

بررسی ضرایب انباشت زیستی و انتقال نیکل و کادمیوم در اندام‌های هوایی و زمینی سه گونه گیاه

آبزی *Scirpus tabernaemontani*, *Phragmites australis*

Typha latifolia

چکیده

گیاهان آبزی ظرفیت جذب فلزات سنگین بالا و متفاوتی دارند و از این رو استفاده از آنها به‌عنوان یک روش ارزان‌قیمت و سازگار با محیط‌زیست برای پالایش فلزات از محیط‌های آلوده توصیه می‌گردد. در این تحقیق، انباشت، ضرایب انباشت زیستی و انتقال دو فلز سنگین نیکل و کادمیوم توسط سه گونه گیاهی *Scirpus tabernaemontani*, *Phragmites australis* و *Typha latifolia* از طریق اعمال سه سطح نیکل با سطوح ۲۰، ۵۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و کادمیوم با سطوح ۱۰، ۳۵ و ۸۵ میلی‌گرم در کیلوگرم کشت‌شده در بستر شنی و محیط کشت گلدانی در مدت‌زمان ۶۰ روز، در تابستان ۱۳۹۶ مورد مطالعه قرار گرفت. پس از آماده‌سازی بستر و افزودن مواد شیمیایی مغذی و تغلیظ بستر به فلزات مورد بررسی، هر محیط کشت به‌صورت تصادفی به یک تیمار و در سه تکرار اختصاص یافت. نتایج تحقیق نشان داد که تأثیر سطوح مختلف غلظت هر دو فلز و نوع گیاه آبزی بر انباشتگی در اندام‌های گیاهی معنی‌دار گردید. همچنین انباشت دو فلز مورد بررسی در اندام‌های زیرزمینی به‌مراتب بیش از مقادیر مشابه در اندام‌های هوایی بوده است. بیشترین انباشت در اندام‌های زیرزمینی و هوایی مربوط به گونه گیاهی تیفا با مقادیر ۷۱/۶ و ۳۵/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک در مورد نیکل و ۳۴/۶ و ۱۲/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک در مورد کادمیوم مشاهده گردید. بیشترین میزان ضریب انتقال هر دو فلز سنگین نیکل و کادمیوم، برای گونه گیاهی تیفا با مقادیر ۰/۴۴ و ۰/۳۴ ثبت گردید. هر دو گونه گیاهی نی و تیفا از نظر فاکتور تجمع زیستی با مقادیر ۰/۷۸-۰/۶۸ و ۰/۸۴-۰/۷۱ در مورد کادمیوم و ۰/۷۰-۰/۴۸ و ۲/۷۰-۰/۵۸ در مورد نیکل در محدوده قابل‌ملاحظه‌ای قرار دارند. با توجه به اینکه آزمایش حاضر در فصل گرم سال در خوزستان انجام شده است با توجه به دمای بالای هوا، تبخیر و تعرق شدید گیاهان آبزی می‌تواند دلیل خوبی برای جذب بیشتر فلزات سنگین باشد.

واژگان کلیدی: تیفا، نی، نیکل، کادمیوم، انباشتگی، بوری.

مقدمه

امروزه به دلیل کمبود آب در دنیا تصفیه فاضلاب و بازگرداندن آب مصرف‌شده به چرخه استفاده مجدد، اهمیت پیدا کرده است. بازیافت و بازچرخانی پساب به‌عنوان یکی از منابع مطمئن و باکیفیت آب نامتعارف جهت جواب‌گویی به دغدغه‌های اخیر آبی مطرح گردیده است. رهاسازی پساب‌ها، خصوصاً پساب‌های حاوی فلزات سنگین بدون تصفیه مناسب تهدید عمده‌ای برای سلامت جامعه اکوسیستم‌های آبی به دلیل ماندگاری

شهرام گودرزی^۱

علی افروس^{۲*}

۱. استادیار، گروه خاکشناسی، مرکز تحقیقات فناوری تولید محصولات سالم و ارگانیک، واحد دزفول، دانشگاه آزاد اسلامی، دزفول، ایران.
۲. استادیار، گروه مهندسی آب، مرکز تحقیقات فناوری تولید محصولات سالم و ارگانیک، واحد دزفول، دانشگاه آزاد اسلامی، دزفول، ایران.

*مسئول مکاتبات:

ali.afrous@gmail.com

کد مقاله: ۱۴۰۰۲۰۹۰۹

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۸/۱۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۱۱/۲۰

این مقاله پژوهشی و برگرفته از طرح پژوهشی است.



بالا، انباشت زیستی و انتقال آن‌ها از طریق زنجیره غذایی است. در سال‌های اخیر، علاقه‌مندی به توسعه فن‌آوری‌های کم‌هزینه و با بازده بالا مانند استفاده از سیستم‌های حاوی گیاهان آبری برای حذف فلزات سنگین در فاضلاب افزایش یافته است. آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی به فلزات سنگین به دلیل فعالیت‌های انسانی مانند صنایع، معادن، کشاورزی و احتراق سوخت‌های فسیلی به‌طور گسترده‌ای اتفاق می‌افتد (Chandra and Yadav, 2011). بسیاری از روش‌های موجود که برای حذف فلزات از محیط‌زیست استفاده می‌شود، نسبتاً پیچیده و پرهزینه است، بنابراین روش‌های ارزان‌قیمتی مانند روش‌های بیولوژیکی موردنیاز است. گونه‌های گیاهی ظرفیت‌های مختلفی برای حذف و تجمع فلزات سنگین دارند. گزارش‌های متعددی مبنی بر وجود برخی گیاهان آبری جهت جذب و تجمع فلزات سنگین از محیط‌های آلوده وجود دارد (Qdaisa and Moussa 2004; Sridhara et al., 2008). گزارش‌هایی نیز وجود دارد که نشان می‌دهد برخی از گونه‌های خاص ممکن است فلزات سنگین خاصی را تجمع دهند (Fytianos et al., 2017). تجمع فلزات سنگینی مانند نیکل و کادمیوم به‌وسیله گونه‌های مختلف گیاهی مانند *Eichhornia crassipes*, *Typha latifolia* و *Phragmites australis* در مطالعات مختلفی موردبررسی قرار گرفته است. این گیاهان به دلیل رشد سریع و داشتن ریشه‌های عمیق و اندام‌های هوایی بلند و بیوماس (توده زیستی) بالا قابلیت ذخیره مقدار زیادی از این فلزات را دارند. به همین دلایل در آزمایشات گیاه‌پالایی در سطح وسیعی در دنیا مورد استفاده قرار می‌گیرند. نتایج تحقیقی که توسط Maine و همکاران (۲۰۰۹) بر روی حذف فلزات و مواد مغذی موجود در فاضلاب صنعت ذوب‌آهن با نیزارهای مصنوعی در آرژانتین صورت گرفت، نشان داد که سامانه نیزار مصنوعی ساخته‌شده از دو گیاه *Typha latifolia* و *Panicum elephantipis* توانسته است کروم را تا ۸۶ درصد و نیکل را تا ۶۷ درصد حذف نماید. Deng و همکاران (۲۰۰۴) تجمع سرب، روی، مس و کادمیوم را در اندام‌های ۱۲ گونه گیاه آبری کشت‌شده در سایت‌های آلوده به فلزات سنگین در برخی نقاط کشور چین موردبررسی قرار دادند. نتایج این تحقیق نشان داد که نوع گونه گیاهی، تعداد بوته‌ها و همچنین بافت‌های مختلف گیاهی در میزان تجمع فلزات موردبررسی توسط گیاهان آبری مورد مطالعه تأثیرگذار بود.

Gopal و Bhattacharya (۲۰۰۶) در هندوستان توانایی جذب و همچنین تحمل گیاه آبری *Scirpus littoralis* را به غلظت‌های مختلف Pb, Zn, Cu, Ni, Mn در آزمایشی به مدت ۹۰ روز بررسی نموده و ماکزیمم جذب را برای عناصر فوق به ترتیب ۴۹۴/۹۲، ۵۶/۳۷، ۱۴۴/۹۸، ۲۰۷/۹۵ و ۹۳/۰۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک گیاه گزارش نمودند. Ladislas و همکاران (۲۰۱۲) توانایی گیاه‌پالایی عناصر سنگین را توسط گروهی از گیاهان آبری از بسترهای مختلف کشت و همچنین رسوبات آلوده به این فلزات فوق‌العاده موفقیت‌آمیز گزارش کردند. Ye و همکاران (۱۹۹۷) گونه گیاهی *Typha latifolia* را به‌عنوان گونه‌ای آبری که توانایی بالایی در جذب فلزات در مناطق گرم و خشک دارد را معرفی نمودند. در این تحقیق توانایی این گیاه در جذب و تجمع فلزات روی، سرب و کادمیوم مورد مطالعه قرار گرفت. Wang و همکاران (۲۰۱۸) توزیع، تقسیم و جذب فلزات سنگین As, Cu, Co, Cr, Cd, Ni, Pb, Zn را در گیاهان آبری یک تالاب ساحلی در یونان (جنوب غربی چین) بررسی کردند. نتایج نشان داد که به‌استثنای Cr، ترکیبات فلز در رسوب بالاتر از مقادیر پس‌زمینه بود، به‌ویژه برای As که ۱۰۰ برابر بیشتر بود. درحالی‌که میزان کادمیوم قابل‌دسترس محلول در اسید نسبت به As, Cu, Cr, Ni و Pb بیشتر بود. دو گیاه آبری بومی از جمله نی معمولی (*Phragmites australis*) و تیفا (*Typha orientalis*) توانایی جذب متفاوتی را نشان دادند. داده‌ها حاکی از آن است که برای ارزیابی خطر آلودگی فلزات در یک تالاب، باید هم غلظت کل و هم غلظت قابل‌دسترسی فلزات را در نظر گرفت. Kumar و همکاران (۲۰۱۹) نشان دادند که توانایی گونه‌های گیاهی در استخراج ترکیبات زیستی و فلزات سنگین از فاضلاب متفاوت است. نی معمولی گونه‌ای است که اغلب در این سیستم‌ها استفاده می‌شود. ایلدرمی و همکاران (۱۳۹۲) در تحقیقی به بررسی وضعیت آلودگی رودخانه دز شهرستان دزفول و تأثیر گونه‌های گیاهی غالب موجود در منطقه، غلظت فلزات سنگین Cu, Pb, Zn و Cd را در گونه ماکروفیت آبری *Phragmites australis* مورد مطالعه قرار دادند. نتایج تحقیق نشان داد بیشترین تجمع فلزات در اندام‌های زیرزمینی گیاه بود و میزان عناصر مورد مطالعه به ترتیب در ساقه > برگ > اندام زیرزمینی کاهش یافته است. Klink و همکاران (۲۰۱۳) محتوای Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, Ni, Pb, Co و Cr را در اندام‌های مختلف *Typha latifolia*، از ۱۴ سایت انتخاب‌شده در جنوب غربی لهستان تعیین کردند. در این مطالعه سه گروه از فلزات، هر کدام با الگوی تجمع

