

'n Ondersoek na die opname van sink deur *Chrysopogon zizanioides* uit gekontamineerde oppervlaktwater

Outeurs:

Lesley Keay
Victor Wepener
Cornelius T Wolmarans

Affiliaties:

Skool vir Biologiese
Wetenskappe, Noordwes-
Universiteit, Potchefstroom
Kampus, Suid-Afrika

Korresponderende outeur:

Lesley Keay

Datums:

Ontvang: 18/03/21
Aanvaar: 26/08/21
Gepubliseer: 09/09/21

Hoe om hierdie artikel aan te haal:

Lesley Keay, Victor Wepener,
Cornelius T Wolmarans, 'n
Ondersoek na die opname
van sink deur *Chrysopogon*
zizanioides uit
gekontamineerde
oppervlaktwater, *Suid-
Afrikaanse Tydskrif vir
Natuurwetenskap en
Tegnologie* 40(1) (2021).
[https://doi.org/10.36303/
SATNT.2021.40.1.848](https://doi.org/10.36303/SATNT.2021.40.1.848)

Kopiereg:

© 2021. Authors.
Licensee: *Die Suid-
Afrikaanse Akademie vir
Wetenskap en Kuns*.
Hierdie werk is onder die
Creative Commons
Attribution License
gelisensieer.

Die verwydering van metale uit die omgewing kan deur verskeie prosesse, waarvan fitoremediëring die mees natuurlike is, gedoen word. *Chrysopogon zizanioides* is in hierdie studie gebruik om die opname en akkumulering van sink (Zn) deur hierdie plant vanuit 'n akwatiese omgewing te bestudeer. Voorbereide eksemplare van *C. zizanioides* is oor 'n tydperk van 28 dae aan verskeie sinkkonsentrasies blootgestel. Water-, wortel- en blaarmeristemonsters is op 1 uur, 7, 14 en 28 dae na sinkblootstelling versamel en verwerk, waarna die sinkinhoud met behulp van atoomabsorpsiespektrofotometrie (AAS) bepaal is. Uit die resultate is dit duidelik dat die persentasie afname van Zn in die water oor die totale blootstellingsperiode die laagste was by die hoogste sinkkonsentrasie (15 en 30 mg/L). Terwyl dit by 0.1 mg/L en 1.5 mg/L met onderskeidelik 38% en 47% teen dag 28 afgeneem het. Verder het die biokonsentrasie faktor aangedui dat die persentasie Zn opgeneem deur die wortels per massa eenheid by al die blootstellingskonsentrasies en periodes hoër as in die blare was. Wat die translokasie faktor soos bereken vir die onderskeie wortel- en blaarmonsters betref, het dit nooit 1 oorskry nie. Dit dui daarop dat die blare nie 'n prominente rol in die akkumulering van Zn gespeel het nie. Hierdie studie het aangetoon dat *C. zizanioides* by sinkkonsentrasies van 0.1 mg/L en 1.5 mg/L effektief mag wees as fitoremediëringplant. Langertermyn studies sou moontlik kon aandui of Zn enigszins deur die blare getransporeer en gestoor word.

Sleutelwoorde: *Chrysopogon zizanioides*, fitoremediëring, sinkkonsentrasies, opname

An investigation into the uptake of zinc by *Chrysopogon zizanioides* from contaminated surface water: The elimination of metals from aquatic habitats can be achieved via various processes. Phytoremediation is generally regarded as one of the most natural processes to implement. In this work, *Chrysopogon zizanioides* was evaluated for its potential to accumulate Zn from an aquatic environment. Prepared specimens of *C. zizanioides* were exposed to various Zn concentrations over a period of 28 days. Water, root and leaf meristem samples were collected and processed 1 hour, 7, 14 and 28 days after Zn exposure and the Zn content determined by means of an atomic absorption spectrometry (AAS). The results indicate that the lowest amount of Zn was eliminated from the exposure medium prepared with the highest concentrations of Zn (15 mg/L and 30 mg/L). However, at concentrations of 0.1 and 1.5 mg/L Zn, a reduction of 38% and 47% in the initial Zn concentration was reported over the exposure period, respectively. As indicated by the bio-concentration factor, the percentage of Zn per mass unit was significantly higher in the roots than in the leaves. The translocation factor, calculated from the respective root and leaf Zn concentrations never exceeded 1, meaning that the leaves did not play a significant role in the accumulation of Zn. From this study it was evident that *C. zizanioides* can be used as an effective plant for phytoremediation. Longer term exposure will possibly reveal whether Zn can also be transported to and stored in the leaves.

Keywords: *Chrysopogon zizanioides*, phytoremediation, zinc concentrations, accumulation

Inleiding

Die kontaminasie van water en die beperkte beskikbaarheid daarvan hou ernstige bedreigings vir beide mense en die omgewing in. Klimaatsverandering, vinnige verstedeliking, industrialisering, 'n verhoogde aanvraag na voedsel en die ongekontroleerde gebruik van natuurlike waterbronne word oor die algemeen beskou as van die hoofredes waarom meer as 40% van die wêreld se bevolking 'n skaarste aan water ervaar (WWD, 2018).

Industriële en huishoudelike afvalwater bevat onder andere pestisiede, olies, kleurstowwe, fenole, sianiede, toksiese organiese verbindings, fosfate, gesuspendeerde partikels en swaarmetale (Pakdel & Peighambardoust 2018). Kommersiële aktiwiteite, insluitend mynweese, geotermiese aanlegte, die motorbedryf, gifstofvervaardiging, leerlooierij, asook kleur en plateringsaktiwiteite, word wêreldwyd verantwoordelik gehou vir swaarmetale wat die omgewing kontamineer en wat eventueel in oppervlakwater akkumuleer (An *et al.*, 2015; Peligro *et al.*, 2016). Die eliminerings van swaarmetale uit afvalwater is egter problematies omdat dit in verskillende chemiese vorme voorkom, dit nie biodegradeerbaar is nie en maklik deur verskillende trofiese vlakke beweeg om uiteindelik in die biota te akkumuleer.

Die verwydering van afvalstowwe uit die omgewing is dus van kardinale belang om die bedreiging wat dit vir die gesondheid en oorlewing van mens en dier inhou, te minimaliseer. Prosesse wat normaalweg hiervoor gebruik word sluit onder andere omgekeerde osmose (Jiang & Ladewig 2017), ionenuitruiling (Levchuk *et al.*, 2018), chemiese presipitering (Iyyanki *et al.*, 2017; Hung *et al.*, 2017), adsorpsie en oplosmiddel ekstraksie (Burakov *et al.*, 2018) in, wat telkens met groot operasionele en onderhoudskostes gepaard gaan. Hierdie prosesse gaan nie net met hoë kapitaalinvestering gepaard nie, maar word geassosieer met logistiese struikelblokke om van die gekontamineerde slyk wat gegenerer word, ontslae te raak (Ahmad *et al.*, 2016). Dit is dus duidelik waarom 'n proses soos fitoremediëring wat van plante gebruik maak en wat weens die omgewingsvriendelikheid en potensieële koste-effektiewe toepassing daarvan, 'n waardevolle alternatief mag bied (Sharma *et al.*, 2015).

