

网络出版时间:2020-09-25 11:36 DOI:10.13207/j.cnki.jnwafu.2021.03.008
网络出版地址:https://kns.cnki.net/kcms/detail/61.1390.S.20200924.1246.008.html

镉胁迫下巨桉幼树的生长、养分含量变化及 镉富集特性

刘喜建¹, 陈刚¹, 胡红玲¹, 胡庭兴¹, 张 建¹, 张成浩¹,
铁得祥¹, 周 鑫², 代大川¹, 张雪媛¹

(1 四川农业大学 林学院, 四川 成都 611130; 2 四川省林业勘察设计研究院, 四川 成都 610036)

[摘 要] 【目的】探讨 Cd 胁迫对巨桉幼树生长和营养元素吸收的影响及巨桉对 Cd 的富集特征。【方法】2018 年 5—9 月,以 1 年生巨桉幼树为试验材料,采用盆栽试验,设置 5 个 Cd 含量处理,即 0 mg/kg(CK)、12.5 mg/kg(T1)、25 mg/kg(T2)、50 mg/kg(T3)、100 mg/kg(T4),10 月测定各处理植株的株高、地径并收获全株,测定各器官(吸收根、运输根、主干、枝条、叶)的生物量以及氮、磷、钾、Cd 含量,计算各器官的 Cd 富集系数以及不同处理 Cd 转运系数。【结果】(1)随着 Cd 含量的增加,巨桉幼树株高、地径净生长量均呈下降趋势,且 T2~T4 处理与 CK 差异达到显著水平;各处理总生物量与 CK 之间均无显著差异。(2)随着 Cd 含量的增加,巨桉幼树各组织器官内 N、P、K 元素含量总体呈降低趋势。(3)随着 Cd 含量的增加,植株各器官中 Cd 含量总体均呈增加趋势,且在同一 Cd 处理水平下,各器官 Cd 含量由大到小的顺序为吸收根>运输根>主干>枝条>叶。(4)随着 Cd 含量的增加,吸收根的 Cd 富集系数总体呈增加趋势,运输根的 Cd 富集系数呈先增加后降低的趋势,主干、枝条和叶的 Cd 富集系数无明显变化规律。随着 Cd 含量的增加,Cd 转运系数呈下降趋势。【结论】巨桉幼树对 Cd 的转运能力有限,但其生长迅速,即使在高含量 Cd 胁迫下生长并未受到明显抑制,说明巨桉幼树对 Cd 有较强的适应性,因此可以初步确定巨桉为重金属 Cd 污染地区土壤修复树种。

[关键词] 巨桉;镉胁迫;营养元素;镉富集特征

[中图分类号] S792.39

[文献标志码] A

[文章编号] 1671-9387(2021)03-0067-08

Growth, nutrients change and cadmium accumulation characteristics of *Eucalyptus grandis* saplings under cadmium stress

LIU Xijian¹, CHEN Gang¹, HU Hongling¹, HU Tingxing¹, ZHANG Jian¹,
ZHANG Chenghao¹, TIE Dexiang¹, ZHOU Xin², DAI Dachuan¹, ZHANG Xueyuan¹

(1 College of Forestry, Sichuan Agricultural University, Chengdu, Sichuan 611130, China;

2 Sichuan Forestry Investigation and Design Research Institute, Chengdu, Sichuan 610036, China)

Abstract: 【Objective】 This study analyzed the effects of Cd stress on growth, nutrient absorption and Cd accumulation characteristics of *Eucalyptus grandis* saplings. 【Method】 From May to September 2018, annual giant *Eucalyptus grandis* sapling were cultivated in pots with five cadmium contents of 0 mg/kg (CK), 12.5 mg/kg (T1), 25 mg/kg (T2), 50 mg/kg (T3) and 100 mg/kg (T4). The plants were harvested in October to determine plant height and ground diameter. Biomasses of different organs (root absorption, transport, roots, trunk, branches and leaves) and contents of nitrogen, phosphorus, potassium and cadmium

[收稿日期] 2020-03-25

[基金项目] 四川省“十三五”农作物育种攻关项目(2016NZ0098-10)

[作者简介] 刘喜建(1994—),男,四川成都人,在读硕士,主要从事林木栽培及生理研究。E-mail:1095420166@qq.com

[通信作者] 胡红玲(1983—),女,四川成都人,副教授,博士,硕士生导师,主要从事森林培育研究。E-mail:15039081@qq.com

were measured before cadmium enrichment coefficient of different organs and cadmium transfer coefficients were calculated. 【Result】 (1) With increasing Cd content, net growth of height and ground diameter of *Eucalyptus grandis* decreased with significant differences among T2—T4 treatments and CK. There was no significant difference between total biomass of each treatment and CK. (2) With increasing Cd content, contents of N, P and K in tissues and organs of *Eucalyptus grandis* generally decreased. (3) With the increase of cadmium content, cadmium contents in all organs showed an overall increasing trend. At same cadmium level, cadmium contents in organs were in the order of absorption roots > and transport roots > trunk > branches > leaves. (4) With the increase of cadmium content, bio-concentration factor of absorption roots showed an overall increasing trend, while cadmium enrichment coefficient of transport roots showed a trend of increasing before decreasing. The cadmium enrichment coefficients of trunk, branches and leaves changed insignificantly. With the increase of cadmium content, translocation factor decreased. 【Conclusion】 The Cd transporting ability of *E. grandis* saplings was limited, but it grow rapidly and was not significantly inhibited under the stress of high concentration of cadmium, indicating that *Eucalyptus grandis* had a strong adaptability to cadmium and can be preliminarily screened as a soil remediation tree species in areas contaminated by cadmium.