مقاوت در گیاه، تفکیک شدند. انباشت سرب، مس، کبالت و روی که کم‌تحرک بودند به‌صورت: ریشه > ریزوم > قسمت پایین > قسمت بالای برگ > ساقه بود. در مقابل، انباشت منگنز، فلزی که به‌راحتی در گیاهان منتقل می‌شود، به ترتیب: ریشه > قسمت بالای برگ > قسمت پایین برگ > ریزوم > ساقه بود و فلزات نیکل، کروم و آهن به‌صورت: ریشه‌ها > ریزوم‌ها > قسمت سمت چپ > قسمت پایین برگ > ساقه‌ها. Kumari و Tripathi (۲۰۱۵) مطالعه‌ای را با استفاده از *Phragmites australis* و *Typha latifolia*، برای حذف مس، کادمیوم، کروم، نیکل، آهن، سرب و روی از فاضلاب شهری مخلوط با آلاینده‌های صنعتی موردبررسی دادند. در ارزیابی حذف فلزات سنگین از فاضلاب جمع‌آوری‌شده از ۵ ایستگاه نمونه‌برداری، نتایج نشان داد که *Phragmites australis* عملکرد بهتری نسبت به *Typha latifolia* برای حذف مس، کادمیوم، کروم، نیکل، آهن، سرب و روی داشت، درحالی‌که استفاده توأم هر دو گونه باعث افزایش حذف مس به میزان ۷۸ درصد، Cd به میزان ۶۰ درصد، Cr به میزان ۶۸ درصد، Ni به میزان ۷۳ درصد، Fe به میزان ۸۰ درصد، Pb، ۶۱ درصد و Zn نیز ۶۱ درصد برای نمونه‌های فاضلاب شد. Al-Homaidan و همکاران (۲۰۲۰) پتانسیل *Phragmites australis* را برای استفاده در گیاه‌پالایی تالاب‌های آلوده به فلزات سنگین در شبه‌جزیره عربستان ارزیابی کردند. آن‌ها از شش سایت آلوده نمونه‌برداری کرده و غلظت‌های منگنز، آهن، نیکل، مس، روی، کادمیوم و سرب را در ریشه‌ها، ریزوم‌ها، ساقه‌ها و برگ‌های گیاه *Phragmites australis* و همچنین رسوبات و آب اندازه‌گیری نمودند و دریافتند که این‌گونه گیاهی تجمع‌کننده مناسبی برای کادمیوم، روی و مس بوده است. نی معمولی (*Phragmites australis*) یکی از گونه‌های گسترده گیاهان در سراسر جهان می‌باشد. ویژگی‌های سازگاری این گیاه خصوصیت رقابتی آن را نشان می‌دهد. تنوع بالای درون‌گونه‌ای و همچنین انعطاف‌پذیری فنوتیپی آن، دامنه اکولوژیکی وسیعی را نشان می‌دهد. علاوه بر این، گیاه ظرفیت بالایی برای سازگاری با شرایط محیطی دارد. این گیاه سال‌ها در گیاه‌پالایی برای تصفیه انواع فاضلاب مورد استفاده قرار گرفته است. بررسی منابع علمی موجود در مورد ویژگی‌های بیولوژیکی و اکولوژیکی آن، اهمیت استفاده از نی معمولی در تصفیه فاضلاب برای حذف آلاینده‌ها و تحمل فلزات و در سیستم‌های تصفیه هیدروفیت را نشان می‌دهد (Milke et al., 2020). از طرف دیگر در تحقیقات صورت گرفته روی گونه گیاهی *Typha latifolia* مشخص گردید که فرم هیدروپونیکی کشت آن برای تحقیق در فرایند گیاه‌پالایی آن به دلیل امکان بررسی میزان تحمل فلزات سنگین و غلظت تجمع فلزات سنگین در گونه‌های گیاهی را که با دقت بیشتری نسبت به مطالعات خاک فراهم می‌کند، مناسب‌تر است (Sudarsan et al., 2018). طی سال‌های اخیر روند تأسیس کارخانه‌های صنعتی بزرگ و کارگاه‌های متوسط تا کوچک در دزفول، افزایشی بوده است. پساب بعضی از این کارخانجات که معمولاً حاوی فلزات سنگین سمی نیز می‌باشد و تصفیه‌خانه مشخصی نیز برای حذف و یا کاهش غلظت آلاینده‌ها وجود ندارد. استفاده از غلظت‌های زیاد فلزات سنگین و همچنین آزمایش در طول فصل گرم در منطقه خوزستان با توجه به تبخیر و تعرق شدید از نکات قابل توجه این تحقیق می‌باشد. گونه‌های گیاهی که در این آزمایش استفاده شده است، گیاهانی هستند که در بسیاری از نقاط ایران به‌خصوص در منطقه خوزستان به‌وفور یافت می‌شوند و در تحقیقات دنیا گیاهان شاخص به لحاظ گیاه‌پالایی هستند. هدف از انجام این تحقیق، استفاده از توان گیاهان آبی بومی دزفول برای کاهش غلظت دو فلز سنگین نیکل و کادمیوم از پساب شبیه‌سازی صنعتی برای توصیه و استفاده از این روش طبیعی و ارزان به بهره‌برداران صنعتی می‌باشد.

مواد و روش‌ها

به‌منظور انتخاب بهترین گونه گیاهی با توانایی حذف عناصر سنگین آزمایش‌گلدانی در مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد دزفول در تابستان ۱۳۹۶ انجام شد. جهت کشت گیاهان موردنظر، اقدام به تهیه ظروف پلاستیکی به قطر ۴۰ و ارتفاع ۷۰ سانتی‌متر گردید. ظروف از جنس پلاستیک تهیه شد. با توجه به اینکه در آزمایش اولیه برای تعیین تحمل گیاهان به غلظت‌های مختلف عناصر سنگین گیاهان مورد به نظر به غلظت‌های زیاد کادمیوم حساسیت نشان دادند، غلظت‌های پایین‌تری برای کادمیوم در نظر گرفته شد. تیمارها در این آزمایش سه سطح غلظت از

دو فلز سنگین نیکل (۲۰، ۵۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) و کادمیوم (۱۰، ۳۵ و ۸۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) در محیط شن روی سه گونه گیاهی نی، تیفا و بوریا در سه تکرار اعمال گردید. با توجه به تحمل گیاهان در آزمایش اولیه و همچنین تحقیقات گذشته این غلظت‌ها انتخاب گردید. سه سطح غلظت از دو فلز سنگین از منابع کلرید کادمیوم $CdCl_2$ و سولفات نیکل $NiSO_4 \cdot 6H_2O$ شرکت مرک آلمان با خلوص صد درصد به همراه عناصر غذایی موردنیاز گیاهان در حین آزمایش، به صورت یک محلول غذایی استاندارد (محلول عمومی اشتاینر) که ترکیب آن در جدول زیر آمده است به گلدان‌های کشت شده اضافه گردید. محلول غذایی به فاصله هر ۱۰ روز تجدید می‌گردید.

جدول ۱: ترکیب محلول غذایی مورد استفاده برحسب میلی‌گرم در لیتر (Jones and Benton, 2005).

