论 文

水生植物有翅星蕨(*Microsorium pteropus*)对镉的超富集能力及抗性生理研究

兰心宇, 王军军, 阎蕴运, 李新元, 徐福留*

北京大学城市与环境学院, 地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京 100871

* 联系人, E-mail: xufu@urban.pku.edu.cn

收稿日期: 2017-06-06; 接受日期: 2017-06-23; 网络版发表日期: 2017-08-03

国家自然科学基金(批准号: 31570508)资助

摘要 超富集植物能耐受高浓度的重金属并将其储存于植物各组织中, 对于重金属污染环境的修复具有重要意义. 本文以沉水植物有翅星蕨(*Microsorium pteropus*)为研究对象, 设置了低浓度镉暴露组(0, 0.1, 1, 5, 10, 20 mg/L)和高浓度镉暴露组(0, 20, 40, 60, 80, 100 mg/L), 暴露7天, 发现有翅星蕨各组织镉富集浓度的大小顺序为: 不定根>羽片>叶柄>根状茎, 在0.1 mg/L镉暴露情况下, 不定根的最大生物富集系数达920.21. 各暴露组有翅星蕨对培养液中Cd的去除效率为39.12%~53.99%. 当镉暴露浓度为60 mg/L时, 不定根和羽片中镉的富集浓度分别达到了(3738.39±348.03)及(10652.53±2477.74) mg/kg, 具有极强的镉富集能力. 同时, 各暴露组有翅星蕨的叶绿素、丙二醛、过氧化物酶与超氧化物歧化酶活性、以及叶绿素荧光参数等生理生化和光合作用指标相较于对照组并未出现显著的变化. 研究表明, 有翅星蕨对水体中的Cd具有超强的富集能力, 可用于镉污染水体的修复.

关键词 有翅星蕨, 镉, 超富集, 抗氧化系统, 光合体系

重金属镉作为植物生长代谢非必需重金属元素, 被美国毒理管理委员会(Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR)列为第6位危及人体健康的有毒物质^[1]. 金属镉毒性很低, 但其化合物毒性很大. 镉对鱼类和其他水生生物具有强烈的毒性作用, 可溶性氯化镉质量浓度为0.001 mg/L时即可对鱼类和水生生物产生致死作用. 而土壤或水体污染时Cd的浓度可达14.3 mg/kg^[2]. 2002年, 国家环保总局颁布的国家地表水环境质量标准(GB3838-2002), 确定了II类、III类、IV类地表水镉浓度小于等于0.005 mg/L的标准. 因此, 对Cd污染的研究一直是生态和环境保护研究的重点.

沉水植物作为水生植物链中的初级生产者, 在水生生态系统中发挥重要作用^[3]. 因此, 沉水植物近期已经开始被用于有毒重金属污染水体的修复, 关于其代谢能力的研究也相应展开^[4]. 超富集植物能通过根部吸收重金属并将其转运富集于各组织中, 同时不会对植物的生长造成影响^[5], Cd超富集植物特指能在组织内富集超过100 mg/kg Cd的植物^[6].

根据Brooks等人^[7]的定义, 目前发现的超富集植物有超过500种, 广布于50个科. 其中Cd超富集植物16种, 分别为禾秆蹄盖蕨(*Athyrium yokoscense*)^[8]、拟南芥(*Arabidopsis thaliana*)^[9]、遏蓝菜(*Thlaspi arvense*)

引用格式: 兰心宇, 王军军, 阎蕴运, 等. 水生植物有翅星蕨(*Microsorium pteropus*)对镉的超富集能力及抗性生理研究. 中国科学: 生命科学, 2017, 47: 1113~1123
Lan X Y, Wang J J, Yan Y Y, et al. Hyperaccumulation capacity and resistance physiology of *Microsorium pteropus*, an aquatic fern to cadmium (in Chinese). Sci Sin Vitae, 2017, 47: 1113~1123, doi: 10.1360/N052017-00054