Key words: *Eucalyptus grandis*; cadmium stress; nutrient elements; Cd enrichment characteristics

当前,随着各类废弃物的不断排放,重金属污染逐步加重^[1],目前我国已有近 1/5 耕地遭受多种重金属不同程度的污染^[2]。镉(Cd)作为造成土壤污染最严重的重金属元素之一,具有隐蔽性、长期性和不可逆转性等特点,不仅能导致土壤生产力下降,还会进入整个生态系统,并通过食物链进入人体而危害人类健康^[3]。有研究表明,一定量的 Cd 胁迫能降低土壤养分有效性、改变植物细胞质膜透性^[4],从而降低植物对 N、P、K 的吸收、转运与分配能力^[5],导致植物体内营养元素缺乏,生理代谢紊乱,同时外部呈现相应的缺素症状^[6],进而抑制植物生长,甚至改变生物量的分配格局。

植物修复是指利用重金属富集能力强的植物吸附土壤中的重金属,达到降低土壤重金属浓度、修复生态环境的目的^[7]。与物理修复和化学修复相比,植物修复能在不破坏土壤生态环境的条件下进行修复且不易造成二次污染,此技术的关键是正确选择修复植物^[8]。近年来有关 Cd 污染植物修复的研究报道颇多,但其研究对象多为草本植物,如宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)^[9]、东南景天(*Sedum alfredii*)^[10]等,而这些植物因生物量小、根系分布浅等缺点,对重金属吸收存在一定的局限性^[11]。

桉树(*Eucalyptus robusta*)为高大乔木,具有生长快、产量高、适应性强、根系分布广等特点,目前在全球热带、亚热带地区已广泛引种栽培,其种植面积超过 2 000 万 hm²,占世界人工林面积的 23%,而我国是桉树人工林栽植面积最大的国家之一^[12]。有

研究表明,桉树能够在重金属污染地区生长,并对 Cd 具有一定的富集作用^[13]。巨桉(*Eucalyptus grandis*)具有速生丰产的特点和优良的造纸性能,近 20 年来,我国南方地区在退耕还林、防护林营造等生态工程建设和农业产业结构调整中,营造了大量的巨桉人工林,因此研究重金属 Cd 对巨桉生长和生理特性的影响以及巨桉对 Cd 的耐受性,分析 Cd 元素在巨桉各组织器官内的分配和富集特性,探讨巨桉修复 Cd 污染土壤的可能性,具有一定的现实意义。但目前针对 Cd 胁迫下巨桉幼树的研究鲜有报道。本研究采用盆栽试验,探究巨桉幼树在不同程度 Cd 胁迫下的生长状况、养分分配及 Cd 富集特性,以期耐 Cd 树种选择及 Cd 污染土壤的植物修复提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于四川农业大学(成都校区)教学科研试验基地,地理位置为东经 103° 51' 29",北纬 30° 42' 18",属亚热带湿润气候区,四季分明,气候温和,雨量充沛。年度平均气温为 16.8 ℃,月平均最高温为 25.9 ℃(7 月),月平均最低温为 6.9 ℃(12 月),极端高温 38 ℃(7 月),极端低温 -2 ℃(1 月);年均相对湿度 84%;年降水量为 759.1~1 155.0 mm;年均日照时数为 840.2 h。

1.2 试验材料

1.2.1 土壤与容器 试验用土取自四川雅安,为坡

积土,其理化性质为:pH 6.5,全氮 15.06 g/kg,全磷 1.69 g/kg,全钾 12.10 g/kg,Cd 0.72 mg/kg。栽植容器采用规格一致的塑料盆(盆口直径 30 cm,底径 25 cm,高 26 cm),每盆装土 8 kg(干土质量)。

1.2.2 供试植株 供试植株为健康的巨桉百日苗,每盆栽植 1 株,巨桉为速生树种,为避免 Cd 胁迫期间土壤中缺乏营养元素影响处理植株的生长,从而干扰胁迫效果,参照当地巨桉百日苗造林经验和文献[14-15],首先在 2017 年 12 月进行土壤装盆时,每盆添加 15 g 氮磷钾复合肥作为基肥;栽植之后分别于 1 月中旬、2 月中旬和 4 月中旬 3 次追施氮磷钾复合肥。第 1 次施肥量为 2 g/株(植株尚小,株高 15 cm),第 2 次施肥量为 4 g/株(株高 50 cm),第 3 次施肥量为 5 g/株(株高 85 cm);追肥方式为:以盆口边缘距植株地径 13 cm 为半径,沿盆口用小铁锹开 3 cm 深环形沟,将肥料沿沟均匀施入,然后覆土并适量浇水。对巨桉苗进行为期 5 个月的适应性培养,期间定期采用 HH2 土壤水分测定仪(ML2x,GBR)监测土壤水分状况,使土壤体积含水量保持在 18%左右(即田间持水量的 70%~80%)。正式试验开始前 15 d,所有处理植株均停止施肥,此时巨桉幼树苗龄接近 1 年,平均株高(86.3±4.2) cm,平均地径(7.98±0.96) mm。

1.3 试验设计

根据调查数据,四川土壤平均 Cd 含量为 0.86 mg/kg,Cd 污染最严重的区域可达 22.2 mg/kg^[16]。为预测未来重金属排放持续增加可能加重对植物的危害,并考虑到巨桉速生且生长季节长,植株个体大的特点,如果试验设置的 Cd 胁迫含量较低则其对巨桉幼树的胁迫效果可能不明显,故本试验设置了 2 个高含量(50,100 mg/kg)Cd 处理做参考。本试验设置的 Cd 胁迫含量分别为:0 mg/kg(CK),12.5 mg/kg(T1),25 mg/kg(T2),50 mg/kg(T3)和 100 mg/kg(T4),T1~T4 处理氯化镉(CdCl₂)施入量分别为 0,25.4,50.8,101.6 和 203.2 mg/kg,每处理 5 次重复。试验于 2018 年 5 月初开始,为使 Cd 施入方式与 Cd 排放以及植物根系吸收过程相似,将设计的氯化镉施入量等分为 5 份,分别于 2018 年 5,6,7,8,9 月分 5 次施入,每盆用 500 mL 去离子水将 CdCl₂ 配制成溶液,均匀浇灌在盆内土壤表面,盆底托盘中如有渗出溶液,将其浇回土壤中,处理 CK 浇等量的去离子水。2018 年 10 月分别测定各处理株高、地径,然后收获全部植株,并按吸收根、运输根、主干、枝条和叶 5 个器官分别进行相关生物量等指