Akwatiese plante is van besondere belang omdat dit, in vergelyking met terrestriële plante, oor die vermoë beskik om toksiese metale en nutriënte in groot hoeveelhede te bio-akkumuleer (Patras *et al.*, 2012; Wani *et al.*, 2017). Gegewe die groot verskeidenheid in spesies, hul biochemiese samestelling, habitat, en verspreiding is makrofiete tot verskillende mates effektief om kontaminante te absorbeer (Wani *et al.*, 2017). Plante wat reeds vir fitoremediëring aangewend word sluit onder andere *Eichornia crassipes* (Sricoth *et al.*, 2018; Upadhyay & Tripathi 2007), *Typha latifolia* (Upadhyay & Tripathi 2007), *Hydrilla verticillata* (Rahman & Hasegawa 2011; Venkateswarlu *et al.*, 2019),

Lemna minor (Ansari *et al.*, 2020), *Phragmites australis* (Bello *et al.*, 2018) en *Chrysopogon zizanioides* (Danh *et al.*, 2009; Truong *et al.*, 2010), in.

Chrysopogon zizanioides wat in hierdie studie gebruik is, is inheems tot die subtropiese en tropiese dele van Suid-Asië (Adam en Daffon, 1998; Grimshaw & Helfer, 1995), maar kom ook in soortgelyke streke van Noord- en Suid-Amerika, Australië, die Mediterreense streke van Europa, asook Afrika voor waar dit vir verskeie ekonomiese redes gebruik word (Maffei, 2002; Truong & Hart, 2002; Danh *et al.*, 2009). Volgens Grimshaw (1997) is *C. zizanioides* in 1860 in Suid-Afrika aan die kus van KwaZulu-Natal gevestig waar dit in suikerrietlande gebruik is vir grondstabilisering. Hierdie praktyk word steeds in die suikerrietbedryf aangewend.

Chrysopogon zizanioides is 'n vinniggroeiende gras met 'n wortelstelsel wat 3 tot 4 m diep kan reik in die eerste jaar nadat dit geplant is (Singh & Kumar, 2017) en wat derhalwe uitdroging in die droë maande en oorstromings in die reënseisoen kan weerstaan (Truong, 2002; Danh *et al.*, 2009). Dit kan temperature van -15°C tot 55°C (Xia *et al.*, 1999; Danh *et al.*, 2009), 'n pH van 3.3 tot 9.5 (Truong, 2008; Danh *et al.*, 2009) en 'n elektriese geleidingsvermoë van 47.5 dS m⁻¹ oorleef (Bevan *et al.*, 2000).

Verskeie outeurs, waaronder Truong & Creighton (1994), Truong (2002), Truong *et al.*, (2010) en Vargas *et al.*, (2016) het aangetoon dat *C. zizanioides* relatiewe hoë konsentrasies van swaarmetale soos chroom (Cr), koper (Cu), lood (Pb), kwik (Hg), nikkel (Ni), mangaan (Mn), sink (Zn) en yster (Fe), asook elemente soos arseen (As) in die blare en wortels kan akkumuleer. Roongtanakiat *et al.*, (2007), Chen *et al.*, (2011) en Hasan *et al.*, (2017) het *C. zizanioides* aan oppervlakwater wat met verskillende konsentrasies metale gekontamineer was, blootgestel om vas te stel watter metale die plant effektief kan opneem. Hieruit was dit duidelik dat die oorgrote meerderheid van die metale in die wortels akkumuleer en dat veral Pb, Fe, Mn and Zn in relatiewe hoë konsentrasies in die wortels teenwoordig was (Hasan *et al.*, 2017; Antiochia *et al.*, 2007; Roongtanakiat *et al.*, 2007).

Alhoewel die literatuur verslag lewer oor die fitoremediëringseienskappe van *C. zizanioides*, veral in grond maar ook in oppervlakwater, (Cheng *et al.*, 2004; Danh *et al.*, 2007; Gautam & Agrawal, 2017; Suelee *et al.*, 2017) is navorsing wat tot dusver in Suid-Afrika, 'n mineraalryke land waarvan die landskap deur uitgebreide mynbou-aktiwiteit gekenmerk word (Sandham *et al.*, 2008), met fitoremediëring verband hou, uiters beperk. Dus is bevindings wat reeds gemaak is, moeilik met mekaar vergelykbaar, terwyl ekstrapolasies van laboratoriumbevindinge na die natuurlike omgewing meesal onmoontlik is. Van die verskeie minerale wat in Suid-Afrika gemyn word, is Zn meestal beskou as 'n byproduk weens die feit dat dit 'n spoor element in byna alle gesteentes is (Ayres *et al.*, 2003).

Alhoewel Zn beskou word as 'n essensiële metaal vir biologiese lewe en die maksimum blootstellingskonsentrasie waaraan mense en akwatiese organismes volgens die "Environmental Protection Agency" (EPA), 2009 (7400 µg/L en 120 µg/L, onderskeidelik), hoog is, kan dit as gevolg van mynbou- en industriële aktiwiteite, asook geologiese verwerking in toksiese konsentrasies voorkom (Huang *et al.*, 2017; Ramos *et al.*, 2002; Roongtanakiat *et al.*, 2007).

Vervolgens het die huidige studie dit ten doel gehad om die opname en akkumulering van Zn in *C. zizanioides*, blootgestel aan relatiewe hoë konsentrasies van die metaal, vas te stel.

Materiaal en Metodes

Eksemplare van *C. zizanioides* wat in die botaniese tuin van die Noordwes Universiteit gekweek was, is vir hierdie eksperiment gebruik. Alle studies is van Februarie 2020 – Maart 2020 met 'n gemiddelde dagtemperatuur van 29°C en sonligperiode van ±8 ure, uitgevoer. Alle *C. zizanioides* eksemplare was ten minste 30 cm hoog toe die studie aanvang geneem het. Die plante is versigtig uit die grond verwyder waarna dit in kleiner polle (om en by 13 cm in deursnee) verdeel is. Die blare is 30 cm bokant die wortelbasis afgesny om die hantering van die polle te vergemaklik. Die polle is met boorgatwater afgespoel om grond en ander debris wat tussen die wortels teenwoordig was, te verwyder. Dit is gedoen om te voorkom dat die blootstellingsmedium (boorgatwater waarin Zn opgelos was) aan die grond adsorbeer en die resultate van die blootstellingseksperiment negatief beïnvloed. Die plante is vervolgens vir drie weke in boorgatwater by 'n pH ± 5.0 in direkte sonlig gelaat om te akklimatiseer.

Sinkblootstelling het plaasgevind in 15 L poliëteleenhouers wat vooraf met 'n seep-oplossing gevolg deur 1% chemiesuiwer salpetersuur (HNO₃) en dubbelgedistilleerde water gewas was. 'n Moeder-oplossing van 1000 mg/L Zn (as sinkchloried) is voorberei deur 2.08 g ZnCl₂ in dubbelgedistilleerde water by 'n pH van ± 5.0 op te los (Kamel *et al.*, 2004). Die pH van die blootstellingmedium was aangepas na 4.5 tot 5 om te verseker dat die plante voortdurend aan Zn-ione blootgestel word (Li *et al.*, 2019). Blootstellingskonsentrasies van 0.1 mg/L, 1.5 mg/L, 15 mg/L en 30 mg/L is in vier verskillende poliëteleenhouers aangemaak tot 10 L met boorgatwater (pH ± 5.0). Homogene oplossings is verkry deur saamgeperste lug vir 1 uur deur elk van die houers te borrel. Hierna is 'n 10 ml watermonster uit elk van die houers versamel om die aanvanklike blootstellingskonsentrasies te bepaal. Vier ander houers gevul met skoon boorgatwater het as die onderskeie kontroles gedien.