L.)^[10]、宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)^[11]、印度芥菜(*Brassica juncea*)^[12]、东南景天(*Sedum alfredii*)^[13]、筷子芥属(*Arabis* L.)^[14]、长柔毛委陵菜(*Potentilla griffithii*)^[15]、龙葵(*Solanum nigrum* L.)^[16]、商陆(*Phytolacca acinosa* Roxb.)^[17]、叶用红苤菜(*Beta vulgaris* var. *cicla* L.)^[18]、球果蕓菜(*Rorippa globosa* (Turcz. ex Fisch. & C. A. Mey.))^[19]、圆锥南芥(*Arabis paniculata* L.)(多重金属超富集植物)^[20]、油菜(*Brassica napus* L.)^[21]、稗草(*Echinochloa crusgalli* (L.) Beauv.)^[22]、水葱(*Scirpus validus* Vahl)^[23], 其中富集能力最强的为天蓝遏蓝菜, 能富集2130 mg/kg Cd^[10]。目前的超富集植物定义主要针对陆生植物, 对于水生植物的研究较少, 由于水生植物大多整体与水环境相接触, 受重金属胁迫时植株会受到更为直接的伤害, 因而探究水生植物是否是重金属超富集植物时不考虑转移能力 $S/R>1$ (S 和 R 分别指植物地上部和根部重金属的含量)的问题; 在目前发现的所有Cd超富集植物中只有水葱一种水生植物。

本研究组前期研究发现, 有翅星蕨作为一种水龙骨科的蕨类植物, 能耐受超量Cd并将其富集于各组织中, 具有超富集植物的潜力^[24]。本文对有翅星蕨的耐受阈值、不同组织对水体中Cd²⁺的富集能力、Cd²⁺对有翅星蕨光合系统的影响及有翅星蕨的应激生理指标的变化进行检测, 分析探究了有翅星蕨作为新型水生超富集植物的潜力。

1 材料与方法

1.1 植物驯养与暴露

实验用有翅星蕨植株购自北京市大森林花卉市场。选取了株高在30 cm左右的生长状况类似的植株进行研究, 实验流程如图1所示。将买回的水草洗净, 置于20 cm×60 cm×30 cm的玻璃缸中, 加入10% Hoagland营养液进行沉水培养。自然光照驯化7天后, 更换营养液进行暴露实验。

根据Saygideğer^[25]和Wang等人^[26]的研究, 本实验设置了暴露浓度为0, 0.1, 1, 5, 10, 20 mg/L Cd²⁺(CdCl₂配制)的低浓度组和暴露浓度为0, 20, 40, 60, 80, 100 mg/L Cd²⁺(CdCl₂配制)的高浓度组。第8天开始, 将实验材料放入镉暴露下10% Hoagland营养液中, 置于自然光照下, 在水温(17.5±0.5)℃、pH(6.0±0.3)的条件下培养7

图1 实验流程图

天后进行收获, 先用自来水冲洗3遍再用去离子水冲洗3遍, 用吸水纸擦干后测定植物对Cd的富集量及后续试验。

其中, 1, 10, 20, 40, 80 mg/L浓度组的每缸植物中, 培养7天收获后取1/2用去离子水冲洗3遍, 再用含5 mmol/L CaSO₄和10 mmol/L EDTA的溶液再洗3遍、去离子水洗3遍, 吸水纸吸干后用于测定得到有翅星蕨对镉的吸收量, 植物对镉的吸附量=富集量-吸收量。以进行吸收、吸附区别实验。

1.2 植物样品及水相镉含量测定

用干灰化法测定植物样品镉含量。将收获的有翅星蕨置于冷冻干燥机(北京博医康, FD-1A-50)冷干, 取根状茎、叶柄、羽片、不定根, 称重后放入50 mL瓷坩埚内, 称重后的质量用作生物量计算, 在低温电炉上碳化1~2 h后转入的马福炉中, 升温至200℃继续碳化30 min, 以每升100℃停0.5 h的方式逐步升温至550℃, 约4~5 h灰化完毕得到白色灰状样品。待坩埚冷却至室温后, 加入5 mL 10%的硝酸溶液, 低温电炉上消解至溶液体积减至0.5 mL左右。冷却, 用1%的硝酸溶液将之定容为25 mL, 使用原子吸收分光光度计(ICP-OES)测定镉含量, 并计算有翅星蕨各组织对镉的生物富集系数(BCF=各组织镉富集浓度/水相镉浓度), 其中水相镉浓度为暴露初始水相镉浓度。同时取50 mL水样

