مجله بوم شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

مطالعه توانایی تجمع فلزات سنگین در گیاهان آبزی

آزولا (*Azolla filiculoides*) و عدسک آبی(*Lemna minor*) در تالاب انزلی

محسن محمدی گلنگش[۱*]، زهرا بزرگ پناه خراط[۱]، محمد نعیمی جوبنی[۲]، محمد فروهر واجارگاه[۳]

۱. گروه علوم و مهندسی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران

۲. مرکز تحقیقات بهداشت و محیط زیست، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی گیلان، ایران

۳. گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران

نوع مقاله

پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۳/۱۳

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۰/۰۹

تاریخ چاپ الکترونیک: ۱۴۰۱/۱۱/۲۲

***نویسنده مسئول:**

m_mohammadi@guilan.ac.ir

چکیده

در این تحقیق، غلظت فلزات در آب و گیاهان آبزی آزولا (*Azolla filiculoides*) و عدسک آبی *Lemna minor*) در سه منطقه‌ی ویژه در تالاب انزلی واقع در شمال ایران مورد بررسی قرار گرفت. نمونه‌برداری در تابستان ۱۳۹۷ انجام شد و غلظت فلزات در نمونه‌های آب و گیاهان توسط دستگاه پلاسمای جفت شده القائی سنجیده شدند. نتایج نشان داد که توالی میانگین غلظت کل فلزات در نمونه‌های آب بصورت Fe > Mn > Ba > Ni > V > As > Ag > Ti > Co > Cu > Zn > Cr > Hg > Pb > Cd می‌باشد. بیشترین تجمع زیستی در هر دو گیاه، متعلق به Mn، Fe و Ba و کمترین تجمع غلظت مربوط به Cd و Ag بود. نتایج BCF برای هر دو گیاه برای تمامی فلزات بیشتر از ۱۰۰۰ بدست آمد که هر دو گیاه را به عنوان انباشتگرهای قوی برای فلزات سنگین در منطقه معرفی می‌کند. اگر چه از پتانسیل انباشتگری این گونه‌ها می‌توان با ملاحظات زیست‌محیطی برای کاهش آلاینده‌ها در انواع پساب‌ها استفاده کرد اما حضور این گونه‌ها در زنجیره غذایی تالاب می‌تواند با ایجاد بزرگنمایی زیستی، تهدیدی جدی برای گونه‌های مصرف کننده باشد.

کلیدواژه‌ها: تالاب انزلی، فلزات سنگین، *Azolla filiculoides*، *Lemna minor*

مقدمه

اکوسیستم‌های تالابی به علت تنوع زیستی بالا و قرار گرفتن در مسیر مهاجرت پرندگان و آبزیان مهاجر از جایگاه ویژه اکولوژیک در سطح جهانی برخوردار می‌باشند (Khoshkam *et al*., 2016). روند افزایش تخلیه انواع آلاینده‌ها در محیط‌های آبی (تالاب، رودخانه، دریا) موجب کاهش کیفیت محیط زیست این مناطق شده است. (Sood *et al*., 2012) با ورود پساب‌های صنعتی، سموم کشاورزی و فاضلاب‌های شهری در اکوسیستم‌های آبی، غلظت آلاینده‌های مختلف بر اساس ساختار اجزای آنها افزایش می‌یابند. یک گروه از آلاینده‌های مشترک در این پساب‌ها فلزات سنگین هستند که این آلاینده‌های پایدار به علت عدم تجزیه زیستی، قابلیت تجمع در اندام‌های گونه‌های مختلف آبزیان و توانایی ایجاد مسمومیت، از اهمیت ویژه‌ای در مطالعات اکولوژیکی برخوردار می‌باشند (Chandra and Yadav, 2011). اگرچه تعدادی از این فلزات مانند مس، آهن و روی برای فرآیندهای زیستی آبزیان در مقادیر اندک ضروری هستند، اما بسیاری از آن‌ها مانند Cd، As، Hg و Pb هیچ‌گونه نقش

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

شناخته شده‌ای در فرایندهای زیستی ندارند. لیکن با ایجاد اختلال در فعالیت‌های آنزیمی و سلولی، می‌توانند حیات جانداران را تهدید کنند (Kar *et al*., 2008). مطالعات نشان می‌دهد که فلزات سنگین اثرات منفی برروی سیستم فیزیولوژی، عادات غذایی، رشد، تولیدمثل و مهاجرت موجودات زنده داشته و سبب کاهش تنوع گونه‌های دریایی می‌شوند. این آلاینده‌ها در نهایت با ورود به زنجیره‌های غذایی تهدیدی جدی برای سلامت انسان شناخته می‌شوند. این عناصر سلامت جوامعی را که در سبد غذایی آنها مقادیر بیشتری از انواع آبزیان وجود دارد، بیشتر تهدید می‌کنند (Kara *et al*., 2003). به‌دلیل توسعه صنعت گردشگری و تکنولوژی‌های نوین روند ورود آلاینده‌ها به اکوسیستم‌های آبی علاوه بر منابع عمده مصنوعی آن‌ها مانند فاضلاب‌های مختلف، از طریق شستشوی خاک‌های آلوده کنار جاده‌ای، رنگ‌کاری و خوردگی بدنه انواع شناورها و ورود انواع نانوساختارهای مختلف که از قدرت جذب زیستی بالایی نیز برخوردار هستند، در حال افزایش است (Mohammadi Galangash *et al*., 2018). یکی از محیط‌های طبیعی که در معرض غلظت بالای فلزات سنگین و خطرناک قرار دارد، تالاب‌ها هستند. این اکوسیستم‌ها به "کلیه‌های زمین" معروف شده‌اند زیرا که قرن‌هاست در امر تصفیه آب آلوده نقش مهمی را ایفا می‌نمایند و از پتانسیل بالایی برای ایجاد خودپالایی طبیعی انواع آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین و آفت‌کش‌ها برخوردار می باشند (Singh *et al*., 2017). در اکوسیستم‌های تالابی، مطالعه ماکروفیت‌های آبزی به منظور شناسایی گونه‌های انباشتگر زیستی برای آلاینده‌های آلی و معدنی همواره مورد توجه محققان بوده است (Krupnova *et al*., 2018). در بین گونه‌های مختلف ماکروفیت آبزی،عدسک آبی[1] (*Lemna minor*) و آزولا (*Azolla filiculoides*) از گونه‌هایی هستند که از پتانسیل انباشتگری زیستی آنها برای حذف و کاهش فلزات سنگین در فاضلاب‌های صنعتی استفاده شده است (Axtell *et al*., 2003; Sood *et al*., 2012). عدسک آبی گیاه آبزی کوچک و شناور از خانواده Araceae است و در مناطق گرمسیری و نیمه‌گرمسیری، تالاب‌ها، آبگیرها و دریاچه‌ها در شرایط مطلوب به فراوانی و بسیار سریع می‌روید (Ali *et al*., 2016). آزولا سرخسی کوچک و شناور از خانواده‌ی Azollaceae است که از سازگاری بالایی در اکوسیستم‌های تالابی برخوردار می‌باشد، بطوری‌که با سرعت تکثیر می‌شود و تمام سطح آب را می‌پوشاند (Hashemloian, 2008). اندازه کوچک و ساختار بدنی ساده‌ی این دو گیاه و رشد سریع آنها، موجب شده است که بعنوان گونه‌هایی مناسب برای تحقیقات سم شناسی و زیست‌محیطی مورد توجه محققان قرار گیرند (Velichkova, 2019). تالاب بین‌المللی انزلی یکی از مهمترین تالاب‌های کشور است که در جنوب غربی دریای کاسپین در محدوده استان گیلان واقع شده است که به لحاظ تنوع زیستی، ارزش زیستگاهی و قرار گرفتن در مسیر مهاجرت پرندگان مهاجر و برخی از ماهیان مهاجر دریای کاسپین در سطح بین‌المللی و ملی از جایگاه اکولوژیکی و اقتصادی – اجتماعی ویژه‌ای برخورداراست. متأسفانه این اکوسیستم ارزشمند در حال نابودی است. بحران‌های زیست‌محیطی تالاب انزلی تحت تأثیر عوامل متعددی مانند تغییر اقلیم، تغییر نوسانات سطح دریای کاسپین و فعالیت‌های انسانی در سطح جهانی و منطقه‌ای قرار دارد (Fallah and Hedayati, 2021; Aghsaei *et al*., 2020). در بین بخش‌های مختلف تالاب بین المللی انزلی، اکوسیستم آبی سیاه کشیم به دلیل ارزش زیستگاهی برای انواع پرندگان مهاجر آبزی در سال ۱۳۴۶ به عنوان منطقه حفاظت شده اعلام گردید. همچنین تالاب سلکه از سال ۱۳۴۶ و تالاب سرخانکل از سال ۱۳۸۱ از اکوسیستم‌های داخلی تالاب انزلی بعنوان پناهگاه حیات وحش در نظر گرفته شدند. این موضوع به خوبی نقش و حساسیت زیستگاهی این مناطق را نشان می‌دهد که بر اساس موقعیت مکانی و میزان توانایی خدمات اکولوژیکی که دارند، از سایر بخش‌ها جدا شده‌اند (Salamat *et al*., 2015). بنابراین برای تداوم این خدمات می‌بایست از بالاترین کیفیت زیستگاهی نیز برخوردار باشند و اجزای زنجیره‌ی غذایی در بخش‌های مختلف گیاهی و جانوری در سطوح مختلف اکوسیستم، شامل بخش‌های سطحی، ستون آب و بستر می‌بایست از نظر کمی و کیفی برای حفظ و پویایی جوامع زیستی وابسته به این اکوسیستم مناسب باشند (Mohammadi Galangash *et al*., 2018). اما توسعه چشم‌گیر شهرنشینی، گردشگری، کشاورزی و صنایع مختلف از جمله ذوب فلزات، کشتی‌سازی، آبکاری در اطراف تالاب انزلی سبب شده است تا انواع آلاینده‌ها از مسیرهای مختلف به این اکوسیستم راه یابند. بنابراین اجزای اکوسیستم با توجه به مقدار و نوع آلاینده ورودی رفتارهای متفاوتی را خواهند داشت