نیترژن	فسفر	پتاسیم	کلسیم	منیزیم	گوگرد	آهن	منگنز	روی	مس	بر	مولیبدن
۱۷۰	۵۰	۳۲۰	۱۸۳	۵۰	۱۴۸	۴	۲	۰/۲	۰/۵	۲	۰/۱

گلدان‌ها در فضای باز و شرایط طبیعی نگهداری و آب آبیاری مورد استفاده از آب کانال‌های آبیاری شبکه سد دز بوده که هیچ‌گونه آلودگی فلزات سنگین در آن مشاهده نشد. در بستر محیط‌های کشت از شن رودخانه‌ای شسته شده با دانه‌بندی ۱ تا ۵ میلی‌متر استفاده شد. با توجه به اینکه گیاهان در محیط غرقاب گلدان نگهداری می‌شدند، نمک‌های فلزات سنگین کلرید کادمیوم و سولفات نیکل خالص شرکت مرک آلمان را به میزان مشخص برای هر تیمار ابتدا حل کرده و سپس به گلدان‌ها اضافه شدند. هر کدام از گیاهان مورد بررسی را در گلدان‌های مذکور حاوی ۱۵ تا ۲۰ کیلوگرم شن در سه تکرار برای هر غلظت، کشت (با فاصله بوته‌های نرمال ذکر شده در تحقیقات مشابه ۲ تا ۵ سانتی‌متر) شد (شکل شماره ۱). گیاهان کشت شده از بین جوان‌ترین نمونه‌گونه‌های مورد نظر (که پس از انتقال به محل تحقیق در محیط اشباع از آب تا زمان کشت نگهداری می‌شد)، انتخاب گردیدند. پس از شستشوی ملایم این گیاهان در آب (به منظور جلوگیری از تخریب ریشه‌ها و یا ریزوم‌ها) در عمق ۱۰ تا ۱۵ سانتی‌متری بستر کشت گردید. در هر محیط کشت ۷ تا ۹ بوته گیاهی به فواصل منظم و با فاصله حداقل ۵ سانتی‌متری از دیواره طرف قرار داده شد. آبیاری بر اساس تغییر سطح آب در گلدان‌ها انجام می‌شد به همین منظور یک شاخص برای تعیین سطح آب در هر گلدان در نظر گرفته شد و با کاهش سطح آب در گلدان‌ها مقداری آب اضافه می‌شد و آب به صورت زهکش از گلدان‌ها خارج نمی‌شد. آبیاری به دلیل گرمای هوا و تبخیر و تعرق زیاد به طور پی‌درپی و گاهی موارد هر روز انجام می‌گردید. در این آزمایش ۲۷ گلدان شامل دو عنصر کادمیوم و نیکل هر کدام در سه سطح غلظت و سه گونه گیاهی پس از آماده‌سازی بستر و افزودن مواد شیمیایی مغذی و تغلیظ بستر به فلزات مورد بررسی، هر محیط کشت به صورت تصادفی به یک تیمار و در سه تکرار اختصاص یافت. آزمایش فوق بر اساس طرح آماری کاملاً تصادفی بوده که در آن به هر کدام از سه گونه گیاهی ۹ گلدان اختصاص داده شد (سه گونه گیاهی، سه غلظت فلز و در سه تکرار).



شکل ۱: کشت گلدانی سه گونه گیاه آبی مورد بررسی در شرایط طبیعی.

در مدت زمان ۲ ماه پس از کشت و به فاصله هر ۱۰ روز از هر گلدان یک بوته کامل گیاه به کمک بیلچه و بدون آسیب به سایر گیاهان برای تعیین بیوماس تولیدشده و تجزیه شیمیایی نمونه‌ها برداشت گردید. نمونه‌های گیاهی به آزمایشگاه منتقل می‌گردید (شکل ۲).



شکل ۲: نمونه‌های گیاهی برداشت‌شده (از راست به ترتیب تیفا، نی و بوریا).

پس از شستشوی ملایم با آب و مایع تمیزکننده (مایع ظرف‌شویی) و برای بار دوم با آب مقطر آن‌ها را به اندام‌های زیرزمینی و هوایی تفکیک نموده، نمونه‌های گیاهی پس از توزین، در دمای ۶۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت خشک شدند، نمونه‌های گیاهی خشک‌شده را وزن نموده و پس از آسیاب نمودن از الک ۰/۷۵ میلی‌متری عبور داده شدند. سپس ۲ گرم از نمونه گیاهی را در بالن ریخته و ۴ میلی‌لیتر اسید پیر کلریک، ۲ میلی‌لیتر اسیدسولفوریک و ۲۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ روی نمونه گیاهی ریخته، به آرامی حرارت داده شد. در ابتدا دمای هیتر را روی ۶۰-۵۰ درجه تنظیم نموده و به مدت ۳۰ دقیقه حرارت داده، سپس ۲۰ میلی‌لیتر آب مقطر اضافه شد تا رسوبات حل شوند. جهت جلوگیری از سرریز کردن با دمای کم شروع کرده و به تدریج دما را افزایش داده و بر روی ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد تنظیم و به اندازه‌ای حرارت داده شد تا بافت‌های گیاه به طور کامل حل و کف سفیدرنگ موجود بر روی محلول کاملاً از بین برود. زمانی که حجم محلول کم شد، محلول را صاف کرده و حجم نهایی محلول به ۲۵۰ میلی‌لیتر رسانده شد (APHA, 1999). سپس غلظت عناصر غذایی و فلزات سنگین در عصاره حاصل با دستگاه جذب اتمی مدل Perkin Elmer A Analyst 700 اندازه‌گیری گردید. برای اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین محلول‌های استاندارد حاوی غلظت‌های مشخص ولی متفاوت از عناصر مورد آنالیز تهیه گردید. این استانداردها به همراه یک محلول شاهد با غلظت صفر از عناصر سنگین برای تهیه منحنی کالیبراسیون و صحت‌سنجی غلظت‌های به‌دست‌آمده استفاده گردید.

کل مقدار جذب یک عنصر در یک قسمت یا بافت مخصوص ذخیره تجمعی آن عنصر نامیده می‌شود. ذخیره مواد مغذی در گیاهان معمولاً از طریق ضرب نمودن غلظت مواد مغذی در بافت‌های گیاهی در جرم زنده گیاه در واحد سطح محاسبه می‌گردد و واحد آن به‌صورت گرم در مترمربع و یا کیلوگرم در هکتار بیان می‌شود (Johnston, 1991). در بعضی مراجع نیز ذخیره تجمعی به‌صورت میزان ذخیره جرم آلاینده موردنظر در جرم خشک گیاه (قابل تفکیک به ریشه، ریزوم، ساقه، برگ و حتی گل‌های گیاه) به‌صورت واحد میکروگرم در گرم، میلی‌گرم در گرم و یا گرم در کیلوگرم وزن ماده خشک بیان می‌شود. در این تحقیق غلظت عنصر در بافت‌های گیاهی با واحد میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک در اندام‌های

زیرزمینی و هوایی گیاه تفکیک‌شده و مقدار جذب برحسب میکروگرم و میلی‌گرم ذکر گردیده است. جذب روزانه گیاه از طریق رابطه زیر محاسبه گردیده است (Rattan *et al.*, 2005):

$$DU = \frac{NA * 1000}{T} \quad \text{رابطه ۱:}$$

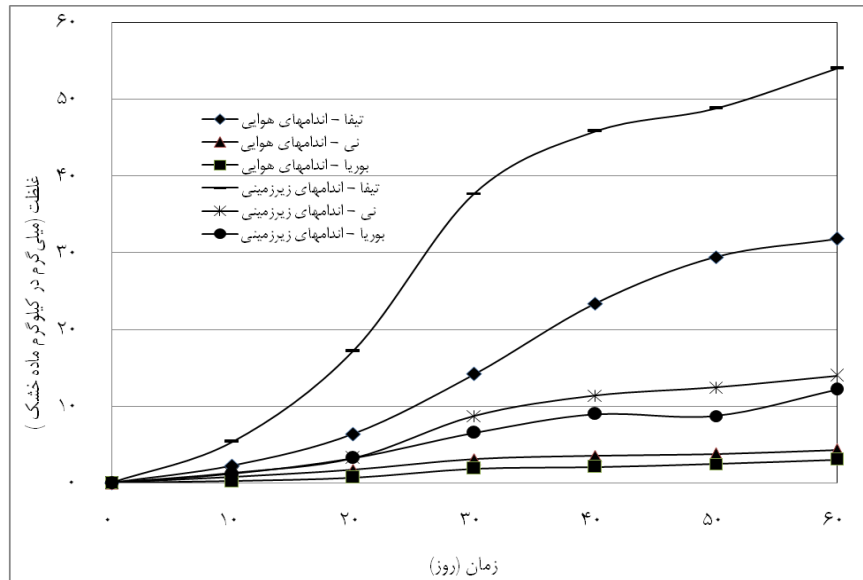
در این فرمول DU جذب روزانه گیاه (Daily uptake) و NA انباشت مواد مغذی (Nutrient accumulation) در بافت‌های گیاه برحسب میلی‌گرم در کیلوگرم، ۱۰۰۰ ضریب تبدیل میلی‌گرم به میکروگرم و T دوره زمانی موردنظر است که ۶۰ روز دوره رشد یا دوره موردبررسی می‌باشد. برای تعیین توانایی گیاهان در جذب، تجمع و انتقال عناصر در گیاه و بافت‌های آن معمولاً از دو ضریب انتقال (Translocation Factor) و ضریب تجمع زیستی (Bio-Concentration Factor) استفاده می‌گردد. برای محاسبه این ضرایب از فرمول‌های زیر استفاده گردید (Zhang *et al.*, 2010). برای آنالیزهای آماری آزمایشات از نرم‌افزار SPSS نسخه ۱۳ و مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن انجام شد.

$$TF = \frac{\text{غلظت فلز در اندام‌های هوایی}}{\text{غلظت فلز در اندام‌های زیرزمینی}} \quad \text{رابطه ۲:}$$