于三角瓶中,加入5 mL 10%的硝酸,用电热板进行加热消解,消解至还剩1 mL左右时,用1%的硝酸转移至25 mL容量瓶定容,用原子吸收分光光度计测定水样镉含量。

以对照组的有翅星蕨样品作为基质,在称量样品时添加镉标准溶液(国家标准样品GSB04-1721-2004),加标量分别为100和10000 mg/kg,按照同步步骤做添加回收实验($n=3$)^[27],作为基质的样品和两个水平的加标样品分别做3个平行,其中100 mg/kg组回收率为(96.34±3.01)%,10000 mg/kg组回收率为(79.32±1.30)%。

1.3 叶绿素含量的测定

采用直接浸提法^[28]测定叶绿素含量。取0.25 g叶片(不含叶脉)剪碎后置于具塞试管,加10 mL丙酮、无水乙醇(2:1)混合溶液,混匀并在黑暗条件下浸提48 h,定容至25 mL。取叶绿素提取液,在分光光度计中测定645和663 nm波长下的吸光度,利用如下公式计算叶绿素a(C_a)、叶绿素b(C_b)及总叶绿素(C_{a+b})含量(mg/L):

$$C_a = 12.7 \times A_{663} - 2.59 \times A_{645}, \quad (1)$$

$$C_b = 22.9 \times A_{645} - 4.67 \times A_{663}, \quad (2)$$

$$C_{a+b} = C_a + C_b. \quad (3)$$

1.4 叶绿素荧光参数的测定

取各暴露浓度组生长状况相似的叶片,暗适应20 min后用叶绿素荧光测定仪IMAGING-PAM(德国WALZ公司,2005版)测定初始荧光 F_0 (minimal fluorescence)、光系统II最大光化学量子产量 F_m (miximal fluorescence)、非光化学猝灭系数NPQ(non-photochemical quenching)、光化学猝灭系数qP(photochemical quenching)等叶绿素荧光参数,并计算得到潜在最大光合作用效率 F_v/F_m 。

1.5 丙二醛含量的测定

按照Jain和Levine^[29]的方法测定丙二醛(malondialdehyde, MDA)含量。称取0.5 g剪碎的鲜叶样品(不含叶脉),加入1 mL 10%三氯乙酸(trichloroacetic acid, TCA)和少量石英砂研磨至匀浆,再加入4 mL TCA并

进一步研磨。1700×g离心10 min,取2 mL上清液,加入2 mL 0.6%硫代巴比妥酸(thiobarbituric acid, TBA),混匀后沸水浴15 min,迅速冷却后1700×g离心10 min,取上清液待测。使用酶标仪测定样品在450, 532及600 nm波长处的吸光度。根据公式计算MDA浓度 C_1 (mmol/L):

$$C_1 = 6.45 \times (A_{532} - A_{600}) - 0.56 \times A_{450}. \quad (4)$$

1.6 超氧化物歧化酶及过氧化物酶活性的测定

采用NBT光化还原法,以抑制NBT光还原50%的量为一个活力单位,测定超氧化物歧化酶(superoxide dismutase, SOD)活性^[30]。称取0.2 g(不含叶脉)的鲜叶样品于预冷研钵,加入1 mL预冷的0.05 mol/L pH=7.8磷酸缓冲液研磨成浆,再加入4 mL缓冲液冲洗研钵并转移至离心管,2150×g离心20 min,取上清液为SOD粗提液。取5 mL指形管数支,每支管中加入1.5 mL磷酸缓冲液、130 mmol/L Met溶液、750 μmol/L NBT溶液、100 μmol/L EDTA- Na_2 溶液、20 μmol/L核黄素各0.3 mL, SOD粗提液0.05 mL,蒸馏水0.25 mL,总体积3.0 mL。另取2支对照管以磷酸缓冲液代替SOD粗提液。混匀后将1支对照管置暗处,其余各管于4000 lx光强下反应20 min。以不照光的对照管作为空白,于560 nm处分别测定各管的吸光度,并计算得到SOD比活性(U/g):