[1] Duckweed

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

بطوری‌که تغییرات ناشی از آلاینده‌ها موجب نابودی گروهی از گونه‌ها می‌شود که در نگاه اول موجب ساده شدن اکوسیستم و کوتاه شدن زنجیره‌های غذایی خواهد شد و در نهایت پس از مرگ نیز با تجزیه در بستر اکوسیستم، این آلاینده‌ها در رسوبات و پیکره کفزیان راه می‌یابند (Mohammadi Galangash *et al*., 2019; Aazami and Taban, 2018). گروه دیگری از گونه‌های جانوری و گیاهی هستند که از مقاومت بیشتری در مقابل دریافت انواع ترکیبات و عناصر آلاینده برخوردارند و می‌توانند بقای خود را حفظ کنند. اما این گروه، آلاینده‌های تجمع یافته در اندام‌های خود را به سطوح بالاتر زنجیره غذایی انتقال می‌دهند (Vajargah *et al*., 2021). وجود گونه‌های انباشتگر و مقاوم به انواع آلاینده‌ها در زنجیره غذایی اکوسیستم‌هایی که از حساسیت بالایی برخوردار هستند مانند زیستگاه گونه‌های در خطر انقراض یا محل زمستان گذرانی گونه‌های نادر با ایجاد مسمومیت غذایی، زیستگاه آن‌ها را به مکانی نا امن تبدیل خواهند کرد. در تالاب انزلی عدسک آبی (*Lemna minor*) از گیاهان بومی و آزولا (*Azolla filiculoides*) از گیاهان غیر بومی هستند. آزولا یک سرخس آبزی کوچک (۱–۳ سانتی‌متر) است که بومی آمریکای جنوبی است و در سال ۱۳۶۹ برای اولین بار در تالاب انزلی دیده شد. به نظر می‌رسد این گونه در سال۱۳۶۵ برای تثبیت ازت در مزارع برنج توسط افرادی که اطلاع کافی از دانش اکولوژی نداشتند، وارد مناطق شمالی کشور شد (Zazouli *et al*., 2013). درحال حاضر این گیاهان در سطح وسیعی از سه منطقه ویژه تالاب انزلی شامل منطقه حفاظت شده سیاه کشیم، پناهگاه‌های حیات وحش سلکه و سرخانکل گسترش یافته‌اند. در زمینه قابلیت تجمع فلزات سنگین در گیاهان تالاب انزلی پژوهش‌هایی در طی دو دهه اخیر صورت گرفته است که می‌توان به مطالعات Pourkhabbaz و همکاران (۲۰۱۱)، Mansuri و همکاران (۲۰۱۳) و Hamidian و همکاران (۲۰۱۴) اشاره نمود. از آنجائی‌که این گیاهان مورد تغذیه انواع پرندگان و برخی از آبزیان این اکوسیستم قرار می‌گیرند، مطالعه تجمع فلزات سنگین در پیکره این گونه‌ها می‌تواند اطلاعات ارزشمندی را در بخش کیفیت محیط زیست منطقه و توجه به سلامت عمومی در اختیار محققین قرار دهد. بنابراین در این مطالعه سعی شده است که غلظت فلزات سنگین ضروری و غیر ضروری در آب و نیز گیاهان آبزی عدسک آبی و آزولا در سه بخش مهم تالاب انزلی از لحاظ اکولوژیکی، بررسی گردد.

مواد و روش‌ها

منطقه‌ی مورد مطالعه

تالاب انزلی یکی از مهمترین تالاب‌های حاشیه‌ای جنوب غربی دریای کاسپین می‌باشد که با وسعت حدود ۱۹۳ کیلومتر مربع و با موقعیت جغرافیایی ″۱۶ ′۲۸ °۳۷ شمالی و ۴۹°۲۷′۴۴″ شرقی در استان گیلان (شمال ایران) واقع شده است. در این پژوهش نمونه‌برداری از آب و دو گیاه آبزی آزولا و عدسک آبی در تابستان ۱۳۹۷ از سه بخش مهم تالاب بین‌المللی انزلی شامل پناهگاه حیات وحش سلکه، پناهگاه حیات وحش سرخانکل و منطقه حفاظت شده سیاه کشیم با ۵ تکرار انجام شد. مشخصات طول و عرض جغرافیایی ایستگاه‌های سلکه، سرخانکل و سیاه کشیم و برخی از پارامترهای محیطی اندازه‌گیری شده این مناطق در جدول شماره ۱ گردآوری شده است.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

جدول۱. موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری و مقادیر پارامترهای محیطی

شماره ایستگاه	نام ایستگاه	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی	دما (c °)	شوری(٪)	pH
۱	سلکه	۴۱ °۳۹ '۵۱ "	۳۶ °۲۹ '۳۰"	۱۴/۲	۰/۴۴	۸/۱۷
۲	سرخانکل	۴۱ °۴۴ '۵۸ "	°۳۶ ۳۳ '۸۷ "	۱۴/۵	۰/۷۴	۸/۲۶
۳	سیاه کشیم	۴۱ °۴۳ '۳۸ "	۳۵ °۹۵ '۴۸"	۱۵/۱	۰/۴۳	۷/۹۴

نمونه‌برداری

نمونه‌های آب با استفاده از دستگاه نمونه‌بردار (Ruttner) مـــدل Tresanton با حجم ۰/۷ لیتر ساخت کشور انگلستان تهیه شد. پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه ابتدا۱/۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ بـه آن‌ها اضـافه گردید تـا pH نمونه‌ها به کمتر از۲ کاهش یابد. پس از عبور دادن نمونه‌ها از کاغذ واتمن ۴۲، مقدار ۵۰ میلی‌لیتر از آن‌ها برای آنالیز دستگاهی آماده شدند (APHA, 2005). نمونه‌برداری از گیاهان آبزی پس از بازدیدهای میدانی از مناطق سه‌گانه مورد مطالعه با در نظر گرفتن تراکم پوشش گیـاهی با ۵ تکرار انجـام انجام شد. نمونه‌های گیاهی پس از انتقال به آزمایشگاه ابتدا با آب مقطـر شـست و شـو داده شـده و مدت ۴۸ ساعت در دمای محیط آزمایشگاه بر روی کاغذهای صافی آب‌گیری و هوا خشک شدند. به منظـور خـشک شـدن و رسیدن به وزن ثابت، نمونـــه‌هـای گیـــاه در داخـــل ظـروف پتـــری در آون به مـدت ۴۸ ساعت و در دمای ۱۰۵ درجه سانتیگراد خشک شدند. سپس نمونه‌ها در هاون چینی پودر شده و از الک ۶۲ میکرون عبور داده شدند و ۱گرم از هر نمونه با تـــرازو آزمایشگاهی با دقت ۰/۰۰۰۱ گرم توزین گردید. عملیات هضم تر برای نمونه‌ی گیاهی در ظروف PTFE انجام شد. برای این کار ابتدا ۵ میلی‌لیتـر اسـید فلوئوریـدریک بـه نمونه‌ها اضافه شـد، سـپس ۱۰ میلـی‌لیتـر اسـید نیتریـــک و در ادامه ۵ میلی‌لیتـــر اســـید کلریـــدریک اضـــافه گردیـــد (ASTM, 2000). پس از اتمام هضم، نمونـه‌هـا با استفاده از کاغذ واتمن ۴۲ فیلترشدند و توسـط اسـید نیتریک ٪۴ به حجم ۲۰ میلی‌لیتر رسانده شدند. در پایان، غلظت ۱۵ عنصر سنگین در نمونه‌های آب و گیاهان توسط دستگاه ICP-OES مدل Spectro Amitec در دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی گیلان قرائت گردید (Vardanyan and Ingole, 2006).

فاکتور تغلیظ زیستی

تجمع آلاینده‌های زیست‌محیطی در جانداران توسط روش‌های متفاوتی محاسبه می‌گردد. یکی از این روش‌ها محاسبه فاکتور تغلیظ زیستی فلزات[۲] (BCF) است. این فاکتور جذب مستقیم آلاینده را توسط موجود زنده از محیط پیرامون جاندار نشان می‌دهد. در این تحقیق، BCF گیاهان آزولا و عدسک آبی، مطابق معادله (۱) بر اساس نسبت غلظت آلاینده در وزن خشک گیاه به غلظت همان عنصر در آب محاسبه گردید. معمولا BCF بیشتر از هزار، نشان دهنده قابلیت تجمعی بالای گیاه در جذب فلزات می‌باشد (Yabanli *et al.*, 2014).

BCF = غلظت فلز سنگین در گیاه / غلظت فلز سنگین در آب معادله (۱)

[۲] Bio concentration factor

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

تجزیه تحلیل‌های آماری

در مطالعه کنونی کلیه آنالیزهای آماری با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۲۴ انجام گردید. جهت اجرای آنالیزهای آماری ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون Shapiro-Wilk بررسی شد و سپس آنالیز واریانس یک طرفه (ANOVA) جهت بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف بین غلظت عناصر در ایستگاه‌های مختلف صورت گرفت. با توجه به نرمال بودن داده‌ها، از آزمون همبستگی پیرسون به منظور سنجش مقدار همبستگی بین غلظت عناصر در آب و گیاهان مورد مطالعه استفاده گردید.

