نسبت به رسوب تا حدودی طبیعی است. همچنین نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که غلظت عناصر در بافت برگ به استثنا روی بیشتر از میزان آن‌ها در ریشه است. اختلاف در غلظت فلزات در بافت برگ و ریشه ممکن است به دلیل نقش متفاوت این بافت‌ها در فعالیت‌های متابولیکی و فیزیولوژیکی گیاه باشد.

همچنین بر اساس نتایج حاصل از محاسبه شاخص آلودگی فلزی در میان محل‌های نمونه‌برداری موردبررسی در این مطالعه، بیشترین آلودگی در محل نمونه‌برداری ۵ و سپس ۲ و ۱ مشاهده گردید. محل نمونه‌برداری ۵ در مجاورت منطقه شهری می‌باشد. بر اساس مطالعات میدانی به نظر می‌رسد بالا بودن غلظت فلزات در این محدوده ممکن است به دلیل مجاورت با مناطق مسکونی و تخلیه پساب‌های شهری به این منطقه باشد، زیرا محل نمونه‌برداری ۵ در مجاورت شهر بروجرد قرار دارد. در رابطه با محل نمونه‌برداری ۲، ورود زه آب‌های ناشی از اراضی کشاورزی مجاور این محدوده که حاوی کودها و سموم شیمیایی می‌باشد و میزان تراکم کم گیاه نی در این محدوده می‌تواند در افزایش آلودگی این محدوده مؤثر باشد. همچنین در محل نمونه‌برداری شماره ۱ در مجاورت منطقه روستایی و آلودگی ناشی از کودهای شیمیایی است و البته تراکم گیاه نی نیز در این محدوده زیاد بوده است. در این محدوده میزان عناصر کاهش پیداکرده که احتمالاً بیانگر کارایی گیاه نی در انتقال این فلز از رسوبات باشد.

نتایج این پژوهش نشان داد که گونه نی به‌عنوان یک گیاه تجمع دهنده و پایشگر زیستی مناسب می‌تواند نقش بسیار مهمی در حداقل رساندن آلودگی‌های محیط‌زیستی در رودخانه گِلرود داشته باشد. ازآنجایی‌که رودخانه گِلرود آب شرب موردنیاز شهر بروجرد، روستاهای اطراف و دریاچه مصنوعی گردشگری فدک در شهر بروجرد را تأمین می‌کند و با توجه به اینکه یکی از سرشاخه‌های ورودی آب در تالاب بیشه دالان است که زیستگاه مهمی برای پرندگان بومی و مهاجر منطقه محسوب می‌گردد، نیاز است با کاشت گیاهان تجمع دهنده و پایشگر زیستی همچون گیاه نی اقدامات مدیریتی مناسبی در حداقل رساندن آلودگی‌های محیط‌زیستی در رودخانه گِلرود جهت نیل به اهداف بهداشتی، محیط‌زیستی و اقتصادی برداشته شود. البته پیشنهاد می‌گردد سهم منابع طبیعی و انسان‌ساخت در تولید فلزات سنگین در رودخانه گِلرود با توجه به منابع آلاینده و پراکنش آن‌ها و همچنین توجه به فاکتورهای مؤثر بر مکانیسم جذب و انتقال فلزات سنگین در گیاه به‌منظور بررسی بهتر در منطقه صورت پذیرد.

منابع

ابراهیمی، ج.، جعفری، م.، ثوابتی، غ.، آذریوند، ع.، طویلی، ع. و مادرید، ف.، ۱۳۹۱. بررسی گیاه‌پالایی گونه نی در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین (مطالعه موردی، منطقه لیا–قزوین). مجله علمی پژوهشی مرتع، دوره ۶، شماره ۱: صفحات ۹-۱.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

شمالی، ر. و خداوردی‌لو، ح.، ۱۳۹۱. آلودگی خاک‌ها و گیاهان پیرامون بزرگراه ارومیه- سلماس به برخی فلزهای سنگین. مجله دانش آب‌وخاک، دوره ۲۲، شماره ۳: صفحات ۱۷۲-۱۵۷.

رضایی کهخا، م.، کیخوایی، م.، رضایی، ه. و سنچولی، ج.، ۱۳۹۰. بررسی میزان فلزات سنگین در خاک کشاورزی و گیاهان آبیاری شده با فاضلاب شهری. مجله علمی پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی زابل، دوره ۳، شماره ۲: صفحات ۲۶-۱۹.