按照尹颖等人^[3]的方法测定过氧化物酶(peroxidase, POD)活性。称取0.2 g(不含叶脉)的剪碎鲜叶样品于预冷研钵,加入1 mL预冷的0.05 mol/L pH=7.0磷酸缓冲液研磨成浆,加入4 mL缓冲液冲洗研钵,转移至离心管并2150×g离心20 min,取上清液即为POD粗提液。取120 μL磷酸缓冲液(0.1 mol/L, pH=7.0)、60 μL POD粗提液、60 μL H_2O_2 (20 mmol/L)混匀,加入60 μL邻苯三酚(20 mmol/L)并使用酶标仪测定450 nm下单位时间(1 min)吸光度的变化,并计算得到POD的比活力($\text{U g}^{-1} \text{min}^{-1}$):

1.7 数据处理与统计分析

所有的实验均进行了至少3次重复。结果用 $\bar{x} \pm \text{SD}$ 表示。试验原始数据的处理和制图采用excel软件,利用SPSS 16.0(SPSS, 美国)进行数据分析。不同处理组间的差异性通过LSD(least significant difference)检验,差异显著性水平设为0.05。

2 结果

2.1 各组有翅星蕨生物量比较及植株各组织中镉含量

如图2所示,各暴露组有翅星蕨的生物量与对照组相比均无显著性差异。80和100 mg/L Cd处理组中,有翅星蕨的叶片出现明显黑斑,说明有翅星蕨受到了较明显的毒害,因此将60 mg/L定为本实验中有翅星蕨可耐受Cd的最高浓度。如图3和表1所示,1 mg/L镉暴露下,羽片和不定根中镉的富集浓度分别达到166和542 mg/kg (DW),远高于镉超富集植物100 mg/kg的标准^[6];60 mg/L镉暴露下,有翅星蕨羽片、叶柄、不定根、根状茎中镉富集浓度分别达到(3758.39±348.03), (3086.10±749.29), (10652.53±2477.74), (2511.93±285.47) mg/kg,各暴露组中不定根镉富集浓度均远高于其他组织。有翅星蕨各组织镉富集浓度随着水相镉暴露浓度的升高而上升,各组织镉富集浓度的大小表现为不定根>羽片>叶柄>根状茎。

图2 不同Cd暴露浓度下有翅星蕨生物量比较

图3 不同Cd暴露浓度下有翅星蕨羽片、叶柄、不定根、根状茎Cd富集浓度

表1 不同镉暴露浓度下有翅星蕨各组织生物富集系数

镉暴露浓度(mg/L)	生物富集系数(BCF)			
	羽片	叶柄	不定根	根状茎
0.1	224.41	127.76	920.21	65.22
1	166.08	74.41	541.96	48.60
5	125.60	59.71	493.42	70.27
10	123.37	80.58	442.04	86.28
20	128.75	65.11	278.52	78.73
40	79.93	66.49	123.06	50.29
60	62.31	51.44	177.54	41.87
80	73.29	66.94	153.33	57.56
100	62.90	50.70	145.81	52.39

有翅星蕨对Cd的富集分为吸收与吸附两个部分,其中有翅星蕨根状茎的镉吸附量随镉暴露浓度的增加而增加,羽片和叶柄镉吸附量在80 mg/L暴露组有所降低,不定根镉吸附量随着镉暴露浓度的增加先上升后下降,在20 mg/L镉暴露浓度下吸附量达到最大值。有翅星蕨各组织镉吸收量随着镉暴露浓度的增加而增加,同一暴露组的各组织镉吸收量无显著差异。由表1可见,有翅星蕨各组织对水中镉的生物富集系数最小为41.87,最大达到920.21。