نتایج

نتایج حاصل از آزمون ANOVA بر روی داده‌های جاصل از این تحقیق، نشان داد که بین غلظت عناصر سنگین در نمونه‌های آب بدست آمده از ایستگاه‌های مورد مطالعه، اختلاف معناداری وجود داشته است (P<۰/۰۵). همچنین بین غلظت فلزات در نمونه‌های گیاهی نیز در ایستگاه‌های مختلف، تفاوت معناداری دیده می‌شود (P<۰/۰۵). نتایج حاصل از سنجش غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های جمع آوری شده از آب تالاب انزلی در جدول(۲) آمده است. در این مطالعه بیشترین میزان فلزات As ، Cu، Hg، Pb وV در ایستگاه سلکه، بالاترین غلظت Cd و Cr, Ni، Co ، Fe و Ti در ایستگاه سیاه کشیم و بیشترین میزان فلزات Zn، Ag، Mn و Ba در ایستگاه سرخانکل اندازه‌گیری شدند. همچنین توالی میانگین کل غلظت فلزات بصورت Pb > Cd > Cr > Hg > Zn > Cu > Co > Ti > Ag > As > V > Ni > Ba > Mn > Fe در نمونه‌های آب می باشد.

جدول ۲. میانگین غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه در آب (میکروگرم در لیتر)

عناصر / ایستگاه	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Ag	V	Mn	Fe	Ba	Ti
سرخانکل	۵/۲	۱/۰۱	۲/۶۵	۰/۷۷	۱/۲۷	۱/۸	۴/۱۶	۰/۳۵	۵/۰۶	۴/۱	۱/۰۵	۶۱/۰۶	۳۷/۲	۳۳/۱۲	۱/۳۴
سلکه	۶/۴۴	۰/۷۷	۱/۰۸	۱/۲۲	۳/۵۲	۲/۰۱	۶/۲۶	۱/۹۲	۲/۰۸	۲/۲۴	۹/۰۲	۱۶/۳۹	۳۶/۵۹	۱۰/۱۵	۲/۲۲
سیاه کشیم	۳/۳۱	۱/۳	۳/۹۷	۱/۵۸	۲/۸۰	۱/۰۶	۱۰/۲۶	۰/۶۵	۰/۵۵	۲/۷۴	۵/۳۶	۲۱/۷۴	۶۰/۴۱	۲۲/۶۹	۳/۰۵
مجموع	۴/۲۸	۰/۹۳	۲/۵۴	۱/۴۶	۲/۴۳	۱/۱۵	۷/۵۴	۰/۹۶	۲/۰۴	۳/۶۲	۵/۲۳	۳۳/۳	۴۴/۴	۲۴/۲	۳/۱۷

در جدول (۳) نتایج حاصل از آنالیز پیرسون جهت بررسی میزان همبستگی فلزات سنگین در نمونه‌های آب نمایش داده شده است. ضریب همبستگی پیرسون، ارتباط بین فلزات و چگونگی توزیع عناصر مختلـف را نشان می‌دهد. برقراری ضرایب همبستگی مثبت بین دو فلز بیانگر این مطلب است که افزایش و یا کاهش مقدار یک عنصر، تاثیری مستقیم و همسو در تغییرات غلظت عنصر دیگر خواهد داشت. این مساله در مورد مقادیر منفی ضریب همبستگی، کاملا بر عکس است و نشان دهنده ارتباط معکوس میان فلزات است. مطابق جدول (۳) بیشترین همبستگی میان فلزات مس و سرب و پس از آن بین نیکل و وانادیوم، سرب و وانادیوم، سرب و روی و نیز میان آهن با تیتانیوم دیده می‌شود. برقراری همبستگی معنادار و مثبت بین فلزات انباشته شده در آب گواه بر آن است که یا آن‌ها از منابع یکسانی وارد آب تالاب می‌شوند و یا این فلزات رفتارهای ژئوشیمیایی مشابه‌ای دارند.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

جدول ۳. همبستگی فلزات سنگین در نمونه‌های آب بدست آمده از ایستگاه‌های مورد مطالعه

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Ag	V	Mn	Fe	Ba	Ti
As	۱														
Cd	*۰/۵۲	۱													
Co	-۰/۱۴	۰/۰۸	۱												
Cr	۰/۲۹	*۰/۵۰	۰/۰۶	۱											
Cu	۰/۱۱	*۰/۵۱	۰/۱۸	۰/۳۷	۱										
Hg	**۰/۵۹	**۰/۶۱	۰/۱۱	۰/۲۴	*۰/۵۲	۱									
Ni	۰/۱۹	۰/۳۲	۰/۱۱	۰/۱۸	۰/۳۸	۰/۴۵	۱								
Pb	۰/۱۴	*۰/۵۵	۰/۱۳	*۰/۶۱	**۰/۷۷	**۰/۶۲	۰/۳۴	۱							
Zn	۰/۳۱	*۰/۵۸	۰/۱۱	*۰/۵۲	*۰/۵۶	۰/۲۲	۰/۳۳	**۰/۷۱	۱						
Ag	۰/۰۴	-۰/۲۵	۰/۱۶	۰/۰۷	-۰/۵۴	۰/۰۴	۰/۲۵	-۰/۱۱	۰/۳۵	۱					
V	۰/۳۳	*۰/۵۶	۰/۱۵	۰/۲۸	۰/۴۳	*۰/۵۸	**۰/۷۲	**۰/۷۲	۰/۳۸	۰/۱۶	۱				
Mn	۰/۰۶	-۰/۰۳	۰/۲۷	۰/۰۸	۰/۱۴	۰/۱۶	۰/۳۸	-۰/۰۵	۰/۰۱	-۰/۴۳	۰/۰۳	۱			
Fe	۰/۰۸	۰/۰۰	۰/۳۴	۰/۱۰	۰/۱۸	۰/۰۶	۰/۱۰	-۰/۱۸	۰/۰۲	-۰/۲۷	۰/۱۶	*۰,۶۴	۱		
Ba	۰/۱۰	۰/۳۶	-۰/۰۴	۰/۱۸	۰/۲۷	۰/۱۳	*۰/۵۳	۰/۴۱	۰/۳۵	۰/۰۸	**۰/۶۲	۰/۲۳	۰/۱۵	۱	
Ti	۰/۱۴	۰/۰۵	۰/۳۶	۰/۰۵	۰/۱۶	۰/۰۸	۰/۲۶	۰/۰۱۳	۰/۰۷	۰/۰۱	۰/۱۳	۰/۴۳	**۰/۷۱	۰/۲۴	**۱**

* همبستگی در سطح ۰/۰۵ معنادار است ** همبستگی در سطح ۰/۰۱ معنادار است.

میانگین غلظت فلزات سنگین در آزولا و عدسک آبی در سه بخش تالاب انزلی در جدول شماره ۴ آمده است. میانگین کل غلظت فلزات سنگین در گیاه آزولا به صورت توالی Fe > V > Co > Zn > Cu >As > Ti > Cr > Hg > Pb > Ag > Cd > Mn Ba > Ni > بدست آمده است. همچنین توالی غلظت فلزات سنگین در گیاه آبزی *Lemna minor* از الگوی Ag > Cd > Mn > Fe > Ba > Ni > Zn > As > V > Ti > Co > Cu > Hg > Pb > Cr تبعیت می‌کند.

جدول ۴. میانگین غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه در گیاهان آبزی (میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک)

	***Azolla filiculoides* (mg/kg)**				***Lemna minor* (mg/kg)**			
	سرخانکل	**سلکه**	**سیاه کشیم**	**مجموع**	**سرخانکل**	**سلکه**	**سیاه کشیم**	**مجموع**
As	۱۷/۵	۸/۴	۱/۱۴	۹/۱۳	۵۶/۷	۴/۲۲	۶/۱۸	**۲۰/۵**
Cd	۴/۰۴	۸/۶	۶/۲۱	۶/۳	۳/۴۵	۵/۲۷	۴/۰۱	**۴/۰۸**
Co	۳۸/۲	۳۳/۳	۱۶/۸	۲۹/۴	۲۵/۶	۴/۶	۱/۸۸	**۱۶/۳**
Cr	۱۰/۱۳	۷/۶۶	۸/۰۱	۸/۶	۱۱/۰۶	۵/۷۹	۷/۸۳	**۸/۲۳**
Cu	۱۷/۵۶	۱۸/۱۸	۱۳/۴۷	۱۶/۴	۱۴/۲۲	۱۱/۲۲	۱۴/۴۱	**۱۳/۲۸**
Hg	۱۶/۹۹	۳/۴۲	۴/۸۷	۸/۴۲	۱۴/۷۶	۵/۳۲	۷/۸۵	**۹/۳۲**
Ni	۵۲/۳۲	۶۵/۶۵	۴۷/۱۷	۵۰/۵۴	۴۱/۶۵	۲۴/۱۶	۳۶/۱۱	**۳۳/۸۶**

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

	Azolla filiculoides (mg/kg)					*Lemna minor* (mg/kg)		
	سرخانکل	سلکه	سیاه کشیم	مجموع	سرخانکل	سلکه	سیاه کشیم	مجموع
Pb	۳/۸۷	۱۰/۲۸	۹/۳۴	۷/۷۸	۱۲/۷	۹/۴	۵/۲۷	**۸/۴**
Zn	۲۳/۱	۲۳/۴۷	۲۵/۵	۲۳/۹۷	۱۹/۹۶	۲۳/۸۷	۲۱/۶۹	**۲۱/۸۴**
Ag	۷/۷	۳/۶۹	۶/۹	۶/۴۸	۵/۷۳	۴/۴۴	۴/۳۱	**۴/۳**
V	۳۷/۱	۴۴/۹۳	۱۷/۱۴	۳۳/۲۶	۳۰/۶	۵/۲۶	۲۰/۱۹	**۱۹/۴۲**
Mn	۱۴۰۱۰/۵	۴۴۶۴/۵	۳۵۰۵/۱	۷۳۲۶/۷	۲۸۰۱/۷	۱۵۵۶/۸	۶۷۱۴/۱	**۳۶۹۰/۸**
Fe	۳۱۰۷/۴۷	۴۵۹۰/۹۴	۲۰۸۲/۷	۳۲۶۰/۳	۴۱۹۲/۳	۷۵۷/۴۲	۱۹۶۰/۱	**۲۳۰۳/۵۳**
Ba	۵۰۹/۱۳	۷۰/۳	۱۲۴/۱۶	۲۱۱/۱۲	۱۲۳/۷۹	۳۰/۲۲	۳۰۱/۱۱	**۱۴۱/۶۴**
Ti	۴/۷۷	۱۲/۵۷	۸/۵۴	۸/۶۳	۱۵/۱۵	۸/۷۱	۲۸/۹۷	**۱۷/۶۴**

بر اساس نتایج جدول (۵) ظرفیت تجمع زیستی *Lemna minor* برای عناصر سنگین مورد مطالعه به صورت Ba > Ti >Cr > Mn > Fe > Zn > Pb >Hg > Co > Cu > As > Ni > Cd > V > Ag است. همچنین در این تحقیق ظرفیت تجمع زیستی فلزات سنگین در *Azolla filiculoides* از یک روند کاهشی به شرح زیر برخوردار است:

Mn > Fe > Zn > Co >Ba > Pb > Hg > Cd >Cu > Ni > V > Cr > Ti > As > Ag.