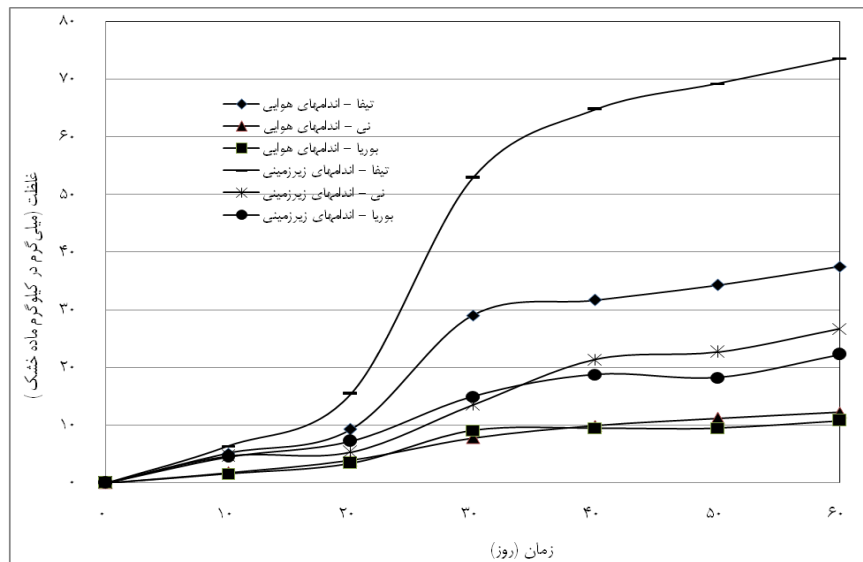
$$BCF = \frac{\text{غلظت فلز در بافت‌های گیاهی}}{\text{غلظت فلز در محیط رشد}} \quad \text{رابطه ۳:}$$

نتایج

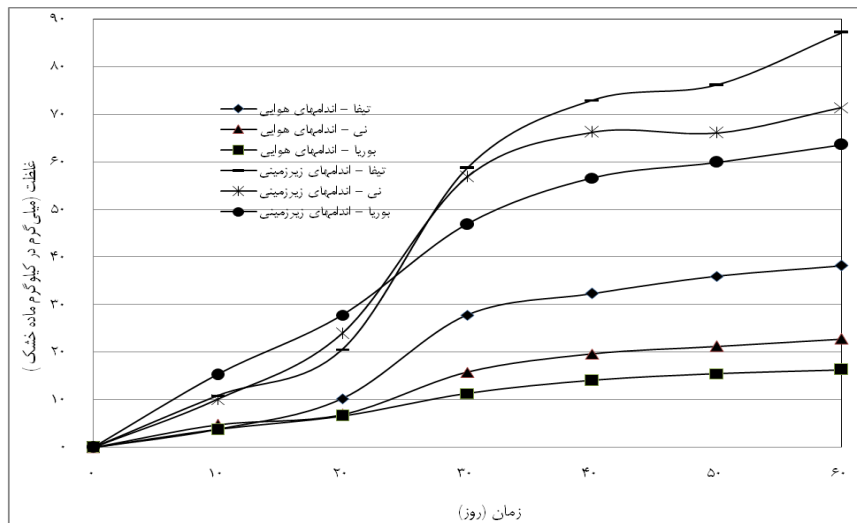
به دلیل تفاوت در میزان انباشتگی فلزات موردبررسی در اندام‌های گیاهان موردبررسی (اندام‌های زمینی مانند ریشه‌ها و ریزوم‌ها و اندام‌های هوایی مانند ساقه و برگ‌ها) و همچنین میزان مختلف جذب هر فلز از طرفی و تغییرات زمانی جذب توسط گیاهان از طرف دیگر، روند زمانی جذب هر فلز و در هر اندام به تفکیک موردبررسی قرار گرفت. با توجه به اینکه قبل از انجام تحقیق آزمایش اولیه‌ای در خصوص تحمل گیاهان به غلظت‌های مختلف فلزات سنگین انجام شد و غلظت‌های بهینه انتخاب گردید، به جز موارد جزئی آفتاب‌سوختگی هیچ‌گونه نکرور و کلروز در اندام‌های گیاهان مشاهده نشد. به‌طورکلی با افزایش زمان، میزان انباشتگی در سطوح مختلف غلظت نیکل (۲۰، ۵۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) در محیط کشت گیاه افزایش یافت و با افزایش غلظت در محیط کشت میزان انباشتگی نیز بالاتر رفت. شکل‌های ۳ تا ۵، روند انباشتگی فلز سنگین نیکل در اندام‌های زیرزمینی سه گونه گیاهی نی، تیفا و بوریا را در طول زمان نشان می‌دهد. شکل‌های ۳ تا ۵ به ترتیب، انباشتگی نیکل توسط سه گونه گیاهی موردبررسی را در تیمارهای سطوح پایین (۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم)، متوسط (۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) و بالا (۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) نیکل در محیط کشت گیاه‌نشان می‌دهد.



شکل ۳: اثر دوره رشد بر روند انباشتگی نیکل در بافت‌های گیاهی در سطح غلظت ۵۰ میلی گرم در کیلوگرم.



شکل ۴: اثر دوره رشد بر روند انباشتگی نیکل در بافت‌های گیاهی در سطح غلظت ۲۰ میلی گرم در کیلوگرم.

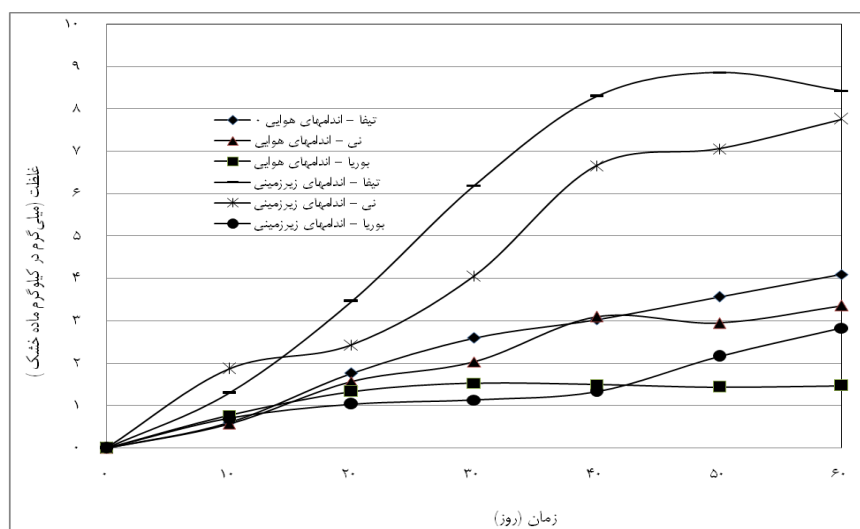


شکل ۵: اثر دوره رشد بر روند انباشتگی نیکل در بافت‌های گیاهی در سطح غلظت ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم.

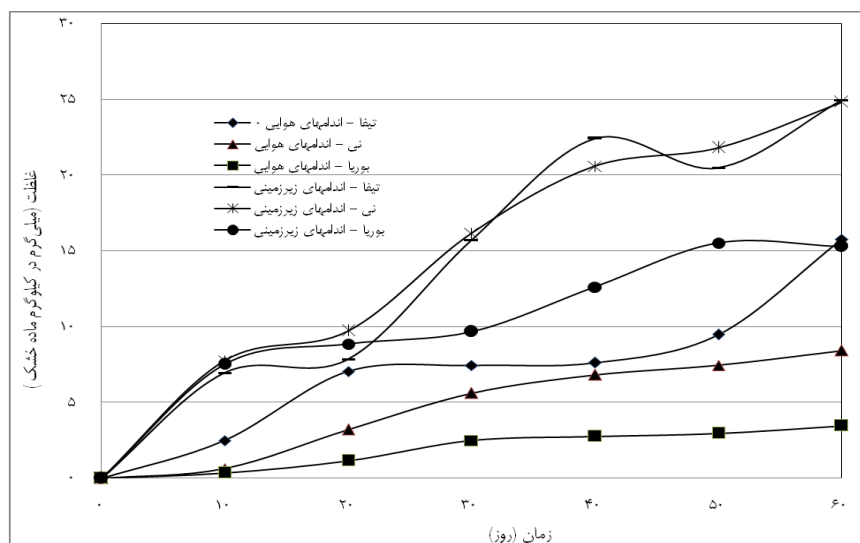
در تیمار با سطح ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم محلول غذایی، غلظت نیکل در بافت‌های زیرزمینی گیاه نی در روز دهم از ۱۰/۱ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک به ۲۳/۹ در روز بیستم و در روز شصتم این عدد به ۷۱/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک رسیده است. روند انباشتگی نیکل در سطوح مختلف غلظت آلاینده‌های نیکل (۲۰، ۵۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) در محیط کشت در اندام‌های هوایی گونه گیاهی نی نشان می‌دهد که میزان جذب نیکل توسط اندام‌های هوایی از میزان جذب توسط اندام‌های زیرزمینی کمتر است. همان‌طور که از نمودار مشاهده می‌گردد، میزان انباشتگی نیکل در اندام‌های هوایی این گونه گیاهی بعد از ۶۰ روز به ۲۲/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک در تیمار با سطح بیشتر غلظت نیکل رسید. متوسط غلظت انباشتگی در دهه اول رشد در سطح ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم نیکل در محلول غذایی ۱۰/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک بوده که در دهه سوم و انتهای دهه ششم به ترتیب به ۵۸/۸ و ۸۷/۳ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک رسیده است. این غلظت‌ها نسبت به گونه گیاهی نی بیشتر است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود بیشترین شیب انباشتگی در دهه دوم تا چهارم دوره رشد برای سه سطح مختلف غلظت دیده می‌شود. در تیمار سطح غلظت ۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم نیکل بیشترین مقدار انباشتگی ۵۴ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک بوده که این مقدار نیز قابل‌ملاحظه است. اگر چه پس از گذشت پنجاه روز از آزمایش شیب انباشتگی به‌طور چشمگیری کاهش‌یافته ولی روند جذب در روزهای پایانی صعودی است. بیشترین میزان انباشتگی در اندام‌های هوایی گونه گیاهی تیفا در تیمار سطح بالای نیکل (۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) در انتهای روز ۶۰ دوره رشد مشاهده گردید که برابر با ۳۸/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک بوده است و در مقایسه با زمان مشابه در مورد گونه گیاهی نی، با میزان ۲۲/۸، بیشتر می‌باشد و با مقایسه نسبت انباشتگی در اندام‌های هوایی این گونه گیاهی به اندام زمینی همین گیاه، که این نسبت ۰/۴۴ می‌باشد، می‌توان این‌گونه نتیجه‌گیری کرد که انتقال فلز سنگین در این گیاه بهتر از گونه گیاهی قبل صورت گرفته است. بیشترین غلظت انباشتگی مشاهده شده در اندام‌های زیرزمینی گونه گیاهی بوریا معادل ۶۳/۶ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک بوده که در مقایسه با دو گونه گیاهی قبل، مقدار کمتری را نشان می‌دهد. غلظت انباشتگی در انتهای روز شصتم در اندام‌های هوایی گونه گیاهی بوریا با میزان ۱۶/۳ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک خیلی کمتر از غلظت نیکل در اندام‌های هوایی گونه گیاهی تیفا با میزان ۳۸/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک در تیمار سطح ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم بوده است.