标的测定,其中分析测定的叶样均为成熟的功能叶;植株根系按功能划分法^[17]进行分类,其中 1~3 级为吸收根,4~5 级为运输根。

1.4 测定指标及方法

1.4.1 生长指标 (1)株高、地径净生长量。每个处理随机取 3 株,分别采用直尺和电子游标卡尺测定 Cd 处理前后巨桉幼树的株高和地径,计算不同处理株高、地径净生长量,计算公式为:株高(地径)净生长量=Cd 处理后株高(地径)-Cd 处理前株高(地径)。

(2)生物量。试验结束后,将巨桉幼树按吸收根、运输根、主干、枝条、叶全株收获,用去离子水将各器官洗净并晾干后,于 105 ℃杀青 30 min,于 65 ℃恒温烘干至质量恒定,称其生物量,计算总生物量:总生物量=吸收根干质量+运输根干质量+主干干质量+枝条干质量+叶干质量。

(3)根系活力。采用 TTC 法^[18]测定根系活力。

1.4.2 各器官营养元素含量 将各器官(吸收根、运输根、主干、枝条、叶)置于烘箱中 105 ℃杀青 30 min 后,再经 65 ℃烘干至质量恒定,粉碎并过孔径 1 mm 筛,测定 N、P、K 含量,其中 N 含量使用全自动间断化学分析仪(AMS,Italy)测定,P 含量使用紫外吸收分光光度计(Shimazu,Japan)测定,K 含量使用原子吸收分光光度计(Shimazu,Japan)测定。

1.4.3 Cd 含量 将各器官(吸收根、运输根、主干、枝条、叶)于 105 ℃杀青 30 min 后,再经 65 ℃烘干至质量恒定,粉碎研磨并过孔径 1 mm 筛,采用干法灰化法消解制样;将土壤样品在室内自然风干并过孔径 1 mm 筛后,用 HNO₃-HClO₄(二者体积比为 9:1)消解制样。分别采用石墨炉法和火焰法测定植株各器官和土壤中的 Cd 含量,测定仪器为原子吸收分光光度计。计算各器官中 Cd 的分配比例。

1.5 数据处理与统计分析

Cd 富集系数(bioconcentration factor,BF)和转运系数(translocation factor,TF)计算的方法如下^[19]:富集系数=植物地上部分(主干、枝条和叶)Cd 含量/土壤中 Cd 含量,转运系数=植物地上部分(主干、枝条和叶)Cd 含量/植物地下部分(吸收根、运输根)Cd 含量。

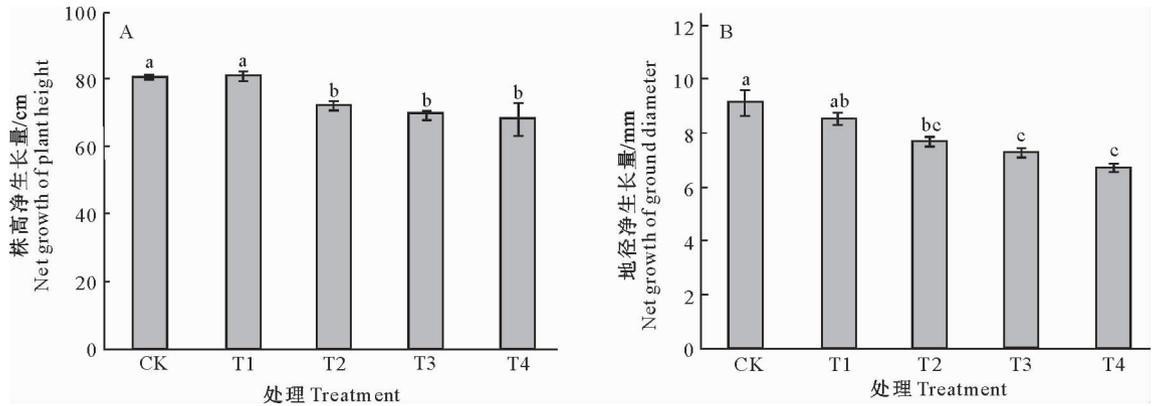
所有数据均使用 Excel 2016(Microsoft Office,USA)软件进行整理,采用 SPSS 22.0(IBM Inc,USA)进行单因素方差分析(One-way ANOVA),显著水平 α 设定为 0.05,用 Duncan's 法进行多重比较,最后用 Origin 2018(Origin,USA)制图。

2 结果与分析

2.1 Cd 胁迫对巨桉幼树生长的影响

由图 1 和表 1 可知,随着 Cd 含量的增加,巨桉幼树株高和地径的净生长量均呈下降趋势,其中除了 T1 处理,T2、T3 和 T4 处理株高和地径的净生长量与 CK 间差异均达显著水平;总生物量呈先下降

后上升的趋势,且各处理间无显著差异;地下部生物量呈上升的趋势,其中 T2、T3 和 T4 处理与 CK 间差异达显著水平;地上部分生物量呈先下降后上升趋势,其中 T2、T3 和 T4 处理均显著低于 CK;根系活力变化趋势与地上部分生物量相似,也呈下降的趋势,其中 T3 和 T4 处理与 CK 差异达显著水平。



图柱上标不同小写字母表示不同处理间差异显著($P < 0.05$)

Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$)

图 1 Cd 胁迫对巨桉幼树树高净生长量(A)、地径净生长量(B)的影响

Fig. 1 Effects of cadmium stress on net growth of height (A) and ground diameter (B) of *E. grandis* saplings

表 1 Cd 胁迫对巨桉幼树生物量及根系活力的影响

Table 1 Effects of cadmium stress on biomass and root activity of *E. grandis* saplings

处理 Treatment	总生物量/(g·株 ⁻¹) Total biomass	地下部生物量/(g·株 ⁻¹) Underground biomass	地上部生物量/(g·株 ⁻¹) Aboveground biomass	根系活力/($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) Root vitality
CK	198.97±3.14 a	32.13±1.05 c	166.84±2.09 a	4 985.67±264.66 a
T1	195.61±12.41 a	35.05±1.41 c	160.56±1.02 a	4 752.26±129.72 a
T2	192.09±6.72 a	46.26±1.45 b	145.83±2.84 b	4 516.38±139.02 a
T3	197.43±5.89 a	54.46±1.47 a	142.97±0.43 b	3 646.10±124.47 b
T4	202.47±6.11 a	54.78±2.05 a	147.69±4.31 b	3 310.21±197.70 b

注:同列数据后标不同小写字母表示不同处理间差异显著($P < 0.05$)。下表同。

Note: Different lowercase letters i indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$). The same below.