جدول ۵. مقادیر BCF فلزات سنگین در ایستگاه‌های نمونه‌برداری

	Azolla filiculoides				*Lemna minor*			
BCF	سرخانکل	سلکه	سیاه کشیم	مجموع	سرخانکل	سلکه	سیاه کشیم	مجموع
As	۳۳۷۰	۱۳۰۰	۳۴۰	۲۱۳۰	۱۰۹۰۰	۶۵۰	۱۸۷۰	**۴۷۸۰**
Cd	۴۰۰۰	۱۱۱۶۰	۴۷۷۰	۶۷۷۰	۳۴۱۰	۶۸۴۰	۳۰۸۰	**۴۳۸۰**
Co	۱۴۴۱۰	۳۰۸۳۰	۴۲۳۰	۱۱۵۸۰	۹۶۶۰	۴۲۶۰	۴۷۰	**۶۴۲۰**
Cr	۱۳۱۵۰	۶۲۸۰	۵۰۶۰	۵۷۷۰	۱۴۳۶۰	۴۷۴۰	۴۹۵۰	**۵۶۳۰**
Cu	۱۳۸۳۰	۵۱۷۰	۴۸۱۰	۶۷۵۰	۱۱۲۰۰	۳۱۹۰	۵۱۵۰	**۵۴۶۰**
Hg	۹۴۴۰	۱۷۰۰	۴۵۹۰	۷۳۲۰	۸۲۰۰	۲۶۵۰	۷۴۰۰	**۸۱۰۰**
Ni	۱۲۵۸۰	۱۰۴۹۰	۴۵۹۰	۶۷۰۰	۱۰۰۱۰	۳۸۶۰	۳۵۱۰	**۴۴۹۰**
Pb	۱۱۰۵۰	۵۳۵۰	۱۴۳۷۰	۸۲۰۰	۳۶۲۹۰	۴۸۹۰	۸۱۰۰	**۸۷۵۰**
Zn	۴۵۷۰	۱۱۲۹۰	۴۶۳۷۰	۱۱۷۵۰	۳۹۴۰	۱۱۴۷۰	۳۹۴۴۰	**۱۱۷۰۰**
Ag	۱۸۸۰	۱۶۵۰	۲۵۲۰	۱۷۹۰	۱۳۹۰	۱۹۸۰	۱۵۸۰	**۱۱۹۰**
V	۳۵۳۳۰	۴۹۸۰	۳۱۹۰	۶۳۶۰	۲۹۱۴۰	۵۸۰	۳۷۶۰	**۳۷۱۰**
Mn	۲۲۹۴۵۰	۲۷۲۴۰۰	۱۶۱۲۲۰	۲۲۰۰۲۰	۴۵۸۸۰	۴۹۹۸۰	۳۰۸۸۳۰	**۱۱۰۸۴۰**
Fe	۸۳۵۳۰	۱۲۵۴۷۰	۳۴۴۸۰	۷۳۴۳۰	۱۱۲۷۰۰	۲۰۷۰۰	۳۲۴۵۰	**۵۱۸۸۰**
Ba	۱۵۳۸۰	۶۹۳۰	۵۴۷۰	۸۷۲۰	۳۷۴۰	۲۹۸۰	۱۳۲۷۰	**۵۸۵۰**
Ti	۳۵۶۰	۵۶۶۰	۲۸۰۰	۲۷۲۰	۱۱۳۰۰	۳۹۲۰	۹۵۰۰	**۵۶۷۰**

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

بحث

اکوسیستم‌های تالابی تحت تاثیر انواع آلاینده‌های خطرناک قرار دارند که مقادیر آن‌ها همواره در حال تغییر هستند (Naderi and Saatsaz, 2020). در مطالعه‌ای Norouznia و Hamidian (۲۰۱۴) میزان غلظت فلزات مس، کروم، سرب، آرسنیک و آهن در آب تالاب انزلی را به ترتیب ۲/۸۲، ۰/۵۱، ۵/۱۴، ۵/۴۲ و ۰/۵ میکروگرم بر لیتر اندازه‌گیری کردند که میزان Cr و Fe بدست آمده در تحقیق حاضر از آن بیشتر می‌باشد. تحقیقات انجام شده بر روی دریاچه Nasser در کشور مصر که توسط Rashed (۲۰۰۱) انجام شد، نشان می‌دهد میزان غلظت فلزات مس، کروم، روی، آهن در آب این دریاجه به ترتیب ۰/۲۲، ۰/۲۴، ۰/۲۳ و ۱/۴۲میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد و مقادیر به دست آمده از نتایج حاصل از این تحقیق بیشتر می‌باشد. Velichkova (۲۰۱۹) غلظت فلزات را در سه گیاه ماکروفیت آبزی و نیز در آب دریاچه Mandra در جنوب بلغارستان بررسی نمود و مطابق نتایج آن توالی فلزات بصورت Fe > Zn > Mn > Cu > Ni > Pb > Cr > Cd بدست آمد و مقادیر فلزات Fe، Ni ، Pb، Mn، Cr ، Cd به ترتیب ۱/۴۵، ۰/۰۶، ۰/۰۲، ۰/۳۴، ۰/۰۰۹ و ۰/۰۰۵ بر حسب µg/L اندازه‌گیری شدند که از نتایج تحقیق حاضر کمتر هستند. وجود برخی از عناصر در محیط‌های آبی علاوه بر منابع ورودی به اکوسیستم، بخشی هم می‌تواند به میزان سرعت تجزیه گیاهان و رها سازی آن‌ها در اکوسیستم پیرامونی وابسته باشد بطوریکه عناصر ضروری را می‌توان گاهی بیشتر از سایر آلاینده‌ها در محیط زیست آن‌ها آنالیز کرد. در مطالعه حاضر غلظت فلزات آهن و منگنز در نمونه‌های آب از غلظت بالایی در هر سه منطقه، سیاه کشیم، سرخانکل و سلکه برخوردار بودند. بنابراین شرایط پر غذایی تالاب و به دنبال آن غنای جوامع پلانگتونی، گیاهان غوطه‌ور، شناور، سرعت رشد و مرگ و میر گونه و در نهایت سهم باز چرخش عناصر در افزایش غلظت فلزات در ستون آب این اکوسیستم را نمی‌توان نادیده گرفت. با توجه به اینکه مطالعات نشان می‌دهد برخی از عناصر مانند آهن بعنوان مواد معدنی ضروری برای گونه‌های مختلف آبزی هستند (Amira and Leghouchi, 2018) بنابراین نقش باز چرخش آهن در ستون آب از قوت بیشتری برخوردار خواهد بود. با این وجود نمی‌توان از اثرات نامطلوب مقادیر بالای عناصر ضروری زیستی در اکوسیستم‌ها غافل شد. بطوریکه افزایش غلظت برخی از عناصر ضروری مانند آهن و منگنز در آب باعث ایجاد بو و مزه ناخوشایند می‌شود و در غلظت‌های زیاد سبب تغییر رنگ آب و کاهش شفافیت آب می‌گردند (Pirsaheb *et al*., 2015). اگر چه سایر عناصر غیر ضروری نیز می‌توانند از طریق تجزیه گونه به محیط بازگردند اما همواره مقادیر آن‌ها در محیط‌های آب در مقایسه با رسوب و حتی استانداردهای تعیین شده نیز کمترخواهد شد. این موضوع نشان می‌دهد که سرعت تجزیه و رهاسازی در آب از میزان جذب مجدد زیستی و رسوب آن‌ها در بستر کمتر است و این موضوع در نتایج حاضر نیز به خوبی نشان داده می‌شود. بطوریکه با مقایسه غلظت فلزات در آب با استانداردهای پیشنهادی WHO، غلظت اکثر عناصر مورد مطالعه در آب تالاب انزلی از حدود استانداردهای پیشنهادی کمتر می‌باشد و تنها مقدار جیوه فراتر از استاندارد ۰/۰۰۱ (mg/L) است. بطوری‌که در بین مناطق مورد مطالعه نیز بیشترین غلظت فلز جیوه در ایستگاه سلکه با مقدار mg/L ۰/۰۰۲ بدست آمد. زیرا در این نواحی فاضلاب‌های کشاورزی حاوی باقیمانده برخی از قارچ کش‌ها و فاضلاب‌های خانگی بطور مستقیم از مسیرهای مختلف به این منطقه راه می‌یابند (Ganjali and Ghasemi, 2016). متاسفانه در بین انواع فلزات سنگین مورد مطالعه، جیوه که سمی‌ترین عنصر می‌باشد، از غلظت بیشتر از حدود مجاز در این اکوسیستم برخوردار است و این عنصر سمی در اکوسیستم‌های آبی به راحتی قابلیت تبدیل به فرم‌های آلی متیل جیوه و اتیل جیوه را دارد که این ترکیبات بسیار سمی نیز به راحتی در بافت‌های انواع آبزیان تجمع پیدا می‌کنند. لازم به ذکر است که مصرف آبزیان اصلی‌ترین مسیر ورود جیوه به بدن انسان شناخته شده است (Zhu *et al*., 2017) و جیوه و مشتقات آن در بدن انسان موجب مشکلات فراوانی از جمله بیماری‌های کلیوی، اختلالات عصبی، برونشیت، جهش‌زایی و اختلالات ژنتیک می‌شود (Pirsaheb *et al*., 2015) . بر اساس نتایج آزمون پیرسون، همبستگی مثبت و معنی‌داری میان فلزات سنگین در نمونه‌های آب نمایش داده شده است. برقراری همبستگی معنادار و مثبت بین فلزات نشان دهنده وجود منابع مشترک این آلاینده‌ها در اکوسیستم است (Bastami *et al*., 2014). در مطالعات اکولوژیک، عنصر آهن را به عنوان عامل تفکیک کننده آلودگی‌های انسانی و طبیعی معرفی کرده‌اند چرا که آهن عنصری است که به فراوانی در پوسته زمین وجود دارد و توسط فعالیت‌های انسانی ازکمترین تغییرات برخوردار