شکل‌های ۶ تا ۸ به ترتیب، انباشتگی کادمیوم توسط سه گونه گیاهی مورد بررسی را در تیمارهای سطوح پایین (۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم)، متوسط (۳۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) و بالا (۸۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) کادمیوم در محیط کشت گیاه نشان می‌دهد. همان‌طور که در این نمودارها مشاهده می‌گردد، با افزایش زمان، میزان انباشتگی نیز افزایش یافته است، ولی سرعت انباشتگی در دهه‌های مختلف رشد گیاه متغیر است. غلظت

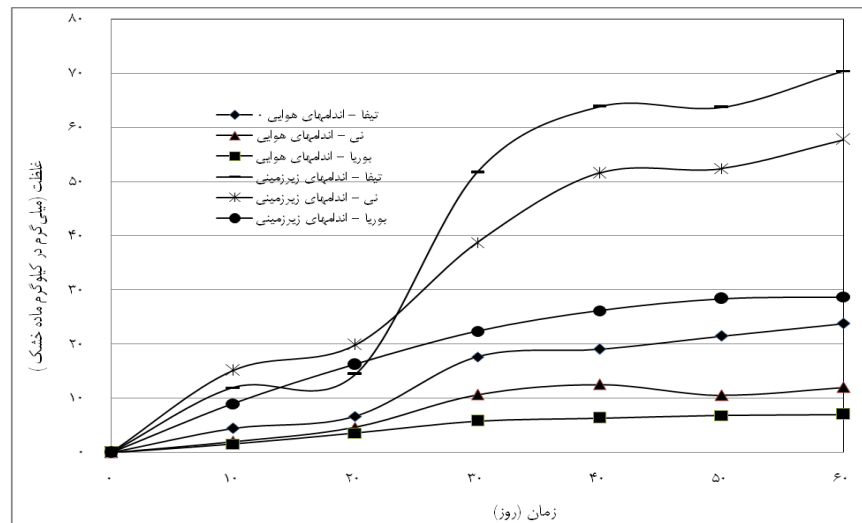
کادمیوم در اندام‌های زیرزمینی گونه گیاهی نی در روز دهم ۱۵/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک، در تیمار ۸۵ میلی‌گرم در کیلوگرم کادمیوم در محلول غذایی، بوده است؛ بعد از آن جهش زیادی نداشته است و در انتهای روز بیستم به ۱۹/۹ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک رسیده است و این نشان می‌دهد که فعالیت ریشه‌های گیاه در جذب همراه با تأخیر بوده است. نتایج نشان می‌دهد که تا دهه چهارم رشد، افزایش انباشتگی یا به عبارتی شیب منحنی نسبت به زمان شیئی صعودی و تند داشته است ولی این شیب در دو دهه آخر مقداری فروکش نموده است و این می‌تواند نشان از تمایل کمتر جذب گیاه به دلایل احتمالی انباشتگی اشباع و یا رسیدن به این حد در دهه‌های بعدی باشد. همچنین این روند در تیمارهای غلظت ۱۰ و ۳۵ میلی‌گرم در کیلوگرم کادمیوم مشاهده گردید. شیب منحنی‌ها در این دو تیمار نیز بیانگر این نکته است که بیشترین سرعت انباشتگی در دهه‌های میانی (سوم و چهارم) دوره رشد گیاه نی بوده است. بعد از روز چهلیم شیب منحنی‌ها کاسته شده که نشان‌دهنده انباشتگی کمتر در بافت‌های گیاهی می‌باشد.



شکل ۶: اثر دوره رشد بر روند انباشتگی کادمیوم در بافت‌های گیاهی در سطح غلظت ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم.



شکل ۷: اثر دوره رشد بر روند انباشتگی کادمیوم در بافت‌های گیاهی در سطح غلظت ۳۵ میلی‌گرم در کیلوگرم.



شکل ۸: اثر دوره رشد بر روند انباشتگی کادمیوم در بافت‌های گیاهی در سطح غلظت ۸۵ میلی‌گرم در کیلوگرم.

نتایج حاکی از این است که میزان انباشتگی کادمیوم توسط اندام‌های هوایی این گیاه کمتر از اندام‌های زیرزمینی می‌باشد. ولی به نسبت اندام‌های زیرزمینی در حد بالایی می‌باشد، به طوری که در انتهای آزمایشات، در تیمار ۸۵ میلی‌گرم در کیلوگرم کادمیوم در محلول غذایی، غلظت کادمیوم مشاهده شده در اندام‌های هوایی گیاه به میزان ۱۲ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک رسیده است و این عدد در مقایسه با میزان مشاهده شده در اندام‌های زیرزمینی یعنی مقدار ۵۷/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک عدد قابل توجهی می‌باشد. جهت بررسی نسبت انباشتگی در اندام‌های زیرزمینی و اندام‌های هوایی از فاکتور انتقال استفاده شد که نتایج آن برای همه گیاهان مورد بررسی در ادامه ارائه گردیده است. نکته‌ای که قابل ذکر است این است که بین دو نمودار از نظر شیب و فرم، همخوانی و انطباق خوبی وجود دارد. به عبارت دیگر، جذب در اندام‌های زیرزمینی و هوایی به موازات هم پیش رفته است، با این تفاوت که شیب منحنی انباشتگی بعد از روز سی‌ام کشت در مورد اندام‌های هوایی نزولی‌تر از اندام‌های زیرزمینی می‌باشد. به عبارت دیگر شیب انباشتگی در اندام‌های هوایی کمتر شده است، در حالی که در اندام‌های زیرزمینی همچنان احتمال روند جذب وجود دارد. روند افزایش انباشتگی در اندام‌های زیرزمینی در گونه گیاهی تیفا، همانند گونه گیاهی نی، افزایشی است ولی مقدار انباشتگی کادمیوم در آن بیش از گیاه نی هست. به عبارت دیگر اگرچه میزان انباشتگی در انتهای روز دهم در مورد گیاه نی ۱۵/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک بوده است، در مورد زمان مشابه برای گونه گیاهی تیفا این میزان ۱۲ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک بوده است یعنی اندکی کمتر از جذب توسط نی بوده است. به نظر می‌رسد، توانایی جذب کادمیوم در روزهای اولیه آزمایش در گیاه نی به دلیل اینکه تحمل بیشتری در محیط‌های گرم از خود نشان می‌دهد بیشتر از گونه گیاهی تیفا می‌باشد. گیاه تیفا در روزهای ابتدایی آزمایش نسبت به محیط حساسیت نشان داده و از تحمل کمتری برخوردار بود. در انتهای روز شصتم یعنی در انتهای دوره زمانی نمونه‌برداری، میزان انباشتگی در مورد گونه گیاهی تیفا برابر ۷۰/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک بوده است که از مقدار انباشتگی در مورد گونه گیاهی نی با میزان ۵۷/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک بیشتر بوده است. نقش ریزوم‌های فراوان و رو به افزایش این گونه گیاهی تأثیرگذارتر بوده است. سرعت انباشتگی در اندام‌های زیرزمینی از حدود روز بیستم تا روز چهارم دوره رشد در تیمارهای مختلف غلظت کادمیوم در محیط رشد نسبت به سایر روزها بیشتر است. این شیب در تیمار ۸۵ میلی‌گرم در کیلوگرم کادمیوم در محلول غذایی به طور چشمگیری مشاهده می‌شود. انباشتگی کادمیوم در اندام‌های هوایی گونه گیاهی تیفا نشان می‌دهد که به مراتب از میزان انباشتگی در اندام‌های زیرزمینی کمتر بوده است. به طوری که در انتهای دوره آزمایشی یعنی در دهه آخر رشد در تیمار سطح بالای کادمیوم در محلول غذایی، میزان انباشتگی برابر با ۲۳/۹ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک بوده است، که در مقایسه با میزان ۷۰/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک در اندام‌های زیرزمینی، عدد بسیار کمتری است. در مورد گونه گیاهی نی در مورد انباشتگی کادمیوم در اندام‌های زیرزمینی و هوایی