2.2 Cd 胁迫对巨桉幼树各器官中营养元素含量的影响

表 2 显示,随着 Cd 含量的增加,巨桉幼树各器

官中 N 含量总体均呈降低趋势。除了 T4 处理吸收根、主干和叶中的 N 含量显著低于 CK 外,其他处理各器官中 N 含量与 CK 均无显著差异。

表 2 Cd 胁迫对巨桉幼树体内 N 含量的影响

Table 2 Effects of cadmium stress on N content in *E. grandis* saplings

处理 Treatment	吸收根 Absorption of root	运输根 Transportation of root	主干 Trunk	枝条 Branches	叶 Leaf
CK	1.66±0.08 a	1.74±0.15 a	0.65±0.06 a	1.55±0.13 a	4.16±0.11 a
T1	1.55±0.09 ab	1.42±0.12 a	0.63±0.04 a	1.02±0.28 a	3.35±0.59 ab
T2	1.46±0.33 ab	1.36±0.12 a	0.62±0.02 a	0.99±0.32 a	3.01±0.12 ab
T3	1.44±0.03 ab	1.30±0.24 a	0.55±0.03 a	1.00±0.15 a	2.90±0.28 ab
T4	0.97±0.04 b	0.91±0.50 a	0.19±0.09 b	0.80±0.63 a	1.88±0.81 b

表 3 显示,随着 Cd 含量的增加,各器官中 P 含量总体均呈降低趋势。除了 T2、T3、T4 处理吸收根和 T4 处理主干 P 含量显著低于 CK 外,其他处

理各器官中 P 含量与 CK 均无显著差异。

表 4 显示,随着 Cd 含量的增加,各器官中 K 含量总体均呈降低趋势。T1~T4 处理吸收根和主干

中的 K 含量较 CK 均显著降低;T4 处理枝条和叶中 K 含量显著低于 CK,其他处理与 CK 间差异不显著;T1~T4 处理运输根中的 K 含量与 CK 之间均

无显著差异。结果表明,Cd 胁迫下巨桉幼树对 N、P、K 元素的吸收均受到一定程度的抑制。

表 3 Cd 胁迫对巨桉幼树体内 P 含量的影响

Table 3 Effects of cadmium stress on P content in *E. grandis* saplings

g/kg

处理 Treatment	吸收根 Absorption of root	运输根 Transportation of root	主干 Trunk	枝条 Branches	叶 Leaf
CK	0.97±0.01 a	0.56±0.01 a	1.06±0.01 a	1.09±0.02 a	1.24±0.06 a
T1	0.83±0.08 ab	0.55±0.01 a	0.99±0.07 ab	1.08±0.01 a	0.98±0.31 a
T2	0.76±0.05 b	0.55±0.08 a	0.97±0.07 ab	1.06±0.13 a	0.97±0.14 a
T3	0.77±0.06 b	0.53±0.08 a	0.94±0.03 ab	1.05±0.11 a	0.97±0.07 a
T4	0.69±0.05 b	0.52±0.01 a	0.84±0.01 b	1.03±0.02 a	0.81±0.11 a

表 4 Cd 胁迫对巨桉幼树体内 K 含量的影响

Table 4 Effects of cadmium stress on K content in *E. grandis* saplings

g/kg

处理 Treatment	吸收根 Absorption of root	运输根 Transportation of root	主干 Trunk	枝条 Branches	叶 Leaf
CK	2.92±0.30 a	1.83±0.04 a	1.51±0.06 a	1.48±0.15 a	2.86±0.37 a
T1	2.22±0.05 b	1.75±0.03 a	1.25±0.06 b	1.46±0.24 a	2.50±0.22 a
T2	2.18±0.28 b	1.75±0.06 a	1.17±0.01 bc	1.42±0.04 ab	2.18±0.11 ab
T3	2.18±0.07 b	1.73±0.01 a	1.05±0.01 c	1.27±0.05 ab	2.06±0.03 ab
T4	2.06±0.03 b	1.73±0.12 a	1.04±0.01 c	1.08±0.07 b	1.97±0.07 b

2.3 Cd 胁迫对巨桉幼树各器官 Cd 富集与转运的影响

Cd 胁迫对巨桉幼树各器官 Cd 含量的影响如图 2 所示。图 2 显示,随着 Cd 含量的增加,巨桉幼树各器官中 Cd 含量均呈增加趋势。在相同 Cd 处理水平下,各器官中 Cd 含量由大到小的顺序依次为吸收根>运输根>主干>枝条>叶,其中地下部分器官(吸收根、运输根)中 Cd 含量远高于地上部分器官(主干、枝条、叶)。

不同 Cd 处理下植株各器官中的 Cd 含量占全株的比例见表 5。表 5 显示,各处理吸收根 Cd 分配比例最高,其余器官依次为运输根、主干、枝条、叶,其中吸收根 Cd 分配比例为 65.59%~77.67%;运输根 Cd 分配比例为 10.09%~26.93%;主干 Cd 分配比例不超过 10%,且随着 Cd 含量的增加显著降低;枝条和叶中 Cd 含量所占比例较低,且随 Cd 含