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

است. بنابراین با مشاهده همبستگی بالای فلزات سنگین با آهن، می‌توان به سهم قابل توجه منابع آن‌ها از منابع طبیعی پی برد (Guerra-Garcia and Garcia-Gomez, 2005). در این تحقیق بیشترین همبستگی فلز آهن با فلزات Mn و Ti بود که بیانگر منشا ژئوشیمیایی آن‌ها است. مطابق جدول (۳) بیشترین همبستگی میان فلز Cd با فلزات As، Cr ، Cu، Hg، Pb ، Zn و V دیده می‌شود. از اصلی‌ترین منابع فلز کادمیوم در محیط‌های آبی، صنایع ذوب فلزات، پلاستیک‌سازی (Vajargah & Hedayati., 2017)، نساجی و فاضلاب‌های کشاورزی حاوی آفت‌کش و کود معرفی شده است (Xue *et al*., 2018). وجود تمام این منابع در اطراف تالاب انزلی نیز بخوبی سهم منشا انسانی این آلاینده را نشان می‌دهد. در بین عناصر مورد مطالعه، سرب بیشترین همبستگی را با فلزات Cu، Hg، Cr ، Cd و V داشته است. عناصر سرب، کادمیوم و مس در ترکیبات رنگ‌ها از جمله رنگ‌های صنعتی و رنگ‌های مورد استفاده روی بدنه کشتی و شناورها وجود دارد. به نظر می‌رسد. تردد قایق‌ها و شناورها بهمراه تخلیه فاضلاب شهری و صنعتی از جمله صنایع ذوب فلزات در شهرک‌های صنعتی اطراف تالاب در افزایش غلظت فلزات مس، کروم، جیوه و سرب نقش موثری داشته‌اند (Esmaeilzadeh *et al*., 2016). علاوه بر این، مصرف سموم شیمیایی در زمین‌های کشاورزی و تخلیه فاضلاب‌های صنعتی (Vazquez and Sharma, 2004; Zare Khosheghbal *et al*.,2013) نیز می توانند در افزایش غلظت فلز Cu در تالاب انزلی سهیم باشند (Pourkhabbaz *et al*., 2011). از مهمترین منابع وارد کننده فلز کروم در محیط‌های آبی، صنایع چرم، پلاستیک، منسوجات، دباغی و رنگرزی است (Kumar *et al*., 2007). در این مطالعه فلز Zn نیز همبستگی مثبت و بالایی با فلزات Cd، Cr، Cu و Pb از خود نشان داد. روی، مس و سرب یکی از پر مصرف‌ترین فلزات صنعتی هستند که در پساب صنایع مختلف بویژه صنایع آبکاری فلزات و فاضلاب‌های کشاورزی وخانگی نیز یافت می شوند (Karbassi *et al*., 2008). بر اساس جدول (۳) بیشترین همبستگی Hg با فلزات As، Cu، Pb، Cd، V دیده می‌شود. جیوه عموماً از طریق پساب کارخانجات پتروشیمی، کاغذسازی،صنایع رنگ، نانوساختارهای فلزی، پلاستیک‌سازی، قارچ‌کش‌ها و سوخت‌های فسیلی وارد آب می‌گردد (Zhang *et al*., 2018; Mohammadi Galangash *et al*., 2019). همبستگی بالای جیوه با فلزات سرب، کادمیوم و آرسنیک در مقابل همبستگی اندک با فلزات Fe و Mn بخوبی بیانگر نقش موثر منابع انسانی بر افزایش غلظت فلز جیوه در آب تالاب انزلی است. فلزات As و Ni می‌توانند هم منشا زمین‌شناسی و هم انسانی داشته باشند که با توجه به همبستگی اندک این دو فلز با فلزاتی با منشا طبیعی مانند Fe به نظر می‌رسد منبع اصلی این فلزات در آب تالاب، از منابع غیر طبیعی است. یکی دیگر از عناصری که از درجه مسمومیت بالای در محیط‌زیست برخوردار است و در تالاب انزلی نیز وجود دارد، آرسنیک است که عموما منشا انسانی دارد. آرسنیک عمدتا از طریق فاضلاب‌های شهری و کشاورزی بویژه پساب حامل مواد شوینده، علف‌کش‌ها، کودهای شیمیایی و قارچ‌کش‌ها وارد آب می‌گردد (Esmaeilzadeh *et al*., 2016 ; Yabanli *et al*., 2014). مهمترین منابع انسانی برای فلز نیکل، صنایع آبکاری و سوخت‌های فسیلی و نفت است(Ugulu, 2015). همانگونه که در جدول (۳) مشاهده می‌شود فلز نیکل بیشترین همبستگی را با فلز وانادیوم داشته که بیانگر غلظت بالای نفت در منطقه است چرا که در بسیاری از مطالعات از این دو فلز بعنوان شاخص آلودگی نفتی یاد می‌شود (Nadal *et al*.,2007). همچنین فلز باریم همبستگی قابل توجهی با فلزات وانادیوم و نیکل داشته است که با توجه به همبستگی اندک فلز باریم با فلزاتی با منشا طبیعی مانند آهن و منگنز، غلظت بالای باریم می‌تواند بدلیل نفوذ آلودگی‌های نفتی موجود در آب دریای خزر باشد که از طریق کانال کشتیرانی و نوسانات تراز آب دریا به آب تالاب وارد شده است (Alizadeh Ketek Lahijani *et al*., 2018) لازم به توضیح است که تالاب انزلی در فاصله کمی از فعال‌ترین بندر شمالی کشور ایران، بندر انزلی واقع شده است. در این بندر فعالیت‌های کشتیرانی مانند تردد بالای شناورها و نفت‌کش‌ها و به دنبال آن، تخلیه‌ی آب توازن آلوده به مواد نفتی، نشت نفت در پایانه‌های نفتی و تصادفات دریایی به شدت وجود دارد (Karimi *et al*., 2007). همچنین به عقیده‌ی De Mora و همکاران (۲۰۰۴) سواحل جنوبی دریای خزر واقع در کشور ایران بشدت تحت تاثیر آلاینده‌های فلزی ناشی از پساب‌های صنعتی و پتروشیمی و نیز استخراج نفت از سوی کشورهای همسایه شمالی ایران بویژه کشور آذربایجان است (Mohammadi Galangash *et al*., 2017). بعلاوه یکی از بحث برانگیزترین مشکلات زیست محیطی تالاب انزلی مربوط به فاضلاب‌های چندین شهر اطراف بندر انزلی از جمله رشت است که بطور مستقیم توسط شبکه فاضلاب