Die voorafbereide *C. zizanioides* eksemplare is vervolgens elk verder in 20 kleiner eksemplare verdeel, waarvan die wortelmassas van 95 tot 100-gram gewissel het. 'n Geringe

hoeveelheid wortel- en blaarmonsters is voor blootstelling van elke kleiner eksemplaar versamel wat as kontrolemonsters gedien het. Hierna is die plante oorgedra na die onderskeie blootstellingsmediums in 'n kweekhuis wat aan alle natuurlike elemente blootgestel was, maar algemene beskutting gebied het teen reënwater. Die deksels van die blootstellingshouers het bestaan uit ligdeurlatende poliëteleen kweekhuisplastiek met 'n opening waardeur die blare van die *C. zizanioides* gestek het. Dit het verlies van die blootstellingsmedium deur verdamping bekamp terwyl die kante van die blootstellingshouers daarna met 'n ondeurskynende film bedek is om algroei te beperk. Tien milliliter watermonsters en 'n klein hoeveelheid wortel- en blaarmonsterweefsel (±0.2 g) is na 1 uur, 7, 14 en 28 dae uit elk van die blootstellingshouers versamel. Hierna is die monsters ondersoek vir sinkkonsentrasie.

Die bepaling van sinkkonsentrasies

Watermonsters

Watermonsters is vanaf elk van die blootstellinghouers na 15 ml hoë digtheids-poliëteleenbuise oorgedra en by 4°C gestoor tot verdere ontleding. Hierdie watermonsters is voor Zn-analises filtreer en vervolgens met behulp van die vlamfasiliteit van 'n gekalibreerde Perkin Elmer (PinAAcle 900F) atoomabsorpsiespektrofotometer (AAS) geanaliseer en die data is gedokumenteer.

Plantmonsters

Plantmonsters is van elk van die blootstellingshouers met behulp van 'n vlekvrystaal disseksieskêr afgesny en met 'n vlekvrystaal tangetjie na hoë digtheids-poliëteleenhouers oorgedra. Dit is vervolgens vlugtig in dubbelgedistilleerde water afgespoel om oortollige blootstellingsmedium van die plantoppervlakke te verwyder. Die weefselmonsters is hierna na porseleinkroesies oorgedra en vir 72 uur by 65°C gedroog. Massas van 0.05 g wortel- en blaarmonsters is met behulp van 'n digitale skaal afgeweg en na 'n teflon-verteringshouer van 150 mm x 150 mm x 40 mm, voorsien van 86 verteringsputte (3 cm³ elk) en digsluitende teflonproppies, oorgedra. Elke verteringsput was gevul met 1 ml 65% chemiesuiwer HNO₃ en vir 24 uur oopgelaat om die oormatige gas wat as gevolg van die reaksie tussen die plantweefsel en die HNO₃ ontwikkel het, toe te laat om te ontsnap. Die putte is hierna met die teflonproppies geseël en die monsters verder in 'n oond by 65°C vir 24 uur verteer. Die verteerde inhoud van elke put is hierna met behulp van 'n pipet na 15 ml hoëdigtheids-poliëteleen sentrifuge-buise oorgedra waarna 9 ml dubbelgedistilleerde water by elke buis gevoeg is. Die inhoud van die buise is hierna vir 3 minute by 4000 rpm gesentrifugeer en die supernatant na soortgelyke buise gedekanteer en afgesluit met 'n gepaste prop tot verdere analises uitgevoer is. Hierdie plantmonsters is soos bo verduidelik vir die teenwoordigheid van Zn ondersoek.

Dataverwerking

Die translokasie faktor (TF) verteenwoordig die verhouding van swaarmetale in die wortel- en blaarkomponente van die plantweefsel (Meeinkuirt *et al.*, 2016).

Die TF is met behulp van die volgende vergelyking bepaal:

$$TF = \frac{\text{Metaal konsentrasie (blaarweefsel)}}{\text{Metaal konsentrasie (wortelweefsel)}}$$

Die biokonsentrasie faktor (BKF) is aanduidend van waar die metale wat deur die plant opgeneem word, hoofsaaklik akkumuleer (Zou *et al.*, 2012) en word as volg bereken:

$$BKF = \frac{\text{Metaal konsentrasie (plantweefsel)}}{\text{Metaal konsentrasie (blootstellingsmedium)}}$$

Statistiese analises

Die data is geanaliseer deur gebruik te maak van 'n tweerigting ANOVA en veelvuldige vergelykings om te bepaal of die konsentrasie Zn in die water betekenisvol ($P < 0.05$ waarde) van die konsentrasies van die wortels en blare teenoor tyd verskil. GraphPad Prism 8.0.2 was vir die statistiese analise gebruik.

Resultate en Bespreking

Blootstellingsmedium

Tabel 1 en Tabel 2 verteenwoordig die gemiddelde sinkkonsentrasies en die standaardafwykings van die kontrole asook dié van die 0.1 mg/L, 1.5 mg/L, 15 mg/L en 30 mg/L blootstellingsmediums per blootstellingperiode. Die gemiddelde persentasie Zn wat by elke blootstellingskonsentrasie uit die blootstellingsmediums opgeneem is, word ook in hierdie tabel, sowel as **Figuur 1**, aangedui. Die gemiddelde

wortelmassa wat aan al die konsentrasies blootgestel was, het gewissel van 95 g tot 100 g nat materiaal.

Uit **Tabel 1** is dit duidelik dat die gemiddelde Zn agtergrondkonsentrasie uit 16 monsters boorgatwater wat oor 'n periode van 28 dae geneem is, 0.151 ± 0.035 was. Wat die afname van Zn by al die konsentrasies betref, is dit duidelik dat daar 1 uur na blootstelling geen Zn uit enige van die blootstellingsmediums opgeneem was nie. Inteenstelling hiermee het die sinkkonsentrasies in die blootstellingsmediums na 7 dae by 0.1 mg/L, 1.5 mg/L, 15 mg/L en 30 mg/L onderskeidelik verminder na 0.219 ± 0.027 , 1.401 ± 0.070 , 13.435 ± 0.297 en 27.653 ± 0.916 mg/L. Na 14 dae was hierdie waardes vir die ooreenstemmende blootstellingskonsentrasies 0.194 ± 0.046 , 1.138 ± 0.171 , 12.901 ± 0.541 en 26.059 ± 0.556 mg/L onderskeidelik en na 28 dae 0.154 ± 0.031 , 0.883 ± 0.212 , 11.693 ± 0.338 en 21.937 ± 1.160 mg/L. Dit is verder duidelik dat wat die totale persentasie afname van Zn oor 28 dae betref, dit vir 0.1 mg/L, 1.5 mg/L, 15 mg/L en 30 mg/L onderskeidelik 38.35%, 46.45%, 22.81% en 27.24% was. (**Tabel 1**).

Alhoewel die sinkkonsentrasies in die water by al die blootstellingsmediums oor tyd afgeneem het, is betekenisvolle afnames tussen die konsentrasies soos gemeet na 1 uur en 7 dae, na 1 uur en 14 dae en na 1 uur en 28 dae blootstelling aan 0.1 mg/L ($P < 0.05$) waargeneem. Inteenstelling hiermee het die konsentrasies wat na 1 uur en 7 dae blootstelling en na 7 en 28 dae blootstelling by beide 1.5 mg/L en 15 mg/L blootstellingsdosisse gemeet is, betekenisvol verskil. Dit is egter opvallend dat die konsentrasie gemeet na 1 uur en 14 dae, na 1 uur en 28 dae en na 14 en 28 dae ook by die 30 mg/L blootstellingsdosis betekenisvol verskil het. Dit dui daarop dat die opname van Zn uit die blootstellingsmediums oor tyd gevarieer het.