زارع رشکوئیه، م.، حمیدیان، م.، پورباقر، ه. و اشرفی، س.، ۱۳۹۳. بررسی تجمع فلزات سنگین در رسوب، ماهی و گیاه نی در سد ستارخان. مجله محیط‌زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۷، شماره ۱: صفحات ۹۰-۷۹.

صادقیان، س.، شهریاری، پ. و ملکوتی‌خواه، ج.، ۱۳۹۶. گیاه‌پالایی: راهکاری مؤثر جهت پالایش آلودگی فلزات سنگین از اکوسیستم‌های شهری. گزارش مرکز مطالعات و برنامه‌ریزی شهری. گزارش شماره ۴۳۴. صفحه ۹۳.

طاهری قناد، س.، معاضد، ه. و برومندنسب، س.، ۱۳۹٤. بررسی پتانسیل گیاهان نی، تیفا و برموداگراس بر شاخص انتقال و انباشت. مجله محیط‌شناسی، دوره ۴۱، شماره ۲، صفحات ۳۷۲-۳۶۱.

فتاحی کیاسری، ا.، فتوت، ا.، آستارایی، ع. و حق‌نیا، غ.، ۱۳۸۸. اثر اسیدسولفوریک و EDTA بر گیاه‌پالایی سرب در خاک توسط سه گیاه آفتابگردان، ذرت و پنبه. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب‌وخاک، دوره ۱۴، شماره ۵۱: صفحات ۶۸-۵۷.

قائنی، م.، رومیانی، ل. و صفرخانلو، ل.، ۱۳۹۳. 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. مجله اکوبیولوژی تالاب، سال ششم، شماره ۲۲: صفحات ۵۸-۴۹.

ملک‌زاده، ا.، علیخانی، ح.، ثواقبی فیروزآبادی، غ. و زارعی، م.، ۱۳۹۰. برهم‌کنش قارچ‌های میکوریز آربوسکولار و باکتری‌های PGPR مقاوم به کادمیوم در گیاه‌پالایی کادمیوم. نشریه آب‌وخاک (علوم و صنایع کشاورزی)، دوره ۲۵، شماره ۲: صفحات ۲۷۴-۲۶۶.

Ahmad, S. S., Reshi, Z. A., Shah, M. A., Rashid, I., Ara, R. and Andrabi, S. M., 2014. Phytoremediation potential of *Phragmites australis* in hokersar wetland- a ramsar site of Kashmir Himalaya. International journal of phytoremediation, 16(12): 1183-1191.

Al-Homaidan, A. A., Al-Otaibi, T. G., El-Sheikh, M. A., Al-Ghanayem, A. A. and Ameen, F., 2020. Accumulation of heavy metals in a macrophyte *Phragmites australis*: implications to phytoremediation in the Arabian Peninsula wadis. Journal of Environmental Monitoring and Assessment, 192(3): 1-10.

Ali, H., Khan, E. and Ilahi, I., 2019. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. Journal of chemistry, 1-14.

P. and Ater, M., 2002. Tolerance and bioaccumulation of copper in *Phragmites australis* **A., Bernal, M. Ali, N.** and *Zea mays*. Journal of Plant and Soil, 239(1): 103-111.

Dikilitas, M., Karakas, S. and Ahmad, P., 2016. Plant Metal Interactio: Effect of lead on plant and human DNA damages and its impact on the environment. Elsevier Publisher, 619 p.

L., 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* **Bonanno, G. and Giudice, R.** (common reed) and their potential use as contamination indicators. Journal of Ecological indicators, 10(3): 639-645.

Bonanno, G. and Vymazal, J., 2017. Compartmentalization of potentially hazardous elements in macrophytes: insights into capacity and efficiency of accumulation. Journal of Geochemical Exploration, 181: 22-30.

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. Journal of Desalination, 246(1-3): 35-44.

Brix, H., 1989. Use of aquatic macrophytes in water-pollution control. Journal of Ambio, 18(8): 100-107.

Cappello, T., 2018. Environmental Metabolomics in Aquatic Pollution and Toxicology. Journal of Aquat Pollution Toxicology, 2(1): 22-23.