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

به رودخانه‌های زرجوب و گوهررود ریخته می‌شوند و در نهایت به تالاب انزلی راه می‌یابند (Vesali Naseh *et al*., 2012). همانگونه که در جدول(۴) مشاهده می‌شود، در هر دو گیاه بیشترین میزان اندازه‌گیری شده برای فلزات متعلق به Mn ، Fe و Ba و کمترین غلظت برای Cd و Ag بدست آمد. در تحقیق Rai (۲۰۰۸) مقادیر Cdو Hg در گیاه *Azolla pinnata* به ترتیب 740 و667 (µg /g) بدست آمد که هر دو از مقادیر بدست آمده در این مطالعه بیشتر بودند. Krupnova و همکاران (۲۰۱۸) غلظت فلزات سنگین را در گیاه *Lemna minor* در ۶ رودخانه از کشور روسیه اندازه گیری نمودند. میزان Mn و Fe بدست آمده در آن بررسی به ترتیب با مقادیر mg/Kg (۹۱۲-۶۷۶) و (۴۰۲-۲۸۹) از غلظت این فلزات در مطالعه کنونی کمتر گزارش شده است که در این بخش شاید نقش درجه حرارت بالا در آب تالاب انزلی در انحلال پذیری عناصر و همینطور جذب زیستی عناصر بی‌تاثیر نباشند. مطالعه تجمع زیستی برای دو ماکروفیت آبزی *Azolla filiculoides* و *Lemna minor* در منطقه شمال یونان نشان داد که بیشترین مقدار تجمع یافته دراین گیاهان مربوط به منگنز بوده است. به نظر می‌رسد که در آن تحقیق نیز بیشتر به ضروری بودن این عنصر برای فعالیت‌های زیستی این گیاهان توجه شده است (Sawidis *et al*., 1995) .خاطر نشان می‌شود که عناصری همچون آهن، منگنز، نیکل و روی برای رشد، فتوسنتز و تنفس گیاهان آبزی ضروری می-باشد اما افزایش بیش از اندازه این فلزات می‌تواند برای گیاه اختلالات فیزیولوژیک را به همراه داشته باشد (Babu *et al*., 2013). برای مثال اگر میزان آهن در محدوده (µg/g ۱۰۰۰ -۴۰۰۰) باشد، این میزان آهن منجر به استرس اکسیداتیو در گیاه می‌شود (Pavlovic-Muratspahic *et al*., 2011). غلظت منگنز در اندام‌های گیاهی معمولا بیش از mg/kg ۱۰ است و برای نیازهای فیزیولوژیک، مورد استفاده گیاه قرار می‌گیرد(Krupnova *et al*., 2018). با این حال در مطالعه کنونی مقادیر بسیار بالایی از Mn در هر دو ماکروفیت *L. minor* و *A. filiculoides* می‌تواند برای این گونه‌ها ایجاد مسمومیت نماید (Bonanno and Lo Giudice, 2010; Bonanno, 2013). مطالعات نشان می‌دهد که وجود برخی از فلزات غیر ضروری مانند سرب، می تواند موجب اختلال در فعالیت‌های آنزیمی و متابولیسمی گیاهان شود (Norouznia and Hamidian, 2014). کادمیوم نیز مانند سرب در فرآیندهای متابولیکی گیاه کارکرد مشخصی ندارد اما به دلیل شباهت شیمیایی آن به کلسیم، توسط گیاه جذب می‌شود. این امر موجب اختلال در رشد و متابولیسم می‌گردد و حتی با آسیب رسانی به لیپیدهای غشایی، پروتئین و اسیدهای نوکلئیک می‌تواند منجر به مرگ گیاه شود (Divan *et al*.,2009). بعقیده‌ی Akosy و همکاران (۲۰۰۵) غلظت فلز کادمیوم در گیاهان در شرایط محیطی غیر آلوده باید (۰/۰۱ – ۰/۳ میکروگرم بر گرم) باشد. بنابراین با توجه به نتایج جدول (۴)، در این مطالعه تجمع فلز کادمیوم در هر دو گیاه مورد بررسی، فراتر از مقادیر فوق می‌باشد و این موضوع آلوده بودن شرایط محیطی تالاب انزلی را نشان می‌دهد. در بین عناصر مورد مطالعه جیوه یکی از عناصری است که افزایش غلظت آن در اندام‌های گیاهان بر روی ساختار کلروفیل a و b اثر گذاشته و موجب کاهش میزان فتوسنتز می‌شود (Sood *et al*., 2012) . انباشت فلزات سنگین در گیاهان باعث ایجاد تنش اکسیداتیو و افزایش تولید گونه‌های فعال اکسیژن می‌شود. گونه‌های فعال اکسیژن باعث ایجاد اثرات سمی مختلف در گیاهان نظیر کاهش رشد، کاهش کلروفیل، فتوسنتز، مهار فعالیت‌های آنزیمی و از دست دادن یون‌ها می‌شوند (Gill, 2014). بر اساس نتایج شاخص BCF در این تحقیق ظرفیت تجمع زیستی *Lemna minor* به صورت Mn > Fe > Zn > Pb >Hg > Co > Ba > Ti >Cr > Cu > As > Ni > Cd > V > Ag است. مشابه این نتایج نیز در تحقیق انجام شده توسط Velichkova (۲۰۱۹) بر روی *Lemna minor* مشاهده شد بطوری‌که که در آن تحقیق روند تجمع زیستی فلزات سنگین از الگوی Mn > Fe > Zn > Cu > Cr > Cd > Pb > Ni پیروی کرده بود. همچنین در نتایج مطالعه Kastratović و همکاران (۲۰۱۵) در دریاچه‌ی Skadar واقع در بالکان، الگوی تجمع زیستی عناصر در *Lemna minor* بصورت Mn > Zn > Ni > Co > Cu > Pb > Cr > V > Cd گزارش شده است. در تحقیق کنونی ظرفیت تجمع زیستی *Azolla filiculoides* بصورت Mn > Fe > Zn > Co >Ba > Pb > Hg > Cd >Cu > Ni > V > Cr > Ti > As > Ag است. مطالعات Shafi و همکاران (۲۰۱۵) در دریاچه Dal واقع در هندوستان نیز نشان داد که *Azolla pinnata* مقدار بیشتری فلز Zn در مقایسه با فلزهای Cd ,Pb, Cu و Cr را در بافت‌های خود تجمع می‌نماید. در مطالعه Mansuri و همکاران (۲۰۱۳) در تالاب انزلی، توالی تجمع زیستی فلزات سنگین در دو گیاه *Phragmites australis* و *Trapa natans* بصورت Pb > Cd > Cr بوده

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

است. همچنین Amira وLeghouchi (۲۰۱۸) توالی BCF برای فلزات سنگین در ماکروفیت آبزی *Phragmites australis* واقع در Algeria بصورت Fe > Zn > Pb > Cr > Cd بدست آوردند. در مطالعات سنجش تجمع زیستی، گونه‌هایی که مقدار فاکتور تجمع زیستی آن‌ها برای فلز مورد مطالعه بزرگتر از یک باشند، بعنوان انباشتگر معرفی می‌شوند و از این گونه‌ها برای حذف و یا کاهش آلاینده‌ها در محیط‌های آلوده بعنوان پالایشگران زیستی استفاده می‌شوند (Takeda *et al*., 2006). با توجه به نتایج جدول (۵) می‌توان گفت که هر دو گیاه *Azolla filiculoides* و *Lemna minor* با BCF بزرگتر از ۱، برای تمامی فلزات مورد بررسی در این پژوهش، بعنوان انباشگر معرفی می‌شوند (Phetsombat *et al*., 2006). یکی از مهمترین دلایل تجمع بالای فلزات در گیاهان آبزی، ترکیبات خاص موجود در بافت‌های گیاهی است. برای مثال بافت ریشه‌ی گیاهان غنی از آنیون‌های اسیدهای آلی مثل مالات، سیترات و هیستیدین است. این ترکیبات باعث سهولت در جذب فلزات در ریشه می‌شوند (Kupper *et al*., 2004). علاوه بر این گونه‌های مختلف *Azolla* در ریشه‌های خود دارای همزیستی با سیانوباکتری‌هایی مانند *Anabaena* می‌باشند(Carrapiço, 2006). سیانوباکتری‌ها دارای قدرت جذب و انباشتگی بالایی برای فلزهای سنگین هستند که به آزولا توانایی تثبیت نیتروژن را می‌دهند (Laloknam *et al*., 2009). این توانایی به رشد آزولا در آب‌های آلوده کمک می‌کند و نیز باعث می‌شود که از گونه‌های مختلف *Azolla* مانند *Azolla filiculoides* در تصفیه فاضلاب‌های صنعتی برای حذف و کاهش کروم، کادمیوم و جیوه استفاده شود. بر اساس نتایج این تحقیق توانایی تجمع زیستی فلزات Pb، Hg، Tiو As در گیاه *Lemna* از گیاه *Azolla* بیشتر است. در حالیکه قابلیت انباشتگی زیستی سایر فلزات در *Azolla* بیشتر از گیاه *Lemna* بوده است. در مجموع، در این پژوهش قابلیت تجمع فلزات در هر دو گیاه آبزی نسبت به آب بسیار بالا بوده است بطوریکه BCF هر دو گیاه برای تمامی فلزات بیشتر از ۱۰۰۰ است که نشان می‌دهد *Azolla filiculoides* و *Lemna minor* گونه‌های بسیار مناسب برای اهداف گیاه پالایی هستند (Basile *et al*., 2012). مشابه این نتیجه در تحقیق Naghipour و همکاران (۲۰۱۸) نیز بدست آمد بطوریکه ارزیابی توان گیاه پالایی *Azolla filiculoides* جمع‌آوری شده از دریاچه‌های اطراف شهر رشت در استان گیلان، نشان داد که این گونه از توان بالایی برای فرایند گیاه پالایی جهت حذف فلزات سرب، نیکل و کادمیوم از محیط‌های آبی برخوردار است. همچنین در مطالعه Basile و همکاران (۲۰۱۲) در ایتالیا، همانند مطالعه کنونی، مقادیر BCF مربوط به فلزات (Zn), (Pb), (Cd) و (Cu) برای *Lemna minor* بزرگتر از ۱۰۰۰ بدست آمد. در یک نگاهی کلی می‌توان گفت هنگامی که با حضورگونه‌های زیستی مهاجم در اکوسیستم‌ها مواجه می‌شویم، اگر حذف گونه‌های مهاجم از اکوسیستم‌ها امکان پذیر نباشد، باید از این تهدید، فرصت‌های مناسب بوجود آورد. با این رویکرد و بر اساس نتیجه تحقیق حاضر، ظرفیت انباشتگری عناصر سنگین خطرناک توسط *Azolla filiculoides* و *Lemna minor* بسیار بالاست، از این رو استفاده از این گونه‌ها جهت حذف و کاهش غلظت فلزات سنگین از فاضلاب‌های صنعتی روشی بسیار کارامد به منظور مدیریت پویای زیست محیطی خواهد بود.

نتیجه گیری کلی

گونه‌های مختلف گیاهان آبزی در شرایط فیزیکی و شیمیایی اکوسیستم‌های آبی که در ان رشد می کنند توانایی متفاوتی در جذب انواع آلاینده‌های آلی و معدنی دارند. این گونه‌ها در مقابل غلظت آلاینده‌های محیط و مقادیرآلاینده‌های تجمع یافته در اندام‌های خود از حساسیت و مقاومت متفاوتی برخوردار هستند. از این جهت مطالعه ظرفیت تجمع زیستی آلاینده‌ها به منظور حفظ بقای گونه‌ها، انتقال آلاینده‌ها در زنجیره غذایی و استفاده کاربردی برای تصفیه برخی از فاضلاب‌ها و حتی استفاده از آنها برای غذای دام همواره مورد توجه دانشمندان و متخصصان علوم و مهندسی محیط زیست می‌باشد. نتایج این تحقیق نشان داد که گونه‌های آزولا و عدسک آبی برای تجمع عناصر مورد مطالعه در شرایط تالاب انزلی از توان بالایی برای انباشت فلزات سنگین در پیکره خود برخوردار هستند. استفاده از این گونه‌ها برای تصفیه بخشی از فلزات سنگین موجود در فاضلاب‌ها می‌تواند پیشنهاد شود اما بدیهی است مقادیر جذب در این تحقیق متناسب با شرایط فیزیکی و شیمیایی تالاب انزلی است.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

عملکرد جذب زیستی این گونه‌ها در سایر محیط‌ها نیاز به بررسی در شرایط محیط پذیرنده را دارد بنابراین بسیار روشن است که کارایی جذب فلزات سنگین توسط گونه‌ای مورد مطالعه در این تحقیق می‌تواند در محیط‌های مختلف کاهش و شاید هم افزایش یابد. از نگاه بوم شناختی، تجمع بالای فلزات سنگین در گونه‌های مورد مطالعه می‌تواند تهدید جدی برای سلامت مصرف کنندگان در زنجیره غذایی تالاب انزلی باشد.