TABEL 1: Die sinkkonsentrasie teenwoordig in die kontrole sowel as die 0.1, 1.5, 15 en 30 mg/L blootstellingsmediums oor n periode van 28 dae

Blootstellings-konsentrasie in mg/L	Blootstellings-periode	Sinkkonsentrasie gemeet in mg/L				Gemiddelde en STDV	Die persentasie afname in Zn
		Replikate					
		A	B	C	D		
Kontrole	1 uur	0.161	0.135	0.136	0.123	0.139 ± 0.0016	0
	7 dae	0.182	0.139	0.142	0.181	0.161 ± 0.024	0
	14 dae	0.151	0.132	0.128	0.23	0.145 ± 0.019	0
	28 dae	0.18	0.181	0.111	0.131	0.151 ± 0.035	0
0.1	1 uur	0.282	0.279	0.292	0.288	0.285 ± 0.006	-14.558
	7 dae	0.237	0.215	0.182	0.24	0.219 ± 0.027	12.249
	14 dae	0.203	0.193	0.135	0.246	0.194 ± 0.046	21.988
	28 dae	0.109	0.183	0.163	0.159	0.154 ± 0.031	38.353
1.5	1 uur	1.642	1.693	1.509	1.693	1.634 ± 0.087	0.902
	7 dae	1.35	1.434	1.337	1.485	1.401 ± 0.070	15.017
	14 dae	0.934	1.175	1.099	1.345	1.138 ± 0.171	30.981
	28 dae	0.574	1.054	0.967	0.937	0.883 ± 0.212	46.452
15	1 uur	14.324	14.928	14.01	14.339	14.4 ± 0.383	4.943
	7 dae	13.253	13.635	13.117	13.735	13.435 ± 0.297	11.314
	14 dae	12.315	13.322	12.567	13.398	12.901 ± 0.541	14.843
	28 dae	11.685	12.167	11.534	11.387	11.693 ± 0.338	22.812
30	1 uur	29.137	30.681	30.483	29.703	30.001 ± 0.714	0.491
	7 dae	27.653	27.225	28.984	26.751	27.653 ± 0.961	8.278
	14 dae	26.261	26.613	26.062	25.298	26.059 ± 0.556	13.568
	28 dae	20.342	22.529	23.003	21.872	21.937 ± 1.160	27.24

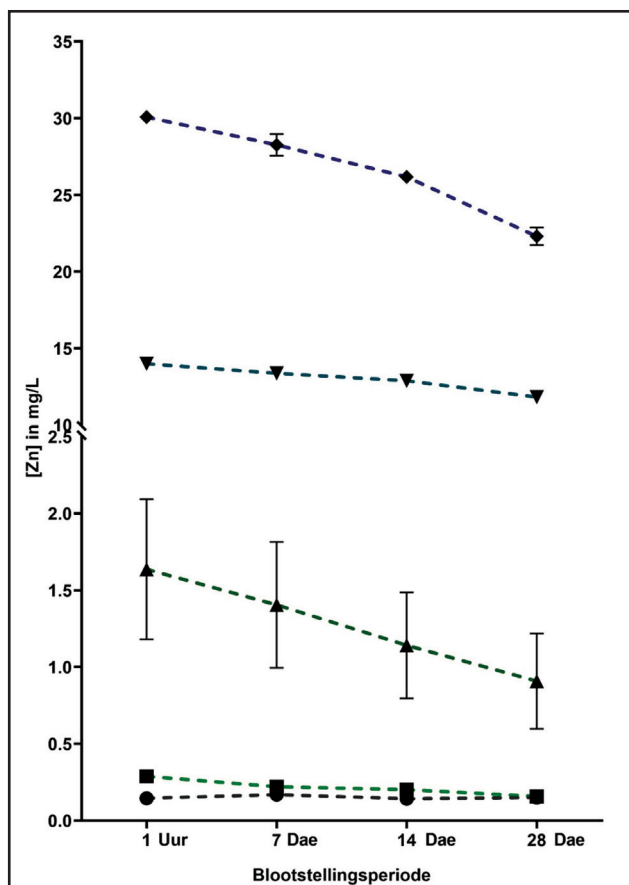


FIGURE 1: 'n Grafiese voorstelling om die afname van Zn in die kontrole (●) en blootstellingskonsentrasie van 0.1 (■), 1.5 (▲), 15 (▼) en 30 (◆) mg/L oor 'n blootstellingsperiode van 28 dae aan te dui

Wortels

In Tabel 3, word die gemiddelde sinkkonsentrasie en die standaardafwyking van die kontrole-wortels sowel as wortels wat vir 1 uur, 7, 14 en 28 dae aan 0.1 mg/L, 1.5 mg/L, 15 mg/L en 30 mg/L Zn blootgestel was, weergegee. Die gemiddelde agtergrond sinkkonsentrasie is in agt replikate van gedroogde wortelhaarmonsters met 'n gemiddelde massa van $0.05 \text{ mg} \pm 0.0011 \text{ mg}$ bepaal. Alhoewel die kontrole plante aan geen Zn blootgestel was nie, het daar wel 'n toename van Zn in die wortels oor die periode van 28 dae voorgekom. Dit is verder duidelik dat alhoewel daar na 1 uur geen merkbare verlies aan Zn uit die blootstellingsmedium waarneembaar was nie, het Zn reeds na hierdie periode in die plantwortels begin akkumuleer. Die waardes wat onderskeidelik na 1 uur by 0.1 mg/L, 1.5 mg/L, 15 mg/L en 30 mg/L in die wortels gemeet was, was in dié geval 12.71 ± 9.30 , 33.55 ± 14.55 , 68.36 ± 12.07 en $125.72 \pm 38.27 \text{ mg/L}$. Bogenoemde konsentrasies het teen dag 7 by die onderskeie blootstellingsmediums na onderskeidelik 34.32 ± 9.11 , 62.06 ± 26.67 , 160.12 ± 114.45 en $204.03 \pm 118.38 \text{ mg/L}$ toegeneem. Na 14 dae was dit 33.24 ± 24.94 , 154.51 ± 32.88 , 251.71 ± 60.32 en $228.25 \pm 48.14 \text{ mg/L}$, en na 28 dae 58.85 ± 9.81 , 251.17 ± 68.07 , 284.29 ± 82.11 en $336.45 \pm 138.11 \text{ mg/L}$. Dit is uit hierdie resultate duidelik dat die toename van Zn in die wortels gepaard gegaan het met 'n afname in die water wat daarop dui dat *C. zizanioides* as 'n hiperakkumuleerder

TABEL 2: Die statistiese verskille ($P < 0.05$) soos gevind by die verskillende konsentrasies en blootstellingsperiodes

Blootstellings-periode	Betekenisvolle verskille in sinkkonsentrasie uit die water oor tyd				
	Kontrole	0.1 mg/L	1.5 mg/L	15 mg/L	30 mg/L
1 uur en 7 dae		*	*		
1 uur en 14 dae		*			*
1 uur en 28 dae		*			*
7 dae en 14 dae					
7 dae en 28 dae				*	*
14 dae en 28 dae					*

*($P < 0.05$)

TABEL 3: Die gemiddelde en standaardafwyking van die sinkkonsentrasie teenwoordig in die kontrole wortels sowel as die wat aan 0.1, 1.5, 15 en 30 mg/L Zn blootgestel was oor 'n periode van 28 dae