نسبت مشابهی دیده شد. همان گونه که مشاهده می شود انتقال از اندام های زیرزمینی به اندام های هوایی در خصوص این عنصر در انتهای دوره رشد در تیمارهای مختلف غلظت کادمیوم در محیط کشت، با شیب بیشتری نسبت به گیاه نی ادامه دارد. در مورد هر سه تیمار غلظت، یکنواختی سرعت انباشتگی در ۲۰ روز اولیه آزمایش قابل توجه است. بیشترین میزان انباشتگی در اندام های زیرزمینی گونه گیاهی بوریا در انتهای روز شصتم و با مقدار ۲۸/۸ میلی گرم در کیلوگرم ماده خشک مشاهده گردید، در حالی که تفاوت چشمگیری با میزان مشابه یافت شده در اندام های زیرزمینی دو گونه گیاهی قبل، یعنی ۵۷/۸ و ۷۰/۵ میلی گرم در کیلوگرم ماده خشک در مورد نی و تیفا، وجود داشته است. همان گونه که مشاهده می شود بیشترین سرعت تجمع کادمیوم در اندام های زیرزمینی در مراحل میانی رشد گیاه بوریا بوده و این شیب در دهه های پایانی دوره رشد خصوصاً در مورد غلظت ۱۰ میلی گرم در کیلوگرم کادمیوم کم شده است. بیشترین انباشتگی کادمیوم در اندام های هوایی این گیاه در انتهای روز شصتم در تیمار ۸۵ میلی گرم در کیلوگرم به میزان ۷ میلی گرم در کیلوگرم ماده خشک بوده است.

جدول ۲ نتایج تحلیل آماری تأثیر سه سطح مختلف غلظت نیکل در محیط کشت را بر تجمع روزانه آن در اندام های زیرزمینی و هوایی (میکروگرم در کیلوگرم ماده خشک در روز) را برای گیاهان نی، تیفا و بوریا نشان می دهد. همان طور که در جدول ۲ مشاهده می گردد، تأثیر افزایش سطوح مختلف نیکل در محیط کشت بر انباشت روزانه آن هم در بافت های زیرزمینی و هم اندام های هوایی گیاه، در همه گیاهان مورد بررسی در سطوح ۵ درصد ($P \leq 0.05$) و در دو مورد در سطح ۱ درصد ($P \leq 0.01$) معنی دار گردیده است.

جدول ۲: اثر سطوح مختلف غلظت نیکل در محیط ریشه بر انباشتگی روزانه در سه گونه گیاهی.

گونه گیاهی	نی		تیفا		بوریا	
	اندام های هوایی	اندام های زیرزمینی	اندام های هوایی	اندام های زیرزمینی	اندام های هوایی	اندام های زیرزمینی
۲۰	۷۳ ^c	۲۳ ^b	۵۳ ^b	۹۰ ^b	۵۰ ^c	۲۰ ^a
۵۰	۲۰ ^{ab}	۴۵ ^b	۶۳ ^a	۱۲۲ ^a	۱۸۰ ^b	۳۷ ^b
۱۵۰	۳۸ ^a	۱۲۰ ^a	۶۴ ^a	۱۴۵ ^a	۲۷۰ ^a	۱۰۶۰ ^a
منبع تغییر: سطوح نیکل	**	*	*	*	**	*

* معنی داری در سطح ۵ درصد و ** معنی داری در سطح ۱ درصد می باشد.

نتایج حاکی از این است که با افزایش سطح غلظت در محیط کشت گیاهان آبی انباشتگی در اندام های زیرزمینی افزایش یافته و این انباشتگی در مورد تیفا نسبت به سایر گونه های گیاهی برتری چشمگیری دارد و کمترین انباشتگی در اندام های زیرزمینی بوریا بوده است. بیشترین انباشت نیکل ۱۴۵۰ میکروگرم در کیلوگرم مربوط به گیاه آبی تیفا می باشد. البته در تیمارهای مختلف نیکل در محیط رشد، بیشترین تجمع در اندام های زیرزمینی تیفا و کمترین آن در بوریا مشاهده می شود. با افزایش غلظت نیکل در محیط رشد انباشتگی در اندام های زیرزمینی هر سه گونه گیاهی بیشتر شده است. در مورد اندام های هوایی سه گونه گیاهی نیز با افزایش غلظت در محیط رشد انباشتگی نیز افزایش یافته است. در بین گونه های گیاهی انباشتگی روزانه نیکل در تیفا با ۶۴۰ میکروگرم در کیلوگرم در سطح غلظت ۱۵۰ بیشترین و در بوریا با ۵۰ میکروگرم در کیلوگرم در سطح غلظت ۲۰ کمترین می باشد.

جدول ۳، نتایج تحلیل آماری تأثیر سه سطح مختلف فلز سنگین کادمیوم را بر تجمع (انباشتگی) روزانه آن در اندام های زیرزمینی و هوایی (میکروگرم در کیلوگرم در روز) به ترتیب برای گیاهان نی، تیفا و بوریا نشان می دهد. با افزایش سطوح کادمیوم در محیط رشد گیاهان، تجمع

روزانه آن در طی دوره رشد در اندام‌های زیرزمینی نی و بوریا و همچنین اندام‌های هوایی تیفا در سطح ۱ درصد ($P \leq 0.01$) معنی‌دار گردیده است. در سایر موارد، تفاوت‌ها در سطح ۵ درصد ($P \leq 0.05$) معنی‌دار بوده است.

جدول ۳: اثر سطوح مختلف غلظت کادمیوم در محیط ریشه بر انباشتگی روزانه در سه گونه گیاهی.

گونه گیاهی	نی	تیفا	بوریا	غلظت کادمیوم
اندام‌های هوایی	اندام‌های زیرزمینی	اندام‌های هوایی	اندام‌های زیرزمینی	
۵۶ ^b	۱۳۰ ^c	۷۰ ^{bc}	۱۴۰ ^{bc}	۱۰
۱۴۰ ^a	۴۱۴ ^b	۱۶۰ ^b	۴۲۰ ^b	۳۵
۲۰۰ ^a	۹۶۰ ^a	۴۰۰ ^a	۱۱۸۰ ^a	۸۵
*	**	**	*	منبع تغییر: سطوح کادمیوم

* معنی‌داری در سطح ۵ درصد و ** معنی‌داری در سطح ۱ درصد می‌باشد.

بیشترین تجمع روزانه کادمیوم ۱۱۸۰ میکروگرم در کیلوگرم مربوط به گیاه آبی تیفا می‌باشد. البته در تیمارهای مختلف کادمیوم در محیط رشد بیشترین تجمع در اندام‌های زیرزمینی تیفا و کمترین آن در بوریا مشاهده می‌شود. با افزایش غلظت کادمیوم در محیط رشد انباشتگی در اندام‌های زیرزمینی هر سه گونه گیاهی بیشتر شده است. تجمع بیشتر کادمیوم در اندام‌های هوایی تیفا نشان‌دهنده انتقال بیشتر در این گیاه می‌باشد، زیرا بیشترین تجمع روزانه نیز مربوط به تیفا با ۴۰۰ میکروگرم در کیلوگرم می‌باشد.

جدول ۴، تأثیر اندام‌های گیاهی بر جذب دو فلز سنگین نیکل و کادمیوم را از محیط رشد آلوده به این فلزات در انتهای روز ششم (پایان نمونه‌برداری) نشان می‌دهد. نتایج آزمون مقایسه میانگین نشان داد که تفاوت معنی‌داری در میزان تجمع (انباشتگی) این دو فلز و همچنین میزان جذب روزانه در اندام‌های زیرزمینی و هوایی در سطح ۱ درصد ($P \leq 0.01$) مشاهده گردیده است. نتایج نشان می‌دهد که انباشت دو فلز مورد بررسی در اندام‌های زیرزمینی به مراتب بیش از مقادیر مشابه در اندام‌های هوایی بوده است.

جدول ۴: تأثیر اندام‌های گیاهی بر انباشتگی نیکل و کادمیوم از محیط رشد.