如图4和5所示,各组织镉吸收量随着镉暴露浓度的增加而增加,各组织镉吸附量无显著差异。由图6可知,对于整株植物来说,在各个镉暴露浓度下,有翅星蕨对镉的吸收能力都比吸附能力强,而且随着镉暴露浓度的增加,吸收能力逐渐增强,在40, 80 mg/L镉暴露组,有翅星蕨对镉的吸收能力分别达到了78%和87%。

2.2 培养前后水体Cd含量变化

如图7所示,有翅星蕨培养7天收获后,各暴露组培养液中镉减少量均达到了40%以上。其中80 mg/L暴露组,培养液中Cd的残留量为60.88%,为各组最高;1 mg/L暴露组,培养液中Cd的残留量为46.01%,为各组最低。有翅星蕨对培养液中Cd的去除效率在39.12%~53.99%。

2.3 有翅星蕨羽片叶绿素含量的变化

如图8和9所示,可见,在低浓度镉暴露组中,在镉暴露浓度为1 mg/L时叶绿素总量最高,为(1.86±

图4 不同Cd暴露浓度下有翅星蕨羽片、叶柄、不定根、根状茎Cd吸收及吸附量比较

图5 不同Cd暴露浓度下有翅星蕨羽片、叶柄、不定根、根状茎Cd吸收及吸附量

0.19) mg/g, 镉暴露浓度为10 mg/L时叶绿素总量最低, 为 (1.25 ± 0.14) mg/g. 除10 mg/L暴露组与对照组叶绿素总量 (1.81 ± 0.07) mg/g存在显著差异($P < 0.05$)外, 其余镉暴露组叶绿素总量与对照并无显著差异, 这与Prasad等人^[31]对浮萍进行Cd暴露的结果相似. 在高浓度镉暴露组中, 叶绿素含量以60 mg/L为转折点随镉暴露浓度的增加先降低后升高, 各组间无显著性差异.

同时, 低浓度暴露组中有翅星蕨的叶绿素a/b与对照组无显著性差异($P > 0.05$). 高浓度暴露组中的80和100 mg/L组较对照组显著降低($P < 0.05$), 其余各暴露组与对照相比无显著差异, 且有翅星蕨叶绿素a/b与暴露浓度呈显著负相关($P < 0.01$, $R^2 = 0.8502$).

2.4 有翅星蕨羽片叶绿素荧光参数的变化

如图10, 80和100 mg/L镉暴露组的叶片出现了黑斑, 羽片明显损伤, 其余各暴露组羽片的表观生长状况与对照组无明显差异. 如图11, 各暴露组中有翅星蕨的羽片 F_v/F_m 呈现先升后降的趋势, 但与对照组均无显著差异($P > 0.05$). 非光化学淬灭系数NPQ随着镉暴露浓度的增加先升高后降低, 除100 mg/L镉暴露组较对照组显著降低($P < 0.05$)外各暴露组均无显著变化. 有翅星蕨羽片的光化学淬灭系数qP在5, 40, 60 mg/L下较对照组显著升高($P < 0.05$), 其他各组则与对照组无显著差异($P > 0.05$).

图6 不同Cd暴露浓度下有翅星蕨Cd吸收及吸附量比较

图7 有翅星蕨培养后水体残留Cd含量

图8 低浓度Cd暴露组有翅星蕨羽片叶绿素含量变化及Chla/Chlb变化

*: $P < 0.05$

图9 高浓度Cd暴露组有翅星蕨羽片叶绿素含量变化及Chla/Chlb变化

*: $P < 0.05$

2.5 有翅星蕨羽片生理指标的变化

图12展示了有翅星蕨羽片3项生理指标在不同浓度Cd²⁺下的变化状况。随镉暴露浓度，各暴露组中有

翅星蕨羽片的MDA含量、POD活性较对照组均无显著差异($P > 0.05$)。与对照相比，除1 mg/L暴露组SOD总活性显著下降($P < 0.05$)外，其余暴露组SOD总活性与

图 10 不同浓度镉对有翅星蕨羽片 F_v/F_m 的叶绿素荧光成像图

对照均无显著差异. SOD活性随镉暴露浓度的增加呈先下降后上升的趋势.