Blootstellings-konsentrasie in mg/L	Blootstellings-periode	Sinkkonsentrasie gemeet in wortels (mg/L)				Gemiddelde en STDV
		Replikate				
		A	B	C	D	
Kontrole	1 uur	0.04	0	0	0.08	0.03 ± 0.04
	7 dae	1.78	2.08	1.49	0.17	1.38 ± 0.84
	14 dae	0.66	2.1	2.44	0.23	1.36 ± 1.08
	28 dae	0.16	1.58	2.33	3.2	1.82 ± 1.29
0.1	1 uur	0.08	21.66	16.54	10.18	12.71 ± 9.30
	7 dae	26.5	13.37	30.51	34.32	34.32 ± 9.11
	14 dae	63.14	44.23	10.12	15.45	33.24 ± 24.94
	28 dae	54.5	73.55	53.59	53.74	58.84 ± 9.81
1.5	1 uur	33.03	51.88	33.02	16.27	33.55 ± 14.55
	7 dae	70.4	68.97	85.25	23.6	62.06 ± 26.67
	14 dae	133.9	153.62	201.22	129.31	154.51 ± 32.87
	28 dae	192.01	334.32	199.18	279.18	251.17 ± 68.07

TABEL 3: Die gemiddelde en standaardafwyking van die sinkkonsentrasie teenwoordig in die kontrole wortels sowel as die wat aan 0.1, 1.5, 15 en 30 mg/L Zn blootgestel was oor n periode van 28 dae (vervolg)

Blootstellings-konsentrasie in mg/L	Blootstellings-periode	Sinkkonsentrasie gemeet in wortels mg/L				Gemiddelde en STDV
		Replikate				
		A	B	C	D	
15	1 uur	67.75	76.85	51.5	77.33	68.36±12.07
	7 dae	60.91	317.74	92.8	169.04	160.12±114.45
	14 dae	310.92	261.95	266.44	167.51	251.70±60.33
	28 dae	327.32	272.58	362.83	174.43	284.29±82.11
30	1 uur	135.27	175.79	98.94	92.87	125.72±38.27
	7 dae	129.3	129.36	378.03	179.44	204.03±118.38
	14 dae	251.16	285.1	191.15	185.6	228.25±48.14
	28 dae	368.22	454.38	386.31	136.9	336.45±138.11

beskou kan word (Yang *et al.*, 2003; Antiochia *et al.*, 2007). Hierdie verskynsel is ook by akwatiese plante soos *Eichhornia crassipes* (Newete *et al.*, 2016), *Thypha latifolia* (Duman *et al.*, 2015) en *Hydrilla verticillata* (Xue *et al.*, 2010) waargeneem (Bai *et al.*, 2018).

Uit **Tabel 4** is dit duidelik dat die konsentrasie Zn slegs na 1 uur en 28 dae blootstelling by die 0.1 mg/L dosis betekenisvol van mekaar verskil het. Inteenstelling hiermee het betekenisvolle verskille ook na 1 uur en 14 dae, 1 uur en 28 dae asook na 7 en 14 dae by 1.5 mg/L Zn voorgekom. 'n Betekenisvolle verskil is ook waargeneem by die 15 mg/L en 30 mg/L blootstellingskonsentrasies wanneer die 1 uur en 14 dae blootstellingsperiodes met mekaar vergelyk word.

Blare

Soos in die materiaal en metodes gemeld, is die meristematische weefsel aan die basis van die blare vir hierdie analises geselekteer. **Tabel 5** verteenwoordig die gemiddeldes en standaardafwykings van die sinkkonsentrasies wat in die kontrole-, asook die blaarweefsel wat aan 0.1 mg/L, 1.5 mg/L, 15 mg/L en 30 mg/L sinkkonsentrasies blootgestel was, gevind is. Die agtergrond sinkkonsentrasie was in agt blaarmonsterreplikate bepaal. Die gemiddelde sinkkonsentrasies na 1 uur blootstelling aan 0.1 mg/L, 1.5 mg/L, 15 mg/L en 30 mg/L was onderskeidelik 0.71 ± 1.41 , 0.9 ± 1.8 , 3.14 ± 2.82 en 4.82 ± 5.99 mg/L. Na sewe dae was hierdie waardes onderskeidelik 4.815 ± 4.56 , 7.57 ± 5.57 , 11.12 ± 9.74 en 60.53 ± 29.15 mg/L terwyl dit vir dieselfde konsentrasiereeks na 14 dae, 4.251 ± 5.99 , 16.59 ± 15.07 , 43.61 ± 12.28 en 72.36 ± 17.92 mg/L was. Na 28 dae was dit 3.77 ± 3.27 , 26.22 ± 15.59 , 61.7 ± 25.54 en 102.51 ± 18.38 mg/L. Hierdie konsentrasies was, indien dit met die wortels wat vir dieselfde tyd en aan dieselfde konsentrasies blootgestel was vergelyk word, aansienlik laer. Dit is in ooreenstemming met die literatuur wat deurgaans gevind het dat Zn

wat in *C. zizanioides* blare akkumuleer laer is as die in wortels (Rai, 2008).

Vergelykings tussen die verskillende gemete konsentrasies (**Tabel 6**) het aangetoon dat daar slegs tussen 1 uur en 14 dae blootstelling 'n betekenisvolle toename ($P<0.05$) by 'n blootstellingskonsentrasie van 15 mg/L was. By 30 mg/L was daar tussen 1 uur en 14 dae asook 1 uur en 28 dae betekenisvolle toenames in die blare gemeet gevind.

Uit bogenoemde resultate is die biokonsentrasie- (BKF) asook translokasiefaktore (TF) bereken (**Tabel 7**). Die BKF verteenwoordig die vergelyking tussen die hoeveelheid metaal deur die plant opgeneem met die metaalkonsentrasie in die blootstellingsmedium, terwyl die TF die metaalkonsentrasies in die wortels teenoor die hoeveelheid metale in die blare opgeneem, voorstel. Indien hierdie waardes >1 is, dui dit daarop dat *C. zizanioides* as fitoremediëringsplant aangewend kan word (Mishra & Pandey, 2019). Net sewe uit 'n totaal van 40 waardes was <1 . Die <1 waarde na 1 uur by die kontrole wortels en blare is waarskynlik daaraan toe te skryf dat hierdie plante slegs aan die Zn wat natuurlik in boorgatwater voorkom, blootgestel was. Die geringe variasie in blaar-waardes (wat by die blaarweefsels nooit bo 1.69 was nie), is moontlik toe te skryf aan monsters wat in ouderdom gevarieer het en nie dieselfde hoeveelheid meristematische weefsel, wat hoofsaaklik by metaalopname betrokke is, besit het nie (Seregin *et al.*, 2011). Dit is verder uit hierdie tabel opvallend dat alle waardes wat in die wortels gevind is, >1 was en gevarieer het van 8.5 mg/L (kontrole-wortels na 7 dae) tot 383.4 mg/L by 0.1 mg/L na 28 dae. Die hoë waardes wat in die wortels gevind is, dui waarskynlik op 'n akkumulering van Zn in die wortels (Antiochia *et al.*, 2007). Die laer BKF waardes by 15 en 30 mg/L kan moontlik, onder andere, toegeskryf word aan die diffusietempo (Krzeslowska, 2011), verstoring van

TABEL 4: Die statistiese verskille $P<0.05$ by die verskillende blootstellingskonsentrasies en periodes in die wortels

Blootstellings-periode	Betekenisvolle verskille in sinkkonsentrasie in die wortels oor tyd			
	0.1 mg/L	1.5 mg/L	15 mg/L	30 mg/L
1 uur en 7 dae				
1 uur en 14 dae		*	*	**
1 uur en 28 dae	*	*		
7 dae en 14 dae		*		
7 dae en 28 dae				
14 dae en 28 dae				

* ($P<0.05$)

membraantransporters (Hall, 2002; Patra *et al.*, 2004), sekwestrasie van metale in die wortel-vakuole (Shanker *et al.*, 2005), asook weerstand wat die plante toon teen verdere toksiese effekte a.g.v. die relatiewe hoë blootstellings-konsentrasies.