اندام‌های گیاهی	تجمع نیکل (میلی گرم در کیلوگرم ماده خشک)	جذب روزانه نیکل (میکرو- گرم در کیلوگرم در روز)	تجمع کادمیوم (میلی گرم در کیلوگرم ماده خشک)	جذب روزانه کادمیوم (میکرو- گرم در کیلوگرم در روز)
زیرزمینی	۷۴/۱ ^a	۱۲۴۰ ^a	۵۲/۴ ^a	۸۷۰ ^a
هوایی	۲۵/۸ ^b	۴۳۰ ^b	۴/۳ ^b	۷۲ ^b
وضعیت	**	**	**	**

در جدول ۵، تأثیر نوع گونه گیاهی بر انباشتگی نیکل و کادمیوم به وسیله اندام‌های زیرزمینی و هوایی و همچنین مقایسه میانگین‌ها ارائه گردیده است. نتایج نشان می‌دهد که تأثیر نوع گونه گیاهی بر میزان تجمع نیکل و کادمیوم در اندام‌های زیرزمینی در انتهای دوره رشد (۶۰ روز) به ترتیب در سطح ۱ و ۵ درصد معنی‌دار گردیده است. همان‌طور که در جداول مشاهده می‌گردد، گونه گیاهی تیفا با میانگین تجمع ۷۱/۶۴ میلی گرم در گرم ماده خشک در اندام‌های زیرزمینی بیشترین تجمع نیکل را داشته و بعد از آن به ترتیب نی و بوریا قرار دارند. هرچند بین دو گونه نی و بوریا، اختلاف معنی‌داری مشاهده نگردیده است. در مورد انباشتگی کادمیوم در اندام‌های زیرزمینی بین دو گونه گیاهی نی و تیفا اختلاف معنی

داری مشاهده نشده است. در مورد فلز سنگین کادمیوم، گونه گیاهی تیفا با میانگین غلظت ۳۴/۶۳ بیشترین و بعداز آن نی با میانگین ۳۰/۱۳ و در آخر گونه بوریا با میانگین ۱۵/۶۳ میلی‌گرم در گرم ماده خشک قرار دارد.

جدول ۵: تأثیر نوع گیاه آبی بر تجمع (میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک) نیکل و کادمیوم در اندام‌های گیاهی.

گونه گیاهی	اندام‌های زیرزمینی		اندام‌های هوایی	
	تجمع نیکل	تجمع کادمیوم	تجمع نیکل	تجمع کادمیوم
نی	۳۷/۳۷ ^b	۳۰/۱۳ ^a	۱۳/۱ ^b	۸/۹۴ ^a
تیفا	۷۱/۶۴ ^a	۳۴/۶۳ ^a	۳۵/۸ ^a	۱۲/۵۷ ^a
بوریا	۳۲/۶۷ ^b	۱۵/۶۳ ^b	۱۰/۰۳ ^b	۴ ^b
منبع تغییر: نوع گیاه	**	*	*	*

* معنی‌داری در سطح ۵ درصد و ** معنی‌داری در سطح ۱ درصد می‌باشد.

نتایج تأثیر نوع گونه گیاهی بر میزان تجمع نیکل و کادمیوم در اندام‌های هوایی گیاهان نشان می‌دهد که در مورد هر دو فلز سنگین مورد بررسی، تأثیر گونه‌های مختلف گیاهی بر میزان انباشتگی نیکل و کادمیوم در سطح ۵ درصد معنی‌دار بوده است. گونه گیاهی تیفا با میانگین تجمع ۳۵/۸ و ۱۲/۵۷ میلی‌گرم در گرم ماده خشک در اندام‌های هوایی در انتهای دوره رشد بیشترین میزان تجمع نیکل و کادمیوم را نشان داده است. از نظر اختلاف، در مورد کادمیوم اختلاف بین گونه گیاهی نی با گونه گیاهی تیفا خیلی چشمگیر نیست. در جدول ۶ مقایسه فاکتورهای انتقال (TF) و تجمع زیستی (BCF) در مورد دو فلز سنگین نیکل و کادمیوم مشاهده می‌گردد. بیشترین میزان ضریب انتقال هر دو فلز سنگین نیکل و کادمیوم، گونه گیاهی تیفا با مقادیر ۰/۴۴ و ۰/۳۴ دارای بیشترین میزان بود. اعداد این جدول مربوط به ضرایب محاسبه‌شده در تیمار سطح بالای هر فلز در محیط رشد بوده است. در مورد ضرایب انتقال هر دو فلز، تفاوت معنی‌داری در سطح ۵ درصد بین گونه‌های مختلف مشاهده گردیده است.

جدول ۶: فاکتور انتقال (TF) نیکل و کادمیوم به وسیله گیاهان مورد بررسی.

گونه گیاهی	فاکتور انتقال (TF)		فاکتور تجمع زیستی (BCF)	
	نیکل	کادمیوم	نیکل	کادمیوم
نی	۰/۳۳ ^b	۰/۲۱ ^b	۰/۴۸ - ۰/۷۰	۰/۶۸ - ۰/۷۸
تیفا	۰/۴۴ ^a	۰/۳۴ ^a	۰/۵۸ - ۲/۷۰	۰/۷۱ - ۰/۸۴
بوریا	۰/۲۶ ^b	۰/۲۴ ^b	۰/۴۲ - ۰/۶۱	۰/۲۸ - ۰/۴۴
منبع تغییر: نوع گیاه	*	*		

* معنی‌داری در سطح ۵ درصد و ** معنی‌داری در سطح ۱ درصد می‌باشد.

فاکتور (BCF) نیز همانند فاکتور انتقال توانایی گیاه مورد بررسی در آزمایش را به‌عنوان انباشت‌کننده فلزات سنگین بیان می‌کند. این ضریب از تقسیم غلظت فلز سنگین در اندام‌های گیاهی به غلظت فلز در محیط رشد گیاه محاسبه می‌شود. در صورتی که این فاکتور بیشتر از یک باشد نشان‌دهنده این است که گیاه مورد نظر جذب‌کننده خوبی می‌باشد. هر دو گونه گیاهی نی و تیفا از نظر فاکتور تجمع زیستی در محدوده قابل قبولی قرار دارند. ضریب غنی‌سازی در خصوص گونه گیاهی تیفا فوق‌العاده زیاد و نشان‌دهنده این است که گیاه مورد نظر تجمع‌کننده خوبی در مورد نیکل و کادمیوم می‌باشد. به‌عبارت‌دیگر این دو گونه گیاهی به‌خوبی توانسته‌اند محیط کشت را از دو فلز مورد بررسی بخصوص نیکل پالایش نمایند.

بحث و نتیجه‌گیری

با افزایش زمان در طی ۶۰ روز انجام آزمایش، روند تجمع نیکل در بافت‌های گیاهی صعودی بوده است. در خصوص روند صعودی منحنی‌های انباشتگی می‌توان گفت که گیاهان در بیشتر مواقع تا یک حد مشخص می‌توانند غلظتی از هر عنصر را با یک‌روند صعودی جذب نموده و درجایی این میزان به حد تقریباً ثابتی می‌رسد. بر اساس فرضیه جذب ثابت، انباشتگی فلز توسط گیاه به‌صورت تابعی از شدت افزایش فلز به محیط افزایش می‌یابد تا اینکه پس از رسیدن به یک بیشینه ثابت می‌شود (Logan et al., 1997). هر سه گونه گیاهی موردبررسی شامل نی، تیفا و بوریا توانایی جذب و ذخیره نیکل موجود در محیط کشت را داشتند، با این حال به ترتیب دو گونه گیاهی تیفا و نی توانایی جذب بیشتری از فلزات سنگین کادمیوم و نیکل را داشتند. با توجه به اینکه گیاهان فوق، توانایی جذب عناصر سنگین را از محیط رشد خوددارند، خصوصیتی از قبیل تولید توده زیستی زیاد، سرعت رشد بالا و تحمل محیط‌های آلوده به عناصر سنگین، می‌توانند دلایل مناسبی جهت جذب بهتر فلزات سنگین باشند. ریزوم‌های قوی و منشعب در این گیاهان به‌ویژه در مورد تیفا و تراکم فوق‌العاده زیاد از ویژگی‌های برجسته این گیاهان در آزمایش‌های گیاه‌پالایی می‌باشد. Ferniza-Garcia و همکاران (۲۰۱۷) گزارش کردند که تجمع فلزات سنگین در گیاهان به گونه‌های گیاهی بستگی دارد که با جذب از خاک با جریان توده‌ای آب اتفاق می‌افتد. همچنین تجمع بیشتر فلزات سنگین در گیاه تیفا را به فرآیند جذب غیرفعال و تجمع فلز سنگین از طریق ریزوم‌ها و انتقال به ریشه‌ها نسبت دادند. نیکل جذب‌شده توسط اندام‌های زیرزمینی گیاه تیفا از نی بیشتر بوده است، اگرچه میزان غلظت در گونه گیاهی نی بیشتر بوده با این حال به دلیل جرم بیشتر توده‌های ریشه و ریزوم‌های این گیاه منجر به مضاعف شدن میزان جذب نسبت به گونه گیاهی نی (در حدود دو برابر) گردیده است. گیاهان آبی علاوه بر توانایی تجمع فلزات مختلف در بافت‌ها، از ویژگی‌های منحصربه‌فردی برای کنترل سطوح آلودگی فلزات سنگین در محیط رشد برخوردارند (Bah et al., 2010). ریشه‌ها در گیاه‌پالایی از اهمیت زیادی برخوردارند. بسیاری از تحقیقات نشان می‌دهند که تجمع فلزات سنگین در ریشه بیشتر از اندام‌های دیگر گیاهان است. ریشه‌ها آلودگی‌ها و فلزات سنگین را جذب و در داخل بافت گیاه ذخیره و یا متابولیزه می‌کنند (Tasrina et al., 2019)؛ علاوه بر این با ترشح آنزیم‌های گیاهی موجب تخریب آلاینده‌ها در خاک و سایر محیط‌های آلوده می‌شوند (Rakhshae et al., 2009). گونه‌های گیاهی ظرفیت‌های مختلفی برای حذف و تجمع فلزات سنگین دارند. گزارش‌هایی وجود دارد که نشان می‌دهد برخی از گونه‌های خاص ممکن است فلز سنگین ویژه‌ای را تجمع دهند (Boechat et al., 2016; Fytianos et al., 2001). اگر فاکتور تجمع زیستی در گیاه بیشتر از یک باشد بیانگر این است که فلزات سنگین به‌راحتی توسط ریشه از خاک گرفته می‌شوند و در بافت‌های گیاه تجمع می‌یابند (Chopra and Pathak, 2012). نتایج تحقیق نشان داد که هر دو گونه گیاهی نی و تیفا از نظر فاکتور تجمع زیستی در محدوده قابل قبولی قرار دارند. با توجه به اینکه آزمایش حاضر در فصل گرم سال در خوزستان انجام شده است با توجه به دمای بالای هوا، تبخیر و تعرق شدید گیاهان آبی می‌تواند دلیل خوبی برای جذب بیشتر فلزات سنگین باشد. این نتایج با بررسی‌های Eid و همکاران (۲۰۱۲) و Ye و همکاران (۱۹۹۷) مطابقت دارد. آن‌ها گزارش کردند که گونه‌های آبی گیاهی توانایی زیادی در جذب فلزات در مناطق گرم و خشک در ماه‌های تابستان دارند. در مطالعه حاضر، عامل انتقال در ارتباط با کادمیوم و نیکل کمتر از یک است که نشان می‌دهد تجمع و دسترسی این دو فلز توسط گیاه متوسط است. بر اساس نتایج محاسبه ضرایب تجمع زیستی، مطابق با طبقه‌بندی پیشنهادی (Ma et al., 2011) برای گیاهان با BCF معادل Excluder، گیاهان با BCF کمتر از یک (Accumulator) و برای گونه‌های با BCF، بیش از یک (Hyper accumulator) را در نظر می‌گیرد؛ بنابراین گیاه تیفا در مورد نیکل یک انباشت‌کننده قوی است و در مورد نی نیز نزدیک به یک و به عبارتی تجمع‌کننده می‌باشد. با توجه به نتایج تحقیق می‌توان نتیجه‌گیری کرد که می‌توان روی توانایی گیاهان آبی نی و تیفا برای استفاده در فرایند گیاه‌پالایی در قالب سامانه‌های وتلند برای تصفیه پساب کارخانجات صنعتی در شمال خوزستان توجه کرد و پیشنهاد کرد که توانایی گیاه‌پالایی سایر آلاینده‌های موجود در پساب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی توسط این گونه‌های گیاهی و همچنین در بازه‌های زمانی طولانی‌تر (بیش از ۶۰ روز) مورد ارزیابی قرار گیرد.