量的增加总体呈下降趋势。CK 各器官分配比例显示,主干 Cd 含量在全株中所占比例最高,超过 50%。

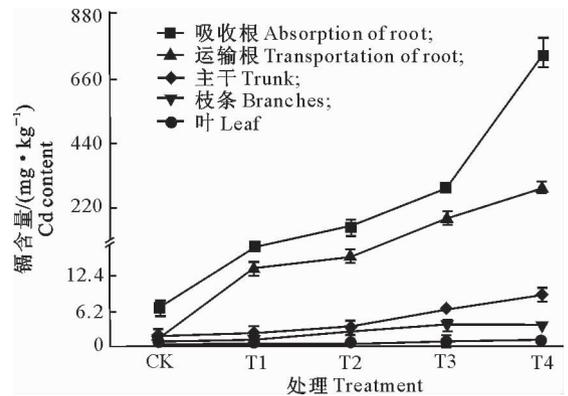


图 2 Cd 胁迫对巨桉幼树各器官 Cd 含量的影响

Fig. 2 Effects of cadmium stress on cadmium content in organs of *E. Grandis* saplings

表 5 Cd 胁迫对巨桉幼树各器官 Cd 分配比例的影响

Table 5 Effects of cadmium stress on cadmium distribution ratio in various organs of *E. grandis* saplings

%

处理 Treatment	吸收根 Absorption of root	运输根 Transportation of root	主干 Trunk	枝条 Branches	叶 Leaf
CK	27.59±1.12 c	4.67±0.21 b	52.97±3.72 a	12.11±5.72 a	2.66±0.67 a
T1	77.67±1.24 a	10.09±0.56 b	9.24±0.14 b	2.33±0.46 b	0.68±0.08 b
T2	65.59±1.01 b	25.92±0.59 a	5.54±0.42 bc	2.45±0.82 b	0.51±0.02 b
T3	67.95±6.34 ab	26.93±6.44 a	4.37±0.34 bc	0.47±0.24 b	0.28±0.00 b
T4	71.98±0.11 ab	24.85±0.30 a	2.79±0.30 c	0.22±0.10 b	0.16±0.01 b

不同 Cd 处理下巨桉幼树各器官的 Cd 富集系

数和转运系数见表 6。表 6 显示,随着 Cd 含量的增

加,吸收根的 Cd 富集系数呈增加趋势;运输根的 Cd 富集系数呈先增后降的趋势;主干和叶的 Cd 富集系数均在 T1 处理时下降,T2 处理时上升,之后再下降;枝条的 Cd 富集系数呈先上升后降低趋势,

各处理间无明显变化。随着 Cd 含量的增加,各处理的 Cd 转运系数呈降低趋势。结果表明,巨桉幼树的地下部分对 Cd 有较强的吸收能力,但其转运能力偏低。

表 6 不同 Cd 处理下巨桉幼树各器官的 Cd 富集系数和转运系数

Table 6 Cumulative factors and translocation factor of each organ of *E. grandis* saplings under different Cd treatments

处理 Treatment	Cd 富集系数 Cd bioconcentration factor					Cd 转运系数 Cd translocation factor
	吸收根 Absorption of root	运输根 Transportation of root	主干 Trunk	枝条 Branches	叶 Leaf	
CK	1.934±0.160 c	0.372±0.040 d	0.076±0.001 a	0.531±0.065 a	0.174±0.036 a	0.302±0.055 a
T1	2.445±0.111 c	0.644±0.048 d	0.010±0.000 c	0.068±0.007 b	0.032±0.015 b	0.029±0.005 b
T2	3.874±0.444 b	1.311±0.031 c	0.013±0.000 b	0.079±0.002 b	0.062±0.005 b	0.024±0.003 b
T3	3.677±0.193 b	2.392±0.082 a	0.010±0.001 bc	0.084±0.002 b	0.049±0.001 b	0.019±0.000 b
T4	4.770±0.106 a	1.879±0.151 b	0.007±0.000 d	0.059±0.006 b	0.025±0.002 b	0.012±0.001 b

3 讨论

3.1 Cd 胁迫对巨桉幼树生长的影响

植物对长期持续的 Cd 胁迫最突出的响应表现为叶片失绿、生长缓慢、生物量下降等^[3]。本试验中,随着 Cd 胁迫的加剧,巨桉幼树株高和地径的净生长量总体均呈降低趋势,表明在较高含量 Cd 胁迫下巨桉幼树受到一定程度的毒害作用,这与 Lunáčková 等^[20]和 Sceebba 等^[21]的研究结果相似。此外,植物在遭受 Cd 胁迫时,其根系是最先接触 Cd 的器官,因此根系活力是判断植物根系抗御逆境能力的重要生理指标^[22]。本研究结果表明,随着 Cd 含量的不断升高,巨桉幼树根系活力受到了明显抑制,说明 Cd 胁迫对巨桉幼树根系产生了毒害作用。本研究中,随着 Cd 胁迫的加重,巨桉幼树生物量的分配格局也发生明显改变,其中地上部生物量减少,这一方面可能是由于 Cd 胁迫导致植株的光合作用、膜系统和酶系统等与新陈代谢相关的多种生理活动受抑所致,另一方面,Cd 可能还干扰了植株对矿质元素及水分的吸收、同化及分配过程^[22],从而抑制其地上部分的生长^[23-24];而地下部分生物量增加,这可能是其根系抗氧化酶的协同作用对植株的保护作用比根系活力下降的影响更显著,从而保证了根系的正常生长^[25-26]。地下部分生物量增加以及地上部分生物量减小,二者两两相抵,最终导致总体上生物量变化不显著,表明巨桉幼树对 Cd 的胁迫有一定的耐受能力。