Wat die TF waardes betref is dit opvallend dat geen van hierdie waardes >1 by enige van die blootstellings-konsentrasie gevind was nie. Dit is moontlik toe te skryf aan die moontlikheid dat 28 dae onvoldoende is om Zn in beduidende konsentrasies na die blare te vervoer.

TABEL 5: Die gemiddelde en standaardafwyking (STDV) van die sinkkonsentrasie teenwoordig in die kontrole blare sowel as die wat aan 0.1 mg/L, 1.5 mg/L, 15 mg/L en 30 mg/L Zn blootgestel was oor 'n periode van 28 dae

Blootstellings-konsentrasie in mg/L	Blootstellings-periode	Sinkkonsentrasie gemeet in wortels (mg/L)				Gemiddelde en STDV
		Replikate				
		A	B	C	D	
Kontrole	1 uur	0	0	0	0	0.000±0.00
	7 dae	0	2.99	3.6	0	1.648±1.92
	14 dae	1.03	2.96	0	1.58	1.393±1.23
	28 dae	0.35	2.35	2.02	0	1.182±1.18
0.1	1 uur	0	0	0	2.82	0.71±1.41
	7 dae	7.66	9.67	0	1.93	4.82±4.59
	14 dae	0	0	4.16	12.7	4.22±5.99
	28 dae	2.14	5.95	6.99	0	3.77±3.27
1.5	1 uur	3.6	0	0	0	0.90±1.80
	7 dae	1.89	6.97	6.21	15.22	7.57±5.57
	14 dae	12.88	17.07	36.4	0	16.59±15.07
	28 dae	21.66	49.18	19.37	14.65	26.21±15.59
15	1 uur	4.05	1.37	0.44	6.7	3.14±2.83
	7 dae	2.79	24.06	13.14	4.49	11.12±9.75
	14 dae	54.5	28.96	37.99	52.98	43.61±12.28
	28 dae	44.92	35.62	76.97	89.29	61.70±25.53
30	1 uur	13.58	2.97	2.73	0	4.82±5.99
	7 dae	92.76	38.09	77.53	33.75	60.53±29.15
	14 dae	88.82	46.86	77.5	76.27	72.36±17.92
	28 dae	79.7	99.67	106.49	124.17	102.51±18.38

TABEL 6: Die statistiese verskille $P < 0.05$ by die verskillende blootstellingskonsentrasies en periodes in die blare

Blootstellings-periode	Betekenisvolle verskille in sinkkonsentrasie in die blare oor tyd				
	Kontrole	0.1 mg/L	1.5 mg/L	15 mg/L	30 mg/L
1 uur en 7 dae					
1 uur en 14 dae				*	*
1 uur en 28 dae					*
7 dae en 14 dae					
7 dae en 28 dae					
14 dae en 28 dae					

*($P < 0.05$)

TABEL 7: Die Translokasie faktor (TF) en biokonsentrasie faktor (BKF) vir *C. zizanioides* in verskillende blootstellingsmediums en oor n tydperk van 28 dae.

Blootstellings-konsentrasie in mg/L	Blootstellings-tydperk	TF (mg/L)	BKF Wortels (mg/L)	BKF Blare (mg/L)
Kontrole	1 uur	0	0.22	0
	7 dae	1.14	8.56	0.92
	14 dae	0.67	9.36	1.06
	28 dae	0.86	12.05	1
0.1 mg/L	1 uur	0.04	44.56	0.67
	7 dae	0.26	157.08	1.02
	14 dae	0.13	171.1	0.83
	28 dae	0.06	383.35	1.07
1.5 mg/L	1 uur	0.02	20.53	0.67
	7 dae	0.11	44.28	1.15
	14 dae	0.18	135.76	1.05
	28 dae	0.13	284.46	1.25
15 mg/L	1 uur	0.04	4.75	1.05
	7 dae	0.07	11.92	1.07
	14 dae	0.21	19.51	1.56
	28 dae	0.27	24.31	1.42
30 mg/L	1 uur	0.03	4.19	0.89
	7 dae	0.28	7.38	1.35
	14 dae	0.44	8.76	1.6
	28 dae	0.25	15.337	1.7

In hierdie verband is dit bekend dat Zn in die ioonvorm as Zn^{2+} deur *C. zizanioides* opgeneem word (Gupta *et al.*, 2016), maar in sommige gevalle kan organiese ligand-Zn komplekse ook deur plante opgeneem word. Die konsentrasie van swaarmetaalblootstelling en die totale droë massa van die plantmonster (wat aanduidend is van die oorspronklike blootgestelde plantmassa), is twee belangrike faktore wat die omvang van metaalopname bepaal (Roongtanakiat *et al.*, 2007). Dit gesê, die kwaliteit afvalwater en die swaarmetaalkonsentrasie het egter andersyds weer 'n effek op die groei van *C. zizanioides* en kan tot 'n afname in die eliminerings-effektieweiteit lei (Roongtanakiat *et al.*, 2007). Die akkumulering van Zn in *C. zizanioides* wortels is nouliks verwant aan die graad van toleransie waarvoor *C. zizanioides* beskik. *Chrysopogon zizanioides* is een van die plante wat oor die potensiaal beskik om metale vanaf die wortels via xileem na verskeie plantdele te translokeer (Sricoth *et al.*, 2018). Metale word oor die algemeen in blaarvakuole gesekwestreer om toksiese effekte te verminder of te vermy (Yang *et al.*, 2005). Volgens die bestaande literatuur word Zn hoofsaaklik in die wortels van *C. zizanioides* gestoor en in klein hoeveelhede na die blare getranslokeer (Yang *et al.*, 2003; Roongtanakiat *et al.*, 2007 en Singh *et al.*, 2007). Betekenisvolle immobilisering van metale kan bereik word deur middel van wortel-metaalbindings wat as 'n toleransie-meganisme beskou kan word, terwyl vakuolêre kompartementalisering in bogrondse plantselle kan voorkom. Die opname van Zn deur *C. zizanioides* is relatief hoog en word toegeskryf aan die feit dat dit 'n essensiële metaal is wat nodig is vir groei en metabolisme en wat vir fotosintese en katalitiese aktiwiteite benodig word (Tkalec *et al.*, 2014; Sricoth *et al.*, 2018).

Gevolgtrekking

Dit het uit hierdie studie aan die lig gekom dat, alhoewel beide die wortels en blare van *C. zizanioides* Zn tydens die blootstellingsperiode opgeneem het, hierdie verskynsel meer opsigtelik in die wortels is en dat dit by konsentrasies hoër as 0.1mg/L voorkom. Wat die BKF tussen die blootstellingsmedium aan die eenkant en wortels en blare aan die anderkant betref, is dit duidelik dat die wortels van *C. zizanioides* Zn tot 'n groot mate akkumuleer. Die relatief lae TF waardes wat tussen wortels en blare bereken is, dui daarop dat die blare tydens die blootstellingsperiode van 28 dae nie 'n prominente rol in die akkumulering van Zn gespeel het nie. Die bevindinge van hierdie studie ondersteun en bevestig vorige afleidings in die literatuur dat *C. zizanioides* as 'n fitoremediëeringsplant in 'n akwatiese omgewing aangewend kan word. Dit moet egter in ag geneem word dat die sukses van fitoremediëering tot 'n groot mate bepaal sal word deur die massa plante wat per volume water gebruik word, die vloeisnelheid van die water, die tyd van blootstelling, of die Zn versadigingsvlakke in die plante sal bereik asook die plante, lewend of dood, weer geakkumuleerde Zn in die water sal vrygestel. Om antwoorde op hierdie vrae te verkry, is die outeurs van mening dat studies oor 'n langer termyn en onder meer natuurlike omstandighede uitgevoer waarskynlik nodig sal wees.