سپاسگزاری

از معاونت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد دزفول، جهت حمایت مالی و معنوی از این تحقیق، کمال تشکر و قدردانی می‌گردد.

منابع

- ایلدرمی، ع.، نوروزی فرد، پ. و مرتضوی، ث.، ۱۳۹۲. بررسی نقش گیاه نی *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel در پالایش آلودگی ناشی از فلزات سنگین جهت حفاظت زیست‌بوم بخشی از حوزه‌ی آبخیز دز. نشریه حفاظت زیست‌بوم گیاهان، دوره اول، شماره سوم، صفحات ۴۶-۳۱.
- 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. *Environmental Monitoring and Assessment*, 3: 192-202.
- APHA, American Public Health Association. 1999.** Standard Methods for the Examination of Water and wastewater 20th ed. Prepared and published jointly by: APHA, AWWA and WPCF.
- Bah, A. M., Sun, H., Chen, F., Zhou, J., Dai, H., Zhang, G. and Wu, F., 2010.** Comparative proteomic analysis of *Typha angustifolia* leaf under chromium, cadmium and lead stress. *Journal of Hazardous Materials* 184:191-203.
- Baker, A. J. M., 1981.** Accumulators and excluders: strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*, 3: 643-654.
- Bhattacharya, T. D. K. and Gopal, B., 2006.** Heavy metal uptake by *Scirpus litoralis* Schard from fly ash dosed and metal spiked soils. *Environmental monitoring and assessment*, 121:363-380.
- Boechat, C. L., Pistoia, V. C. and Gianelo, C., 2016.** Accumulation and translocation of heavy metal by spontaneous plants growing on multi-metal-contaminated site in the Southeast of Rio Grande do Sul state, Brazil. *Environment Science Pollution Resources*, 23: 2371-2380.
- Chandra, R. and 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*, 13:580-591.
- Chopra, A. K. and Pathak, C., 2012.** Bioaccumulation and translocation efficiency of heavy metals in vegetables grown on long-term wastewater irrigated soil near bindal river, Dehradun. *Agricultural Research*, 1: 157-164.
- Cui, S., Zhou, Q. and Chao, L., 2007.** Potential hyperaccumulation of Pb, Zn, Cu and Cd in endurant plants distributed in an old smeltery, northeast China. *Environmental Geology*, 51: 1043-1048.
- Deng, H., Ye, Z. H. and Wong, M. H., 2004.** Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environmental Pollution Journal*, 132: 29-40.
- Eid, E. M., Shaltout, K. M., El-Sheikh, M. A. and Asaeda, T., 2012.** Seasonal courses of nutrients and heavy metals in water, sediment and above and below-ground *Typha domingensis* biomass in Lake Burullus (Egypt): Perspectives for phytoremediation. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 207:783-794.
- Ferniza-Garcia, F., Amaya-Chavez, A., Roa-Morales, G. and Barrera-Diaz, C. E., 2017.** Removal of Pb, Cu, Cd, and Zn present in aqueous solution using coupled electrocoagulation-phytoremediation treatment. *International Journal of Electrochemistry*, 7: 1-11.
- Fytianos, K., Katsianis, G., Triantafyllou, P. and Zachariadis, G., 2017.** Accumulation of heavy metals in vegetables grown in an industrial area in relation to soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67 (3): 0423-0430.
- Johnston, C. A., 1991.** Sediments and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality, *CRC Critical. Reviews in Environmental Control*, 21: 491-565.
- Jones, J. and Benton, J. R., 2005.** Hydroponics a practical guide for the soilless grower second edition. 375 pp.
- Klink, A., Maciol, A., Wislocka, M. and Jozef, K., 2013.** Metal Accumulation and Distribution in the Organs of *TyphaLatifolia* L. (Cattail) and their Potential Use in Bioindication. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 43. 164-168.

Kumar, V., Singh, J., Saini, A. and Kumar, P., 2019. Phytoremediation of copper, iron and mercury from aqueous solution by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environmental Sustainability*, 2: 55–65.

Kumari, M. and Tripathi, B. D., 2015. Efficiency of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* for heavy metal removal from wastewater. *Ecotoxicology and environmental safety*, 112: 80–86.

Ladislav, S., El-Mufleh, A., Claire, G., Chazarenc, F., Yves, A. and Bechet, B., 2012. Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223: 877–888.

Logan, T. J., Lindsay, B. J., Coins, L. E. and Ryan, J. A., 1997. Assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. *Journal of Environmental Quality*, 26: 534- 550.

Ma, L. Q., Komar, K. M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y. and Kenell, E. D., 2011. A fern that hyper accumulates arsenic. *Nature*, 409:579-582.

Maine, M.A., Sune, N., Hadad, H., Sanchez, G. and Bonetto, C., 2009. Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *Journal of Environmental Management*, 90: 355-363.

Milke, J., Galczyńska, M. and Wrobel, J., 2020. The Importance of Biological and Ecological Properties of *Phragmites Australis* (Cav.) Trin. Ex Steud., in Phytoremediation of Aquatic Ecosystems—The Review. *Water*, 12: 1770.

Qdaisa, H. A. and Moussa, H., 2004. Removal of heavy metals from wastewater by membrane processes: a comparative study. *Desalination*, 164:105–110.

Rattan, R. K., Datta, S. P., Chhonkar, P. K., Suribabu, K. and Singh, A. K., 2005. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 109 (3): 310-322.

Rakhshae, R., Giahi, M. and Pourahmad, A., 2009. Studying effect of cell wall's carboxyl-carboxylate ratio change of *Lemna minor* to remove heavy metals from aqueous solution. *Journal of Hazardous Materials*, 163 (1): 165–173.

Sridhara, C. N., Kamalaa, C. T. and Raj, D. S. S., 2008. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soil and food chain transfer. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69:513–524.

Sudarsan, J., Annadurai, R. and Kumar, K. S., 2018. Heavy Metal Removal Using Different Parts of *Typha latifolia*. *Journal of Bionanoscience*, 12 (1): 1-5.

Tasrina, R. C., Rowshon, A., Amr, M., Rafiqul, I. and Ali, M. P., 2019. Metals contamination in vegetables and its growing soil. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 2 (3): 2380-2391.

Wang, Z., Hou, L., Liu, Y., Wang, Y. and Ma, Q., 2018. Metal contamination in a riparian wetland: Distribution, fractionation and plant uptake. *Chemosphere*, 200: 587-593.

Ye, Z. H., Baker, A. J. M., Wong, M. H. and Willis, A. J., 1997. Zinc, lead and cadmium tolerance, uptake and accumulation by *Typha latifolia*. *New Phytologist*, 136 (3): 469-480.

Zhang, Z., Rengel, Z. and Meney, K., 2010. Cadmium accumulation and translocation in four emergent wetland species. *Journal of Water Air Soil Pollution*, 212: 239-249.