3 讨论

3.1 有翅星蕨植株各组织对镉的富集能力

有翅星蕨不同组织对水培环境中镉具有不同的富集能力. 由图1可见, 不定根富集能力最强, 其次为羽片, 根状茎最差. 由于80, 100 mg/L镉暴露下有翅星蕨羽片出现明显损伤, 同时各组间有翅星蕨生物量无显著差异, 因此本实验中有翅星蕨对Cd的最高耐受浓度为60 mg/L. 在60 mg/L镉暴露下, 有翅星蕨羽片、不定根分别富集镉(3738.39 ± 348.03), ($10652.53 \pm$

图 11 不同镉暴露浓度下有翅星蕨叶绿素荧光参数变化
*: $P < 0.05$

图 12 不同镉暴露浓度下有翅星蕨羽片MDA含量、SOD及POD活性变化

2477.74) mg/kg , 超过了目前已知镉富集量最大的天蓝遏蓝菜(叶片, 2130 mg/kg ^[10]).

对有翅星蕨在不同浓度镉暴露时各组织的镉吸收和吸附量的研究分析表明, 有翅星蕨各组织对镉的超富集能力差异主要由吸附量造成. 各组织镉吸收量都随着镉暴露浓度的增加而增加, 在高浓度暴露组, 各组织镉吸收能力均未受到抑制.

重金属超富集植物多发现于污染严重的地区(矿山等), 因此不同生态型的植物对环境有不同的适应性, 如龙新宪等人^[32]研究发现, 矿山型东南景天对Zn具有超富集能力, 而非矿山型东南景天不是Zn超富集植物. 由于实验用的有翅星蕨采购自花卉市场, 并非采自被镉污染的水体, 所以可以认为有翅星蕨对重金属镉的富集属于其固有特性, 不存在生态型的差异.

有翅星蕨各组织对水中镉的生物富集系数最大达到920.21, 说明有翅星蕨对镉有非常强的富集能力. 因

为目前关于超富集植物的定义标准主要是针对陆生植物, 而有翅星蕨是一种沉水植物, 并且用其来进行水体镉污染的修复容易整株收获, 因而对于超富集植物定义的拓展及重金属污染水体的修复具有重要意义.

3.2 有翅星蕨对水体中Cd的去除效率分析

通过有翅星蕨对水中镉的净化能力数据进行分析, 可以发现有翅星蕨对水中镉的净化能力为39.12%~53.99%, 具有良好的净化效率. 同时, 由于有翅星蕨能耐受高达60 mg/L 的Cd, 且7天内就能有效去除水体中的Cd含量, 对Cd污染水体的修复的相关研究具有重大意义.

3.3 镉对有翅星蕨光合生理的影响

研究表明, 植物Cd中毒最明显的症状即生长延迟以及叶片萎蔫变色^[33]. 在各 Cd^{2+} 暴露组下生长的有翅

星蕨暴露7天后,除最高浓度的80和100 mg/L暴露组外,各组有翅星蕨的表观生长状况基本一致,所有植株均保持完整,无腐烂缺损现象。

在镉对有翅星蕨叶绿素含量及叶绿素荧光参数^[34]的影响方面,只有10 mg/L组的叶绿素总含量相较于对照组显著下降,说明镉胁迫并未对有翅星蕨羽片中叶绿素总含量造成显著影响。Chla/Chlb反映类囊体膜的垛叠程度,Chla/Chlb较低时,垛叠程度减少,稳定性降低,叶绿体捕获光能的能力降低。有翅星蕨低浓度组Chla/Chlb无显著差异($P>0.05$),说明低浓度镉胁迫下有翅星蕨类囊体并未受到明显影响,有翅星蕨具备较强的光合保护机制。而高浓度组的Chla/Chlb与溶液中镉浓度呈显著负相关,说明高浓度镉胁迫下有翅星蕨光合生理受到较大毒害。