Erkenning

Hiermee bedank ons die Skool vir Biologiese Wetenskappe aan die Noordwes-Universiteit, Potchefstroom, vir die verskaffing van infrastruktuur, Hannes Erasmus, vir hulp met metaal analyses en De Wet Wolmarans vir statistiese analyses en taalversorging. Hierdie publikasie is bydrae nommer 558 van die Waternavorsingsgroep van die Noordwes-Universiteit.

Outeursbydrae

L.K (Noordwes-Universiteit) en C.T.W (Noordwes-Universiteit) was betrokke by die beplanning van die projek, versameling van plante en eksperimentele opstelling, die verwerking van die resultate asook die skryf van die manuskrip. V.W. (Noordwes-Universiteit) was betrokke by die beplanning en skryf van die manuskrip.

Mededingende belange

Die outeurs verklaar dat hulle geen finansiële of persoonlike verhoudings het wat hulle op 'n voordelige of nadelige wyse by die skryf van die artikel beïnvloed het nie.

ORCID

Lesley Keay: <https://orcid.org/0000-0002-2850-4732>
 Victor Wepener: <https://orcid.org/0000-0002-9374-7191>
 Cornelius T Wolmarans: <https://orcid.org/0000-0001-7585-1158>

Literatuur

- Ahmad, T., Ahmad, K., Alam, M. 2016. Characterization of wastewater treatment plant's sludge and its safe disposal options. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 950-955. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.088>.
- An, B., Lee, C.G., Song, et al. 2015. Applicability and toxicity evaluation of an adsorbent based on jujube for the removal of toxic heavy metals. *Reactive and Functional Polymers*, 93, 138-147. <https://doi.org/10.1016/j.reactfunctpolym.2015.06.009>.
- Antiochia, R., Campanella, L., Ghezzi, P., Movassaghi, K. 2007. The use of vetiver for remediation of heavy metal soil contamination. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 388(4), 947-956. <https://doi.org/10.1007/s00216-007-1268-1>.
- Ayres, R.U., Ayres, L.W., Råde, I. 2003. Lead, Zinc and Other Byproduct Metals. In *The Life Cycle of Copper, Its Co-Products and Byproducts* (pp. 101-147). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3379-3_4.
- Ansari, A.A., Naeem, M., Gill, S.S., AlZuair, F.M. 2020. Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46(4), 371-376. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002>.
- Bai, L., Liu, X.L., Hu, J., et al. 2018. Heavy metal accumulation in common aquatic plants in rivers and lakes in the Taihu Basin. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(12), 2857. <https://doi.org/10.3390/ijerph15122857>.
- Bello, A.O., Tawabini, B.S., Khalil, A.B., Boland, C.R., Saleh, T.A. 2018. Phytoremediation of cadmium-, lead- and nickel-contaminated water by *Phragmites australis* in hydroponic systems. *Ecological engineering*, 120, 126-133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.035>.
- Bevan, O., Truong, P.N. and Wilson, M. 2000. The use of vetiver grass for erosion and sediment control at the Australian Bentonite Mine in Miles, Queensland. *Proc. Fourth Innovative Conf., Australian Minerals and Energy Environment Foundation: on the threshold: Research into Practice. August 2000, Brisbane, Australia*, pp. 124-128.
- Burakov, A.E., Galunin, E.V., Burakova, I.V., et al. 2018. Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: A review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 148, 702-712. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.034>.
- Chen, Y., Shen, Z., Li, X. 2004. The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Applied Geochemistry*, 19(10), 1553-1565. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.02.003>.
- Danh, L.T., Truong, P.N., Mammucari, R., Tran, T., Foster, N. 2009. Vetiver grass, *Vetiveria zizanioides*: a choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes. *International Journal of Phytoremediation*, 11(8), 664-691. <https://doi.org/10.1080/15226510902787302>.