3.2 Cd 胁迫对巨桉幼树体内养分特征的影响

N、P 元素的缺乏会导致植株矮小、叶片变黄、长势减弱、叶边缘卷曲、叶片脱落加剧;K 元素的缺

乏会导致植株对 CO₂ 的吸收受阻,影响光合作用^[27]。本研究结果发现,随着 Cd 含量的增加,巨桉幼树各器官 N、P、K 含量总体均呈降低趋势,这与谭长强等^[28]的研究结果相似,可能是植物根系中的细胞质膜不存在 Cd 的特殊转运蛋白通道^[29],Cd 进入植物体内,占据其他营养元素离子通道,抑制了巨桉幼树根系对营养元素的吸收;也可能是 Cd 胁迫引起的膜脂过氧化增加了细胞膜透性,导致部分小分子营养物质外流^[27],降低了植株对 N、P、K 元素的吸收效率。

3.3 巨桉幼树对 Cd 的富集、转移特性

植物在土壤中对 Cd²⁺ 的吸收及其在不同器官中的分布因不同物种而异。本研究结果表明,在同一 Cd 处理水平下,吸收根 Cd 含量最高,其余依次为运输根、主干、枝条、叶,这与贾中民等^[30-31]的研究结果一致,说明植物将大量 Cd 集中在根系,其原因主要有 3 方面:(1)根系细胞壁中纤维素、木质素中的羧基、羟基、醛基等活泼基团与 Cd²⁺ 结合形成沉淀,积累于果胶位点上,阻止较多的 Cd²⁺ 进入细胞质内^[32-33],造成大量 Cd²⁺ 集中在根系细胞壁中。(2)根系细胞质中的氨基酸、有机酸、多肽或无机物等与细胞质中游离的 Cd²⁺ 结合,通过液泡膜上的运载体或通道蛋白进入液泡中,将 Cd²⁺ 限制在液泡中^[34],从而抑制 Cd²⁺ 向地上部分运输。(3)植物可以通过植物螯合肽、金属硫蛋白、有机酸、氨基酸等螯合剂与 Cd²⁺ 产生螯合作用^[35],将 Cd²⁺ 滞留在根系中,最终导致大量的 Cd 集中在根部,限制其向地上部分转移,从而减少 Cd 积累对植株的伤害,增强其对 Cd 的耐受性^[36-37]。

定义 Cd 超富集植物有两个基本标准,第一是

植物叶片或地上部中含 Cd 达到 100 mg/kg(以干质量计),第二是转运系数大于 1^[38]。本研究中,巨桉幼树地上部 Cd 含量远低于 100 mg/kg,转运系数均小于 1,表明巨桉幼树对 Cd 的富集转运能力有限。

植物各器官生理功能和代谢活动不同,其细根、叶、花、果实等器官常会因死亡、凋落并经分解反回土壤,构成 Cd 二次污染,而茎(主干+枝条)固定的 Cd 才具有一定的稳定性,有利于收获后进一步的处理。巨桉幼树茎中 Cd 含量随 Cd 胁迫程度的加剧呈上升趋势,并且随着树龄的增大,其茎的生物量会进一步增加,Cd 的累积量也将逐渐增加。

综上所述,巨桉幼树虽然不是 Cd 的超富集植物,对 Cd 的转运能力有限,但其生长迅速,即使在高含量 Cd 的胁迫下其生长并未受到明显抑制,说明巨桉幼树对 Cd 有较强的适应性,因此可以初步确定巨桉为重金属 Cd 污染地区土壤修复树种。

[参考文献]

[1] 王荣芬,邱尔发,唐丽清.行道树毛白杨树干中重金属元素分布[J].生态学报,2014,34(15):4212-4222.
Wang R F, Qiu W F, Tang L Q. Distribution of heavy metal elements in the trunk of poplar [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(15): 4212-4222.

[2] 郭 鸿,高 斌,陈 茜.重金属污染物在土壤中的扩散规律及埋置策略研究[J].水资源与水工程学报,2016,27(2):237-240.
Guo H, Gao B, Chen Q. Study on the diffusion law and burial strategy of heavy metal pollutants in soil [J]. Journal of Water Resources and Water Engineering, 2016, 27(2): 237-240.

[3] 俞 萍,高 凡,刘 杰,等.镉对植物生长的影响和植物耐镉机制研究进展[J].中国农学通报,2017,33(11):89-95.
Yu P, Gao F, Liu J, et al. The effects of cadmium on plant growth and the mechanism of plant resistance to cadmium [J]. China Agricultural Science Bulletin, 2017, 33(11): 89-95.

[4] 吴福忠,包维楷,吴 宁.外源施 N 对干旱河谷白刺花(*Sophora davidii*)幼苗生长,生物量及 C、N、P 积累与分配的影响[J].生态学报,2008,28(8):3817-3824.
Wu F Z, Bao W K, Wu N. Effects of exogenous application of N on the growth, biomass, accumulation and distribution of C, N and P of *Sophora davidii* seedlings in arid river valley [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(8): 3817-3824.

[5] Singh J P. Cadmium-zinc interaction in maize grown on sewer water irrigated soil [J]. Arid Land Research and Management, 1993, 7(2): 125-131.

[6] 邓兰生,李 楠,王海燕,等.水肥一体化下番木瓜养分吸收累积规律[J].热带作物学报,2013,34(8):1426-1429.
Deng L S, Li N, Wang H Y, et al. Nutrient absorption and accumulation of papaya under water and fertilizer integration [J]. Journal of Tropical Crops, 2013, 34(8): 1426-1429.

[7] 韩存亮,黄泽宏,肖荣波,等.粤北某矿区周边镉锌污染稻田土壤田间植物修复研究[J].生态环境学报,2018,27(1):158-165.
Han C L, Huang Z H, Xiao R B, et al. Field phytoremediation of soil contaminated by cadmium and zinc in rice field of a mining area in northern Guangdong province [J]. Journal of Ecological Environment, 2018, 27(1): 158-165.

[8] 李韵诗,冯冲凌,吴晓芙,等.重金属污染土壤植物修复中的微生物功能研究进展[J].生态学报,2015,35(20):6881-6890.
Li Y S, Feng C L, Wu X F, et al. Research progress of microbial function in phytoremediation of heavy metal contaminated soil [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(20): 6881-6890.