同时,各暴露组中光系统II最大光化学量子产量 F_v/F_m 与对照组无显著差异($P>0.05$)。非光化学淬灭系数NPQ随镉暴露浓度的增加先升高后降低,但除100 mg/L外均较对照相比无显著变化。其中, NPQ升高,说明有翅星蕨通过增强耗散过剩激发能的能力,以减少光合系统的受损程度,提高植物抵御逆境胁迫的能力。光化学淬灭系数qP在5, 40和60 mg/L镉暴露组与对照组相比显著升高($P<0.05$),其他暴露组与对照组相比没有显著差异($P>0.05$),这与李红等人^[35]研究结果不同,推测可能与有翅星蕨是一种沉水植物有关。

通过对叶绿素含量和叶绿素荧光参数的探究, Cd^{2+} 暴露对有翅星蕨羽片光合系统造成了一定损伤,主要体现在高浓度暴露组中Chla/Chlb的降低。但有翅星蕨具有较强的光合保护机制,能够在较高浓度镉暴露时维持光合系统的正常生理功能,具有较好的镉抗性。

3.4 有翅星蕨抗氧化生理指标的变化

在羽片MDA含量及SOD, POD的酶活变化方面, MDA用于评估植株的膜脂过氧化水平^[36]并从而判断其受镉毒害的程度。本实验中各暴露组MDA含量较对照组均无显著变化,说明有翅星蕨并未受到明显的毒害,具有较强的抗胁迫能力。各暴露组的SOD总活性除1 mg/L镉暴露组较对照组显著降低($P<0.05$)外均无显著变化,各暴露组POD活性无显著变化($P>0.05$),说明本实验中有翅星蕨未受到明显氧化损伤,各组有翅星蕨的代谢情况基本一致。这与尹颖等人^[3]实验结果有所不同,说明本实验所用镉暴露浓度尚未对植物组织细胞造成严重损伤,有翅星蕨对镉的抗性较强。

有翅星蕨是一种潜在的新型水生镉超富集植物,具有富集速度快、富集能力强的特点,同时有翅星蕨还具有较强的光合自保护机制,能够有效抵御水体环境中过量的镉对自身的损伤,对超富集植物研究范围的拓展及水体重金属修复的应用具有重要的意义。

参考文献

- 1 张金彪, 黄维南. 镉对植物的生理生态效应的研究进展. 生态学报, 2000, 20: 514
- 2 贺绍君. 转MT基因水花生重金属富集能力研究. 硕士学位论文. 扬州: 扬州大学, 2008
- 3 尹颖, 孙媛媛, 郭红岩, 等. 苣荬对苦草的生物毒性效应. 应用生态学报, 2007, 18: 1528–1533
- 4 Gupta M, Chandra P. Bioaccumulation and toxicity of mercury in rooted-submerged macrophyte *Vallisneria spiralis*. *Environ Pollut*, 1998, 103: 327–332
- 5 Rascio N, Navari-Izzo F. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Sci*, 2011, 180: 169–181
- 6 Verbruggen N, Hermans C, Schat H. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytol*, 2009, 181: 759–776
- 7 Brooks R R, Lee J, Reeves R D, et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *J Geochem Explor*, 1977, 7: 49–57
- 8 Daud M K, Sun Y, Dawood M, et al. Cadmium-induced functional and ultrastructural alterations in roots of two transgenic cotton cultivars. *J Hazard Mater*, 2009, 161: 463–473
- 9 Chaney R L, Malik M, Li Y M, et al. Phytoremediation of soil metals. *Curr Opin Biotech*, 1997, 8: 279–284
- 10 Baker A J M, Reeves R D, Hajar A S M. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (Brassicaceae). *New Phytol*, 1994, 127: 61–68
- 11 刘威, 束文圣, 蓝崇钰. 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物. 科学通报, 2003, 48: 2046–2049