منابع

Aazami, J., Taban, P. 2018. Monitoring of Heavy Metals in Water, Sediment and *Phragmites australis* of Aras River along the Iranian-Armenian Border. Iranian Journal of Toxicology. 12(2): 1-6.

Aghsaei, H., Dinan, N., Moridi, A., Asadolahi, Z., Delavar, M., Fohrer, N., Wagner, P. D. 2020. Effects of dynamic land use/land cover change on water resources and sediment yield in the Anzali wetland catchment, Guilan, Iran. Science of the Total Environment. 712: 136449.

Aksoy, A., Demirezen, D., Duman, F. 2005. Bioaccumulation, detection and analyses of heavy metal pollution in Sultan Marsh and its environment. Water, air, and soil pollution. 164(1): 241-255.

Ali, Z., Waheed, H., Kazi, A.G., Hayat, A., Ahmad, M. 2016. Duckweed: An Efficient Hyper accumulator of Heavy Metals in Water Bodies. Plant Metal Interaction: Emerging Remediation Techniques. 411–429.

Alizadeh Ketek Lahijani, H., Naderi Beni, A., Tavakoli, V. 2018. Heavy metals in coastal sediments of South Caspian Sea: natural or anthropogenic source: Caspian Journal of Environmental Sciences. 16 (1): 45-61

American Public Health Association - APHA, American Water Works Association - AWWA and Water Environment Federation - WEF, 2005. "Standard methods for the examination of water and wastewater". 21nd ed. Washington: American Public Health Association, 874 pp.

American Society for Testing and Materials (ASTM). 2000. Annual book of ASTM Standards. Vol: 11. 01, pp. D1971-95. D-4691-96.

Amira, W., Leghouchi E. 2018. Assessment of heavy metal pollution in sediments and their bioaccumulation in *Phragmites australis* frome Nil river (Jijel-Algeria). Journal of Global. 20(2): 226-233.

Axtell, N.R., Sternberg, S.P.K., Claussen, K. 2003. Lead and nickel removing using *Microspora* and *Lemna minor*. Bioresour Technol. 89(1): 41-48.

Babu, M., Dwivedi, D.H., Ram, Y.R.B., Meena, M.L. 2013. Bioaccumulation and distribution of heavy metals in water chestnut (*Trapa natans* var. *bispinosa Roxb*.) in the Lucknow region. Afr J Agric Res. 8 (22): 2765–2768.

Basile, A., Sorbo, S., Conte, B., Castaldo Cobianchi, R., Trinchella, F., Capasso, C., Carginale, V. 2012. Toxicity, Accumulation and Removal of Heavy Metals by Three Aquatic Macrophytes. International Journal of Phytoremediation. 14(4): 374-387, DOI: 10.1080/15226514.2011.620653.

Bastami, K.D., Bagheri, H., Kheirabadi, V., Zaferani, G.G., Teymori, M.B., Hamzehpoor, A., Ganji, S. 2014. Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments along southeast coast of the Caspian Sea. Marine pollution bulletin. 81(1): 262-267.

Bonanno, G. 2013. Comparative performance if trace element bioaccumulation and biomonitoring in the plants species *Typha domingensis*, *Phragmites australis* and *Arundo donax*. Ecotoxicol Environ Saf. 97: 124-130.

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

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

Carrapiço, F. 2006. Is the *Azolla-Anabaena* symbiosis a co-evolution case? General Botany: Traditions and Perspectives. Materials of the International Conference, dedicated to 200th anniversary of the Kazan Botanical School (January 23-27, 2006).

Chandra, R., Yadav, S. 2011. Phytoremediation of Cd, Cr, Cu, Mn, Fe, Ni, Pb and Zn from aqueous solution using *phragmites cummunis*, *typha angustifolia* and *cyperus esculentus*. International journal of phytoremediation. 13(6): 580-591.

De Mora, S., Sheikholeslami, MR., Wyse, E., Azemard, S., Cassi, R. 2004. An assessment of metal contamination in coastal sediments of the Caspian Sea. Mar Pollut Bull. 48: 61–77.

Divan, A.M., De Oliveira, P.L., Perry, C.T., Atz, V.L., Azzarini-Rostirola, L.N., Raya-Rodriguez, M. T. 2009. Using wild plant species as indicator for the accumulation of emission from a thermal power plant, Candiota, South Brazil. Ecological Indicators. 9: 1156–1162.

Esmaeilzadeh, M., Karbassi, A., Moattar, F. 2016. Assessment of metal pollution in the Anzali Wetland sediments using chemical partitioning method and pollution indices. Acta Oceanologica Sinica. 35(10): 28-36.

Fallah, M., Hedayati, A. 2021. Applying remote sensing techniques to changes of water body and aquatic plants in Anzali International Wetland (1985–2018). Theoretical and Applied Ecology. 1: 65-72.

Ganjali, S., Ghasemi, A. 2016. Heavy Metal Contamination in the Sediments of Anzali International Wetland, Northern Iran Based on Type Regional Development. Iranian Journal of Toxicology. 10(5): 1-6.

Gill, M. 2014. Heavy metal stress in plants: a review. International Journal of Advanced Research. 2 (6): 1043-1055.

Guerra-Garcia, J.M., Garcia-Gomez, J.C. 2005. Assessing pollution levels in sediments of a harbour with two opposing entrances. Environmental implications. Journal of Environmental Management. 77: 1–11.

Haghighi Khomami, M., Tajaddod, M.J., Ravanbakhsh, M., Jamalzad Fallah, F. 2021. Vegetation Classification Based on Wetland Index Using Object Based Classification of Satellite Images (Case Study: Anzali Wetland). Journal of RS and GIS for Natural Resources. 12(3): 1-17.

Hamidian, A.H., Atashgahi, M., Khorasani, N. 2014. Phytoremediation of heavy metals (Cd, Pb and V) in gas refinery wastewater using common reed (*Phragmites australis*). International Journal of Aquatic Biology. 2(1): 29-35.

Hashemloian, B.D. 2008. Alien and exotic *Azolla* in northern Iran. Biotechnology. 8: 187-190.

Kar, D., Sur, P., Mandal, S.K., Saha, T., Kole, R.K. 2008. Assessment of heavy metal pollution in surface water. Int J Envir Sci Technol. 5(1):119–124.

Kara, Y.E., Basaran, D., Kara, I., Zeytunluoglu, A., Genc, H.A. 2003. Bioaccumulation of nickel by aquatic macrophyta *Lemna minor* (duckweed). Int J Agr Biol. 5(3): 281-283.

Karbassi, A.R., Monavari, S.M., Nabi Bidhendi, Gh.R., Nouri, J., Nematpour, K. 2008. Metal pollution assessment of sediment and water in the Shur River. Environmentental Monitoring and Assessment. 147(1-3): 107-116.

Karimi, A., Yazdan Dad, H., Esmaeeli Sari, A. 2007. Accumulation of heavy metals Cd, Cr, Cu, Zn and Fe in some organs of *Phalacrocorax carbo* in Anzali Lagoon. Environmental Studies. 43: 83-92. (In Persian).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

Kastratović, V., Jaćimović, Ž., Đurović, D., Bigović, M., Krivokapić, S. 2015. *Lemna minor* L.: As bioindicator of heavy metal pollution in Skadar lake(Montenegro). Kragujevac Journal of Science. 37: 123-134.

Khoshkam, M., Marzuki, A., Al-Mulali, U. 2016. Socio-demographic effects on Anzali wetland tourism development. Tourism Management. 54: 96-106.

Khosravi, M. 2005. Biosorption of Pb, Cd, Cu and Zn from the wastewater by treated *Azolla filiculoides* with $H_2O_2/MgCl_2$. International Journal of Environmental Science & Technology. 1: 265-271.

Krupnova, T.G., Mashkova, I.V., Kostryukova, A.M., Egorov, N.O., Gavrilkina, S.V. 2018. Bioconcentration of heavy metals in aquatic macrophytes of South Urals region lakes. Biodiversitas Journal of Biological Diversity. 19(1): 296-302.

Kumar, P.A., Ray, M., Chakraborty, S. 2007. Hexavalent chromium removal from wastewater using aniline formaldehyde condensate coated silica gel. J Hazard Mater. 143: 24-32.

Kupper, H., Mijovilovich, A., Meyer-Klaucke, W., Kroneck, P.M.H. 2004. Tissue and age-dependent differences in the complexation of cadmium and zinc in the cadmium/zinc hyperaccumulator Thlaspi caerulescens (Ganges ecotype) revealed by X-ray absorption spectroscopy. Plant Physiology. 134: 748–757.

Laloknam, S., Sirisopana, S., Phornphisutthimas, S., Takabe, T., Incharoensakdi, A. 2009. Removal of mercury, arsenic, and cadmium in synthetic wastewater by *cyanobacterium Aphanothece halophytica*. NU Science Journal. 6: 96-104.

Mansuri, N., Khorasani, N., Monavari, S.M., Karbasi, A., Panahandeh, M. 2013. Heavy Metal Concentration in Soil and Plant Species (*Phragmites australis, Trapa natans*) from Anzali Wetland (Iran). World Journal of Environmental Pollution. 3(1): 01-04. DOI: 10.5829/idosi.wjep.2013.3.1.1103.

Mohamadi Galangash, M., Ghasemi, R., Naeimi, M. 2018. Distribution pattern of heavy metals in roadside Topsoils around the Rasht-Qazvin freeway. Journal of Health. 9(3): 249-258.