- Duman, F., Urey, E., Koca, F.D. 2015. Temporal variation of heavy metal accumulation and translocation characteristics of narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(22), 17886-17896. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4979-4>.
- EPA, U. 2009. National recommended water quality criteria. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology.
- Gautam, M., Agrawal, M. 2017. Phytoremediation of metals using vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty) grown under different levels of red mud in sludge amended soil. *Journal of Geochemical Exploration*, 182, 218-227. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.03.003>.
- Grimshaw, R., Helfer, L. 1995. *Vetiver grass for soil and water conservation, land rehabilitation, and embankment stabilization: A collection of papers and newsletters*. 23rd ed. Washington, DC: World bank.
- Gupta, N., Ram, H., Kumar, B. 2016. Mechanism of Zinc absorption in plants: uptake, transport, translocation and accumulation. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 15(1), 89-109. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9390-1>.
- Hall, J.L. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53(366), 1-11. <https://doi.org/10.1093/jexbot/53.366.1>.
- Hasan, S. N. M. S., Kusin, F. M., Lee, A. L. S., et al. 2017. Performance of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) for phytoremediation of contaminated water. In *MATEC web of conferences*, 103, 6003. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201710306003>.
- Huang, S. H., Li, Q., Yang, Y., et al. 2017. Risk assessment of heavy metals in soils of a lead-zinc mining area in Hunan Province (China). *Chemistry in Industry*, 66(3-4), 173-178. <https://doi.org/10.15255/KUI.2016.049>.
- Jiang, S., Li, Y., Ladewig, B.P. 2017. A review of reverse osmosis membrane fouling and control strategies. *Science of the Total Environment*, 595, 567-583. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.235>.
- Krzyszowska, M. 2011. The cell wall in plant cell response to trace metals: polysaccharide remodeling and its role in defense strategy. *Acta Physiologica Plantarum*, 33, 35-51. <https://doi.org/10.1007/s11738-010-0581-z>.
- Levchuk, I., Márquez, J.J.R., Sillanpää, M. 2018. Removal of natural organic matter (NOM) from water by ion exchange-A review. *Chemosphere*, 192, 90-104. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.101>.
- Maffei, M. 2002. Introduction to the Genus *Vetiveria*. In: *Vetiveria. The Genus Vetiveria*, London and New York: Taylor and Francis Publishers. pp. 1-18. <https://doi.org/10.1201/9780203218730>.
- Meeinkuirt, W., Kruatrachue, M., Pichtel, J., Phusantisampan, T., Saengwilai, P. 2016. Influence of organic amendments on phytostabilization of Cd-contaminated soil by *Eucalyptus camaldulensis*. *Science Asia*, 42(2), 83-91. <https://doi.org/10.2306/scienceasia1513-1874.2016.42.083>.
- Mishra, T., Pandey, V.C., 2019. Phytoremediation of red mud deposits through natural succession. In *Phytomanagement of polluted sites* (pp. 409-424). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813912-7.00016-8>.
- Newete, S.W., Erasmus, B.F., Weiersbye, I.M., Byrne, M.J. 2016. Sequestration of precious and pollutant metals in biomass of cultured water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Environmental Science and Pollution Research*, 23(20), 20805-20818. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7292-y>.
- Pakdel, P.M., Peighambaroust, S.J. 2018. A review on acrylic based hydrogels and their applications in wastewater treatment. *Journal of environmental management*, 217, 123-143. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.076>.
- Patra, M., Bhowmik, N., Bandopadhyay, B., Sharma, A. 2004. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany*, 52(3), 199-223. <https://doi.org/10.1016/j.enxpb.2004.02.009>.
- Peligo, F.R., Pavlovic, I., Rojas, R., Barriga, C. 2016. Removal of heavy metals from simulated wastewater by in situ formation of layered double hydroxides. *Chemical Engineering Journal*, 306,1035-1040. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.08.054>.
- Rahman, M.A., Hasegawa, H. 2011. Aquatic arsenic: phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*, 83(5), 633-646. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.045>.
- Rai, P.K. 2008. Heavy metal pollution in aquatic ecosystems and its phytoremediation using wetland plants: an Eco sustainable approach. *International journal of phytoremediation*, 10(2), 133-160. <https://doi.org/10.1080/15226510801913918>.
- Ramos, R. L., Jacome, L. B., Barron, J. M., Rubio, L. F., Coronado, R. G. 2002. Adsorption of zinc (II) from an aqueous solution onto activated carbon. *Journal of hazardous materials*, 90(1), 27-38. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00333-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00333-8).
- Roongtanakiat, N., Tangruangkiat, S., Meesat, R. 2007. Utilization of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) for removal of heavy metals from industrial wastewaters. *Science Asia*, 33(4), 397-403.
- Sandham, L. A., Hoffmann, A. R. and Retief, F. P. 2008. Reflections on the quality of mining EIA reports in South Africa. *Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 108(11), 701-706.
- Seregin, I.V., Kozhevnikova, A.D., Gracheva, V.V., Byistrova, E.I., Ivanov, V.B. 2011. Tissue zinc distribution in maize seedling roots and its action on growth. *Russian Journal of Plant Physiology*, 58(1), 109-117. <https://doi.org/10.1134/S1021443711010171>.
- Shanker, A.K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., Avudainayagam, S. 2005. Chromium toxicity in plants. *Environment international*, 31(5), 739-753. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.02.003>.
- Sharma, S., Singh, B., Manchanda, V.K. 2015. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(2), 946-962. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3635-8>.
- Singh, S.K., Juwarkar, A.A., Kumar, S., Meshram, J., Fan, M. 2007. Effect of amendment on phytoextraction of arsenic by *Vetiveria zizanioides* from soil. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 4(3), 339-344. <https://doi.org/10.1007/BF03326291>.
- Singh, S., Sounderajan, S., Kumar, K., Fulzele, D.P. 2017. Investigation of arsenic accumulation and biochemical response of in vitro developed *Vetiveria zizanioides* plants. *Ecotoxicology and environmental safety*, 145, 50-56. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.013>.
- Sricoth, T., Meeinkuirt, W., Saengwilai, P., Pichtel, J., Taepayoon, P. 2018. Aquatic plants for phytostabilization of cadmium and zinc in hydroponic experiments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(15), 14964-14976. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1714-y>.
- Suelee, A. L., Hasan, S. N. M. S., Kusin, F. M., Yusuff, F. M., Ibrahim, Z. Z. 2017. Phytoremediation potential of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) for treatment of metal-contaminated water. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(4), 158. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3349-x>.
- Tkalec, M., Štefanić, P.P., Cvjetko, P., et al. 2014. The effects of cadmium-zinc interactions on biochemical responses in tobacco seedlings and adult plants. *Plos one*, 9(1), 87582. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0087582>.
- Truong, P.N., Creighton, C. 1994. Report on the potential weed problem of Vetiver grass and its effectiveness in soil erosion control in Fiji. Division of Land Management, Brisbane, Australia, Queensland Department of Primary Industry.
- Truong, P. 1999. *Vetiver grass technology for mine rehabilitation*. Bangkok: Office of the Royal Development Projects Board.
- Truong, P.N., Hart, B. 2001. "Vetiver system for wastewater treatment" Technical Bulletin No.2001/2, Pacific Rim Vetiver Network, Office of the Royal Development Projects Board, Bangkok, Thailand.
- Truong, P.N. 2002. *Vetiver grass technology. Vetiveria the Genus Vetiveria*. New York: Taylor & Francis pp.114-132.
- Truong, P., Hedrick, J., Searle, G. 2006. *Vetiver Grass for Environmental Protection and Landscaping in Australia and around the World*. In The Fourth International Conference on Vetiver (ICV-4), Vetiver and People, Caracas, Venezuela.
- Truong, P.N. 2008. Research and development of the Vetiver system for treatment of polluted water and contaminated land. In TVN India 1st Workshop Proceedings (pp. 60-71).
- Truong, P.N., Foong, Y. K., Guthrie, M., Hung, Y.T. 2010. Phytoremediation of heavy metal contaminated soils and water using vetiver grass. *Environmental Engineering*, 11, 223-275. https://doi.org/10.1007/978-1-60327-031-1_8.
- Truong, P.N., Foong, Y.K., Guthrie, M., Hung, Y.T. 2010. Phytoremediation of heavy metal contaminated soils and water using vetiver grass. In *Environmental Bioengineering* (pp. 233-275). Humana Press, Totowa, NJ. https://doi.org/10.1007/978-1-60327-031-1_8.
- Upadhyay, A.R., Tripathi, B.D. 2007. Principle and process of biofiltration of Cd, Cr, Co, Ni & Pb from tropical open cast coalmine effluent. *Water, air, and soil pollution*, 180(1-4), 213-223. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9264-1>.
- Vargas, C., Perez-Esteban, J., Escolastico, C., Masaguer, A., Moliner, A. 2016. Phytoremediation of Cu and Zn by Vetiver Grass in mine soils amended with humic acids. *Environmental Sciences and Pollution Research*, 23, 13521-13530. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6430-x>.
- Venkateswarlu, V., Venkatrayulu, C.H., Bai, T.J.L. 2019. Phytoremediation of heavy metal Copper (II) from aqueous environment by using aquatic macrophytes *Hydrilla verticillata* and *Pistia stratiotes*. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 7(4), 390-393.
- Wani, R.A., Ganai, B.A., Shah, M.A., Uqab, B. 2017. Heavy metal uptake potential of aquatic plants through phytoremediation technique-a review. *Journal of Bioremediation and Biodegradation*, 8(404), 2. <https://doi.org/10.4172/2155-6199.1000404>.
- Water and Waste Digest (WWD). 2018. World Bank and U.N claim 40% of the world population affected by water scarcity. <https://www.wwdmag.com/trends-forecasts/world-bank-and-un-claim-40-world-population-affected-water-scarcity#:~:text=Claim%2040%25of%20World%20Population%20Affected%20by%20Water%20Scarcity,-According%20to%20the&text=The%20World%20Bank%20and%20the,over%20a%20two%20year%20period>. Datum van Gebruik: 1 Des 2020.
- Xia, H.P. 2004. Ecological rehabilitation and phytoremediation with four grasses in oil shale mined land. *Chemosphere*, 54(3), 345-353. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00763-X](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00763-X).
- Xue, P.Y., Li, G.X., Liu, W.J., Yan, C.Z. 2010. Copper uptake and translocation in submerged aquatic plant *Hydrilla verticillata* Royle. *Chemosphere*, 81(9), 1098-1103. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.023>.
- Yang, B., Shu, W.S., Ye, Z.H., Lan, C.Y., Wong, M.H. 2003. Growth and metal accumulation in vetiver and two *Sesbania* species on lead/zinc mine tailings. *Chemosphere*, 52(9), 1593-1600. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00499-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00499-5).
- Yang, X., Feng, Y., He, Z., Stoffella, P.J. 2005. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 18(4), 339-353. <https://doi.org/10.1016/j.jtmb.2005.02.007>.
- Zou, T., Li, T., Zhang, X., Yu, H., Huang, H. 2012. Lead accumulation and phytostabilization potential of dominant plant species growing in a lead-zinc mine tailing. *Environmental Earth Sciences*, 65(3), 621-630. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1109-6>.