[9] 刘 威,束文圣,蓝崇钰.宝山堇菜(*Viola baoshanensis*):一种新的超富集植物[J].科学通报,2003,48(19):2046-2049.
Liu W, Shu W S, Lan C Y. *Viola baoshanensis*, a new cadmium super-enrichment plant [J]. Chinese Science Bulletin, 2003, 48(19): 2046-2049.

[10] 熊愈辉,杨肖娥,叶正钱,等.东南景天对镉、铅的生长反应与积累特性比较[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2004,32(6):101-106.
Xiong Y H, Yang X E, Ye Z Q, et al. Growth response and accumulation of cadmium and lead in sedum [J]. Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition), 2004, 32(6): 101-106.

[11] 周 建,江泽平,魏 远.重金属铅胁迫对刺槐幼苗生长及铅离子转运特性的影响[J].浙江农林大学学报,2016,33(5):742-748.
Zhou J, Jiang Z P, Wei Y. Effects of heavy metal lead stress on the growth and lead ion transport characteristics of *Robinia pseudoacacia* seedlings [J]. Journal of Zhejiang A&F University, 2016, 33(5): 742-748.

[12] Robert M H, Jose S, Michael G R, et al. Effects of irrigation on water use and water use efficiency in two fast growing *Eucalyptus* plantations [J]. Forest Ecology and Management, 2009, 259(9): 1714-1721.

[13] 韦月越,蒙 敏,黄雪芬,等.桉树对矿区污染土壤中 Cu 和 Cd 的耐受机制[J].基因组学与应用生物学,2016,35(1):227-234.
Wei Y Y, Meng M, Huang X F, et al. Mechanism of resistance of *Eucalyptus* to Cu and Cd in contaminated soils in mining areas [J]. Genomics and Applied biology, 2016, 35(1): 227-234.

[14] 谭可夫,涂鹏飞,杨 洋,等.烟草-红叶甜菜轮作对镉污染农田的修复潜力试验[J].环境工程技术学报,2020,10(3):440-448.
Tan K F, Tu P F, Yang Y, et al. Remediation potential of tobacco and red beet rotation on cadmium-contaminated farmland [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2020, 10(3): 440-448.

[15] 郑顺安,刘代丽,章明奎,等.长期秸秆还田对污染农田土壤与农产品重金属的影响[J].水土保持学报,2020,34(2):354-359.

- Zheng S A, Liu D L, Zhang M K, et al. Effects of long-term straw mulching on contaminated farmland soil and heavy metals in agricultural products [J]. *Journal of Water and Soil Conservation*, 2020, 34(2): 354-359.
- [16] 金立坚, 李向龙, 印悦, 等. 2011 年四川省农村土壤中铅和镉含量调查 [J]. *环境与健康杂志*, 2012, 29(12): 1112-1115.
Jin L J, Li X L, Yin Y, et al. Investigation of lead and cadmium contents in rural soils of Sichuan Province in 2011 [J]. *Journal of Environment and Health*, 2012, 29(12): 1112-1115.
- [17] 谷加存, 王东男, 夏秀雪, 等. 功能划分方法在树木细根生物量研究中的应用: 进展与评述 [J]. *植物生态学报*, 2016, 40(12): 1344-1351.
Gu J C, Wang D N, Xia X X, et al. Application of functional division method in the study of fine root biomass of trees: progress and review [J]. *Acta Botanica Ecologica Sinica*, 2016, 40(12): 1344-1351.
- [18] 熊庆娥. 植物生理学实验教程 [M]. 成都: 四川科学技术出版社, 2003.
Xiong Q E. *Experimental course of plant physiology* [M]. Chengdu: Sichuan Science and Technology Press, 2003.
- [19] Zhang S, Lin H, Deng L, et al. Cadmium tolerance and accumulation characteristics of *Siegesbeckia orientalis* L. [J]. *Ecological Engineering*, 2013, 51(2): 133-139.
- [20] Lunácková L, šottníková A, Masarovicová E, et al. Comparison of cadmium effect on willow and poplar in response to different cultivation conditions [J]. *Biologia Plantarum*, 2003, 47(3): 403-411.
- [21] Scebba F, Arduini I, Ercoli L, et al. Cadmium effects on growth and antioxidant enzymes activities in *Miscanthus sinensis* [J]. *Biologia Plantarum*, 2006, 50(4): 688-692.
- [22] 宇克莉, 邹婧, 邹金华. 镉胁迫对玉米幼苗抗氧化酶系统及矿质元素吸收的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(6): 1050-1056.
Yu K L, Zou J, Zou J H. effects of cadmium stress on antioxidant enzyme system and mineral element absorption in maize seedlings [J]. *Chinese Journal of Agro-Environmental Sciences*, 2010, 29(6): 1050-1056.
- [23] Filek M, Gzyl-Malcher B, Zembala M, et al. Effect of selenium on characteristics of rape chloroplasts modified by cadmium [J]. *Journal of Plant Physiology*, 2010, 167(1): 28-33.
- [24] 张建平, 陈娟, 胡一鸿, 等. 镉胁迫对浮萍叶片光合功能的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(6): 2027-2032.
Zhang J P, Chen J, Hu Y H, et al. Effects of cadmium stress on photosynthetic function of duckweed leaves [J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2007, 26(6): 2027-2032.
- [25] 何俊瑜, 任艳芳, 王阳阳, 等. 不同耐性水稻幼苗根系对镉胁迫的形态及生理响应 [J]. *生态学报*, 2011, 31(2): 522-528.
He J Y, Ren Y F, Wang Y Y, et al. Morphological and physiological response of roots of rice seedlings with different tolerance to cadmium stress [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(2): 522-528.
- [26] 杨叶萍, 简敏菲, 余厚平, 等. 镉胁迫对苕麻 (*Boehmeria nivea*) 根系及叶片抗氧化系统的影响 [J]. *生态毒理学报*, 2016, 11(4): 184-193.
Yang Y P, Jian M F, Yu H P, et al. Effects of cadmium stress on the antioxidant system of root and leaf of *Boehmeria nivea* [J]. *Journal of Eco-Toxicology*, 2016, 11(4): 184-193.
- [27] 李清莹, 文娜娜, 姜清彬, 等. 不同营养元素缺乏对火力楠幼苗生长的影响 [J]. *生态学杂志*, 2017, 36(3): 664-669.
Li Q Y, Wen S N, Jiang Q B, et al. Effects of nutrient deficiencies on the growth of *Rhododendri* seedlings [J]. *Journal of Ecology*, 2017, 36(3): 664-669.
- [28] 谭长强, 黄志玲, 彭玉华, 等. Cd 胁迫下施 N 对台湾栾木 (*Alnus formosana*) 干物质及 N、P、K、Cd 积累与分配的影响 [J]. *生态学杂志*, 2017, 36(7): 1847-1854.
Tan C Q, Huang Z L, Peng Y H, et al. Effects of N on dry matter accumulation and distribution of N, P, K and Cd in *Alnus formosana* under the stress of Cd [J]. *Journal of Ecology*, 2017, 36(7): 1847-1854.
- [29] 刘媛, 马文超, 张雯, 等. 镉胁迫对秋华柳根系活力及其 Ca、Mg、Mn、Zn、Fe 积累的影响 [J]. *应用生态学报*, 2016, 27(4): 1109-1115.
Liu Y, Ma W C, Zhang W, et al. Effects of cadmium stress on root activity and accumulation of Ca, Mg, Mn, Zn and Fe of autumn willow [J]. *Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(4): 1109-1115.
- [30] 贾中民, 程华, 魏虹, 等. 三峡库区岸生植物秋华柳对镉胁迫的光合响应 [J]. *林业科学*, 2012, 48(6): 152-158.
Jia Z M, Cheng H, Wei H, et al. Photosynthetic response of *Litmus chinensis* to cadmium stress in the Three Gorges Reservoir Area [J]. *Science of Forestry*, 2012, 48(6): 152-158.
- [31] 贾中民, 冯汉茹, 魏虹. 镉对枫杨幼苗生长和光合特性的影响 [J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 2014, 36(8): 27-35.
Jia Z M, Feng H R, Wei H. Effects of cadmium on the growth and photosynthetic characteristics of poplar seedlings [J]. *Journal of Southwest University (Natural Science Edition)*, 2014, 36(8): 27-35.
- [32] 王冬柏, 朱健, 王平, 等. 环境材料原位固定修复土壤重金属污染研究进展 [J]. *中国农学通报*, 2014, 30(8): 181-185.
Wang D B, Zhu J, Wang P, et al. Research progress of heavy metal pollution in soil remediation with in-situ fixation of environmental materials [J]. *China Agricultural Science Bulletin*, 2014, 30(8): 181-185.
- [33] 徐劫, 保积庆. 芹菜根细胞壁对镉的吸附固定机制及其 FT-IR 表征研究 [J]. *环境科学学报*, 2015, 35(8): 2605-2612.
Xu G, Bao J Q. Celery root cell wall of cadmium adsorption mechanism of fixed and FTIR characterization research [J]. *Journal of Environmental Science*, 2015, 35(8): 2605-2612.