Mohammadi Galangash, M., Ghavidast, A., Bozorgpanah, Z. 2019. Adsorption of acid red 114 and reactive black 5 in aqueous solutions on dendrimer- conjugated magnetic nanoparticles. Journal of the Chinese Chemical Society. 66(1): 62-74.

Mohammadi Galangash, M., Maral, K., Bani, A. 2019. Heavy metal accumulation capability in the shells of *Cerastoderma lamarcki* in the south west coast of the Caspian Sea; Guilan province. Journal of Animal Research (Iranian Journal of Biology). 32(2): 129-141.

Mohammadi Galangash, M., Solgi, E., Bozorgpanah, Z. 2017. An assessment of heavy metals in coastal sediments of the Caspian Sea, Guilan Province. Journal of Oceanography. 8(31): 27-34.

Mohammadi Galangash, M., Solgi, E., Bozorgpanah, Z. 2018. The study of Heavy Metals Concentration in *Pontogammarus Maeoticus* & Surficial Sediment in Coastal Areas of the Caspian Sea; Guilan Province. Journal of Animal Research (Iranian Journal of Biology). 30(4): 471-482.

Nadal, M., Schulmacher, M., Domingo, J.L. 2007. Levels of metals, PCB's PCN's and PAH's in soils of highly industrialized chemical/petrochemical area. Chemosphere. 66: 267-276.

Naderi, M., Saatsaz, M. 2020. Impact of climate change on the hydrology and water salinity in the Anzali Wetland, northern Iran. Hydrological Sciences Journal. 65(4): 552-570.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

Naghipour, D., Ashrafi, S.D., Gholamzadeh, M., Taghavi, K., Naimi-Joubani, M. 2018. Phytoremediation of heavy metals (Ni, Cd, Pb) by *Azolla filiculoides* from aqueous solution: A dataset. Data in brief. 21: 1409-1414.

Norouznia, H., Hamidian, A.H. 2014. Phytoremediation efficiency of pondweed (*Potamogeton crispus*) in removing heavy metals (Cu, Cr, Pb, As and Cd) from water of Anzali wetland. Aquatic Biology. 2(4): 206-214.

Pavlovic-Muratspahic, D., Topuzovic, M., Glišic, R., Bankovic, D., Stankovic, M. 2011. Environmental study of some metals on several aquatic macrophytes. African Journal of Biotechnology. 10(56): 11956-11965.

Phetsombat, S., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P., Upatham, S. 2006. Toxicity and bioaccumulation of cadmium and lead in *Salvinia cucullata*. J Environ Biol. 27: 645–652.

Pirsaheb, M., Khamutian, R., Pourhaghighat, S. 2015. Review of Heavy Metal Concentrations in Iranian Water Resources. Health and Life Sciences. 1(1): 35-45.

Pourkhabbaz, A.R., Pourkhabbaz, H.R., Khazaei, T., Behravesh, S., Ebrahimpour, M. 2011. Assessment of heavy metal accumulation in Anzali wetland, Iran, using a submerged aquatic plant, *Ceratophyllum demersum*. African Journal of Aquatic Science. 36(3): 261-265. DOI: 10.2989/16085914.2011.636909.

Rai, P.K. 2008. Phytoremediation of Hg and Cd from industrial effluent using an aquatic free floating macrophyte *Azolla pinnata*. Intentional Journal of Phytoremediation. 10(5): 430 – 439.

Rashed, M. 2001. Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. Environmental International. 27(1): 27-33.

Salamat, N., Movahedinia, A., Etemadi-Deylami, E., Mohammadi, Y. 2015. Pike (*Esox lucius*) bio-indicator of heavy metal pollution in Anzali Wetland. Water Quality, Exposure and Health. 7(2): 251-254.

Sawidis, T., Chettri, M.K., Zachariadis, G.A., Stratis, J.A. 1995. Heavy metals in aquatic plants and sediments from water systems in Macedonia, Greece. Ecotoxicology and Environmental Safety. 32(1): 73-80.

Shafi, N., Pandit, A.K., Kamili, A.N., Mushtaq, B. 2015. Heavy metal accumulation by *Azolla pinnata* of Dal Lake ecosystem. India Journal of Environmen Protection and Sustainable Development. 1(1): 8-12.

Singh, N., Kaur, M., 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.

Sood, A., Uniyal, P.L., Prasanna, R., Ahluwalia, A.S. 2012. Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, *Azolla*. AMBIO. 41(2): 122-137.

Strbac, S., Gavrilovic, M., Budakov, L. 2016. Bioaccumulation of metals in the trees of Novi Sad, Serbia. J Toxicol Env Heal A. 79(18): 804–807.

Takeda, R., Yoshimura, R., Komemushi, S., Sawabe, A. 2006. Accumulation of heavy metals by Cucumber and *Brassica juncea* under different cultivation conditions. The Annual International Conference on Soils, sediments and waters. University of Massachusetts. 11(19): 293-299.

Ugulu, I. 2015. Determination of Heavy Metal Accumulation in Plant Samples by Spectrometric Techniques in Turkey. Applied Spectroscopy Reviews. 50(2): 113-151.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

Vajargah, M.F. and Hedayati, A., 2017. Toxicity Effects of Cadmium in Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella*) and Big Head Carp (*Hypophthalmichthys nobilis*). Transylvanian review of systematical and ecological research, 19(1), pp.43-48.

Vajargah, M.F., Namin, J.I., Mohsenpour, R., Yalsuyi, A.M., Prokić, M.D. and Faggio, C., 2021. Histological effects of sublethal concentrations of insecticide Lindane on intestinal tissue of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*). Veterinary Research Communications, 45, pp.373-380.

Vardanyan, L.G., Ingole, B.S. 2006. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake systems. Environment international. 32(2): 208-218.

Vázquez, F.G., Sharma, V.K. 2004. Major and trace elements in sediments of the Campeche Sound, Southeast Gulf of Mexico. Marine Pollution Bulletin. 48(1-2): 87-90.

Velichkova, K.N. 2019. Bioconcentration efficiency of *Lemna minor* L. and *Lemna gibba* L. for trace metals in three southeastern Bulgarian water reservoirs. Anales de Biología. 41: 5-10. Vesali Naseh, M.R., Karbassi, A., Ghazaban, F., Baghvand, A. 2012. Evaluation of heavy metal pollution in Anzali wetland, Guilan, Iran. Iranian Journal of Toxicology. 5(15): 565-576.

Xue, Y., Wang, J.Q., Huang, J., Li, F.Y., Wang, M. 2018. The response of duckweed *(Lemna minor* L.*)* roots to Cd and its chemical forms. Hindawi, Journal of Chemistry. 1-9.

Yabanli, M., Yozukmaz, A., Sel, F. 2014. Heavy metal accumulation in the leaves, stem and root of the invasive submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. (*Haloragaceae*): an example of Kadin Creek (Mugla, Turkey). Brazilian Archives of Biology and Technology. 57(3): 434-440.

Zare Khosheghbal, M., Charkhabi, A.H., Sharifi, F., Ghazban, F. 2013. An Investigation of Sediment Pollution in the Anzali Wetland. Polish Journal of Environmental Studies. 22(1): 283-288.

Zazouli, M.A., Balarak, D., Mahdavi, Y. 2013. Effect of *Azolla filiculoides* on removal of reactive red 198 in aqueous solution. Journal of advances in environmental health research. 1(1): 44-50.

Zhang, H., Huo, S., Yeager, K.M., Xi, B., Zhang, J., He, Z., Wu, F. 2018. Accumulation of arsenic, mercury and heavy metals in lacustrine sediment in relation to eutrophication: Impacts of sources and climate change. Ecological Indicators. 93: 771-780.

Zhu, D., Han, J., Wu, S. 2017. The Bioaccumulation and Migration of Inorganic Mercury and Methylmercury in the Rice Plants. Polish Journal of Environmental Studies. 26(4): 1905-1911.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]

Journal of Aquatic Ecology
Volume12, Issue 2, Autumn 2022
Pages:70-86

Journal of Aquatic Ecology

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

University Of Hormozgan

Heavy Metals Bioaccumulation Capabilities of *Azolla filiculoides* and *Lemna minor* in Anzali wetland

Mohsen Mohammadi Galangash[*1]; Zahra Bozorgpanah Kharat[1]; Mohammad Naimi Jobani[2], Mohammad Forouhar Vajargah[3]

1. Department of Environmental Sciences and Engineering, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Sowmeh Sara, Guilan, Iran

2. Research Center of Health and Environment, School of Health, Guilan University of Medical Sciences, Rasht, Iran

3. Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Sowmeh Sara, Guilan, Iran

Abstract

In this study, the concentrations of heavy metals in water and aquatic plants *Azolla filiculoides* and *Lemna minor* in three special zones of Anzali Wetland located in the north of Iran were investigated. Sampling was performed in summer 2018 and metal concentrations in water and plant samples were measured by ICP-OES. The results showed that the sequence of the average total concentration of metals in water samples is Fe>Mn>Ba>Ni>V>As>Ag>Ti>Co>Cu>Zn>Cr>Hg>Pb>Cd. The highest bioaccumulation was obtained in both plants belonging to Mn, Fe and Ba and the lowest concentrations were obtained for Cd and Ag. BCF results obtained for both plants for all metals were more than 1000 indicating that both plants are powerful hyper accumulators for heavy metals in the region. Although the potential of these species can be used with environmental considerations to reduce pollutants for various effluents, but the presence of these species in the food chain of the wetland might be a serious threat to the species consuming these plants by creating biological magnification.

ARTICLE TYPE
Research

Received: 3 June 2021
Accepted: 30 December 2021
ePublished: 11 February 2023

* Corresponding Author:
m_mohammadi@guilan.ac.ir

Keywords: Anzali Wetland, Heavy metals, *Azolla filiculoides*, *Lemna minor*

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-01-29]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.2.6.8]