, 1999. Canadian environmental quality **.CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment)**

Winnipeng. Canadian Council of Ministers of the Environment. guidelines.

Chakaraborty, R., Zaman, S., Mukhopadhyay, N., Banergee, K. and Matra, A., 2009. Seasonal variation of Zn, Cu and Pb in the esuarine stretch of west Bengal. Indian Journal of Marine Sciences, 38(1): 104-109.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

J., 1997. S. and Baker, A. P., Angle, J. L., Brewer, E. M., Brown, S. L., Malik, M., Li, Y. Chaney, R. Phytoremediation of soil metals. Journal of Current opinion in Biotechnology, 8(3): 279-284.

Cicero-Fernández, D., Peña-Fernández, M., Expósito-Camargo, J. A. and Antizar-Ladislao, B., 2017. Long-term (two annual cycles) phytoremediation of heavy metal-contaminated estuarine sediments by *Phragmites australis*. New biotechnology, 38: 56-64.

Demirezen, D. and Aksoy, A., 2004. Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey). Chemosphere, 56(7): 685-696.

Farkas, A., Erratico, C. and Vigano, L., 2007. Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in surficial sediments of the River Po. Journal of Chemosphere, 68(4): 761-768.

Hariprasad, N. V. and Dayananda, H. S., 2013. Environmental impact due to agricultural runoff containing heavy metals- review. International Journal of Scientific and Research Publications, 3(5): 224-280.

Hechmi, N., Aissa, N. B., Abdenaceur, H. and Jedidi, N., 2014. Evaluating the phytoremediation potential of *Phragmites australis* grown in pentachlorophenol and cadmium co-contaminated soils. Environmental Science and Pollution Research, 21(2): 1304-1313.

Ikem, A. and Egiebor, N. O., 2005. Assessment of trace elements in canned fishes (mackerel, tuna, salmon, sardines and herrings) marketed in Georgia and Alabama (United States of America). Journal of food composition and analysis, 18(8): 771-787.

Jagatkar, J. V., 2018. Effects of some heavy metals on toxicity of the fresh water fish: Rasbora daniconius. International Journal of Academic Research and Development, 3(1): 4-8.

Kabata-Pendias A. and Pendias, H., 2000. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd Edit. Bocaraton NewYork. CRC Press. 403 p.

Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N. K., Murtaza, B., Bibi, I. and Dumat, C., 2017. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. Journal of Geochemical Exploration: 182: 247-268.

Khellaf, N. and Zerdaoui, M., 2009. Phytoaccumulation of zinc by the aquatic plant, *Lemna gibba* (L.). Bioresour Technology, 100(23): 6137-40.

LaKind J. S., Sobus J. R., Goodman, M., Boyd Barr, D. B., Fürst P., Albertini, R. J., Arbuckle, T. E., Schoeters, G., Tan, Y. M., Teeguarden, J. and Tornero-Velez, R., 2014. A proposal for assessing study quality: Biomonitoring, environmental epidemiology and short-lived chemicals (BEES-C) instrument. Environmental International, 73: 195-207.

Li, J., Yu, H. and Luan, Y., 2015. Meta-analysis of the copper, zinc, and cadmium absorption capacities of aquatic plants in heavy metal-polluted water. Journal of environmental research and public health, 12(12): 14958-14973.

Lin, W., Xiao, T., Wu, Y., Ao, Z. and Ning, Z., 2012. Hyperaccumulation of zinc by Corydalis davidii in Zn-polluted soils. Journal of Chemosphere, 86(8): 837-842.

Long, E. R., Macdonald, D. D., Smith, S. L. and Calder, F. D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Journal of Environmental management, 19(1): 81-97.

Ma, L. Q., Komar, K. M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y. and Kenely, E. D., 2001. A fern that hyper accumulates arsenic. Journal of Nature, 409: 579-582.

MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G. and Berger, T. A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Arch Environ Contam Toxicol, 39(1):20-31.

Manios, T., Stentiford, E. I. and Millner, P., 2003. Removal of heavy metals from a metaliferous water solution by *Typha latifolia* plants and sewage sludge compost. Chemosphere, 53: 487–494.

Mishra, V. K. and Tripathi, B. D., 2008. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. Bioresour Technology, 99(15): 7091-7.