- lation to vinasse application in a Brazilian sugarcane soil [J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 149: 9-16.
- [32] 张爱平,刘汝亮,高 霁,等. 生物炭对灌溉土氮素流失及水稻产量的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(12): 2395-2403.
Zhang A P, Liu R L, Gao Q, et al. Effects of biochar on nitrogen losses and rice yield in anthropogenic-alluvial soil irrigated with yellow river water [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(12): 2395-2403.
- [33] Jiao Y, Hendershot W H, Whalen J K. Agricultural practices influence dissolved nutrients leaching through intact soil cores [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, 68(6): 2058-2068.
- [34] Kessel C V, Clough T, Groenigen J W V, et al. Dissolved organic nitrogen: an overlooked pathway of nitrogen loss from agricultural systems? [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2009, 38(2): 393-401.
- [35] 张亦涛,王洪媛,刘宏斌,等. 基于大型渗漏池监测的褐潮土农田水、氮淋失特征 [J]. *中国农业科学*, 2016, 49(1): 110-119.
Zhang Y T, Wang H Y, Liu H B, et al. Characteristics of field water and nitrogen leaching in a haplic luvisol soil based on large lysimeter [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2016, 49(1): 110-119.
- [36] 陈心想,何绪生,张 雯,等. 生物炭用量对模拟土柱氮素淋失和田间土壤水分参数的影响 [J]. *干旱地区农业研究*, 2014, 32(1): 110-114.
Chen X X, He S X, Zhang W, et al. Effects of quantity of biochar on nitrogen leaching in simulated soil columns and soil moisture parameters in field [J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2014, 32(1): 110-114.

(上接第 74 页)

- [34] 周 全,王 宏,张迎信,等. 不同镉浓度处理下水稻植株镉含量变化及其镉调控相关基因表达分析 [J]. *中国水稻科学*, 2016, 30(4): 380-388.
Zhou Q, Wang H, Zhang Y X, et al. The cadmium content in rice plants under different concentration of cadmium treatment changes and cadmium regulation of related gene expression analysis [J]. *Chinese Rice Science*, 2016, 30(4): 380-388.
- [35] 杨红霞,陈俊良,刘 崑. 镉对植物的毒害及植物解毒机制研究进展 [J]. *江苏农业科学*, 2019, 47(2): 1-8.
Yang H X, Chen J L, Liu W. Research progress of cadmium on plant toxicity and mechanism of plant detoxification [J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2019, 47(2): 1-8.
- [36] Dahmani-Muller H, van Oort F, Gelie B, et al. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter [J]. *Environmental Pollution*, 2000, 109(2): 231-238.
- [37] Babula P, Klejdus B, Kovacic J, et al. Lanthanum rather than cadmium induces oxidative stress and metabolite changes in *Hypericum perforatum* [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 286: 334-342.
- [38] Brooks R R, Lee J, Reeves R D, et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 1977, 7: 49-57.