Nawrot, N., Wojciechowska, E., Matej-Łukowicz, K., Walkusz-Miotk, J. and Pazdro, K., 2019. Heavy metal accumulation and distribution in *Phragmites australis* seedlings tissues originating from natural and urban catchment. Journal of Environmental Science and Pollution Research, 1-11.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

, 2003. Bioavailability of contaminants in soils and sediments. The National **.National Research Council (NRC)** Academics Press. 433pp.

Ndimele, C. C., Chukwuka, K. S. and Ndimele, P. E., 2016. Phytoremediation of Heavy Metal-Polluted Aquatic Ecosystem (Ologe Lagoon) By Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms) and the Socio-Egological Implications. In American Geophysical Union, Ocean Sciences Meeting.

Pandey, G. and Madhuri, S., 2014. Heavy metals causing toxicity in animals and fishes. Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences, 2(2): 17-23.

Phillips, D. P., Human, L. R. D. and Adams, J. B., 2015. Wetland plants as indicators of heavy metal contamination. Journal of Marine pollution bulletin, 92(1): 227-232.

Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P. and Pinelli, E., 2011. Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. In Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 213: 113-136.

Prica, M., Andrejić, G., Sinzar-Sekulić, J., Rakić, T. and Dzeletović, Z., 2019. Bioaccumulation of heavy metals in common reed (*Phragmites australis*) growing spontaneously on highly contaminated mine tailing ponds in Serbia and potential use of this species in phytoremediation. Botanica Serbica, 43(1): 85-95.

Rahimi, S. and Mortazavi, S., 2019. Role of *Phragmites Australis* for Biomonitoring and Phytoremediation of Heavy Metals Pollution in Badavar River, Lorestan Province (Iran). Archives of Hygiene Sciences, 8(2): 71-79.

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

Skinner, K., Wright, N. and Porter-Goff, E., 2007. Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. Journal of Environmental pollution, 145(1): 234-237.

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. Journal of Environmental Science and Pollution Research, 22(2): 946-962.

Shorrocks, V. M. and Alloway, B. J., 1988. Copper in Plant, Animal and Human Nutrition. CDA Publication. pp. 30-103.

Singh, N., Kaur, M. and Katnoria, J. K., 2017. Analysis on bioaccumulation of metals in aquatic environment of Beas River Basin: A case study from Kanjli wetland. GeoHealth, 1(3): 93-105.

Strbac, S., Sajnović, A., Kasanin Grubin, M., Vasic, N., Dojcinovic, B., Simonovic, P. and Jovancicevic, B., 2014. Metals in sediment and *Phragmites australis* (common reed) from Tisza River, Serbia. Applied ecology and environmental research, 12(1): 105-122.

Tewari, R. K., Kumar, P. and Sharma, P. N., 2006. Antioxidant responses to enhanced generation of superoxide anion radical and hydrogen peroxide in the copper-stressed mulberry plants. Journal of Planta, 223(6): 1145-1153.

Tornero V., and Hanke, G., 2016. Chemical contaminants entering the marine environment from sea-based sources: A review with a focus on European seas. Mar Pollut Bull, 112(1-2): 17-38.

Wang, X., Liu, Y., Zeng, G., Chai, L., Xiao, X., Song, X. and Min, Z., 2008. Pedological characteristics of Mn mine tailings and metal accumulation by native plants. Journal of Chemosphere, 72(9): 1260-1266.

Weis, J. S., Glover, T. and Weis, P., 2004. Interactions of metals affect their distribution in tissues of *Phragmites australis*. Journal of Environmental Pollution, 131(3): 409-415.

Wu, Y. and Hendershot, W. H., 2010. The effect of calcium and pH on nickel accumulation in and rhizotoxicity to pea (*Pisum sativum* L.) rootempirical relationships and modeling. Environmental Pollution, 158(5): 1850-1856.

Yap, C. K., Ismail, A., Tan, S. G. and Omar, H., 2002. Concentrations of Cu and Pb in the offshore and intertidal sediments of the west coast of Peninsular Malaysia. Journal of Environment International, 28(6): 467-479.

Zacchini, M., Pietrini, F., Mugnozza, G. S., Iori, V., Pietrosanti, L. and Massacci, A., 2009. Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. Journal of Water, Air, and Soil Pollution, 197(1-4): 23-34.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-04-26]