- 12 Speiser D M, Abrahamson S L, Banuelos G, et al. Brassica juncea produces a phytochelatin-cadmium-sulfide complex. *Plant Physiol*, 1992, 99: 817–821
- 13 Yang X, Long X, Ni W, et al. *Sedum alfredii* H: a new Zn hyperaccumulating plant first found in China. *Chin Sci Bull*, 2002, 47: 1634–1637
- 14 Kubota H, Takenaka C. Field note: *Arabis gemmifera* is a hyperaccumulator of Cd and Zn. *Int J Phytoremed*, 2003, 5: 197–201
- 15 Qiu R, Fang X, Tang Y, et al. Zinc hyperaccumulation and uptake by *Potentilla griffithii* hook. *Int J Phytoremed*, 2006, 8: 299–310
- 16 Wei S H, Zhou Q X, Wang X, et al. Potential of weed species applied to remediation of soils contaminated with heavy metals. *J Environ Sci (China)*, 2004, 16: 868–873
- 17 Xue S G, Chen Y X, Reeves R D, et al. Manganese uptake and accumulation by the hyperaccumulator plant *Phytolacca acinosa* Roxb. (Phytolaccaceae). *Environ Pollut*, 2004, 131: 393–399
- 18 Song X, Hu X, Ji P, et al. Phytoremediation of cadmium-contaminated farmland soil by the hyperaccumulator *Beta vulgaris* L. var. *cicla*. *Bull Environ Contam Toxicol*, 2012, 88: 623–626
- 19 Wei S, Zhou Q X. Phytoremediation of cadmium-contaminated soils by *Rorippa globosa* using two-phase planting (5 pp). *Environ Sci Poll Res Int*, 2006, 13: 151–155
- 20 Qiu R L, Zhao X, Tang Y T, et al. Antioxidative response to Cd in a newly discovered cadmium hyperaccumulator, *Arabis paniculata* F.. *Chemosphere*, 2008, 74: 6–12
- 21 Ghosh M, Singh S P. Comparative uptake and p hytoextraction study of soil induced chromium by accumulator and high biomass weed species. *Appl Ecol Env Res*, 2005, 3: 67–79
- 22 Solís-Domínguez F A, González-Chávez M C, Carrillo-González R, et al. Accumulation and localization of cadmium in *Echinochloa polystachya* grown within a hydroponic system. *J Hazard Mater*, 2007, 141: 630–636
- 23 李硕, 刘云国, 李永丽, 等. 水葱对镉的超富集作用及其用于植物修复的潜力. *广西植物*, 2007, 27: 180–185
- 24 Wang J, Wang Y, Xu F. Restoration of environment, preferably water and wetland ecosystem polluted by cadmium involves growing polypodiaceae plant in environment polluted by cadmium. PR Patent, 2009, CN101560019-A; CN101560019-B
- 25 Saygideğer S. Sorption of cadmium and their effects on growth, protein contents, and photosynthetic pigment composition of *Veronica anagallis-aquatica* L. and *Ranunculus aquatilis* L.. *Bull Environ Contam Toxicol*, 2000, 65: 459–464
- 26 Wang K S, Huang L C, Lee H S, et al. Phytoextraction of cadmium by *Ipomoea aquatica* (water spinach) in hydroponic solution: effects of cadmium speciation. *Chemosphere*, 2008, 72: 666–672
- 27 霍江莲, 刘孟刚, 楼国柱. 电感耦合等离子体发射光谱法测定茶叶中的5种稀土元素. *食品科学*, 2009, 30: 226–228
- 28 明华, 胡春胜, 张玉铭, 等. 浸提法测定玉米叶绿素含量的改进. *玉米科学*, 2007, 15: 93
- 29 Jain S K, Levine S N. Elevated lipid peroxidation and vitamin e-quinone levels in heart ventricles of streptozotocin-treated diabetic rats. *Free Rad Biol Med*, 1995, 18: 337–341
- 30 仇硕, 张敏, 孙延东, 等. 植物重金属镉(Cd^{2+})吸收、运输、积累及耐性机理研究进展. *西北植物学报*, 2006, 26: 2615–2622
- 31 Prasad M N V, Malec P, Waloszek A, et al. Physiological responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to cadmium and copper bioaccumulation. *Plant Sci*, 2001, 161: 881–889
- 32 龙新宪, 刘洪彦, 戴军, 等. 两种生态型东南景天根际与非根际土壤微生物特征的差异性. *土壤学报*, 2009, 46: 547–552
- 33 Ederli L, Reale L, Ferranti F, et al. Responses induced by high concentration of cadmium in *Phragmites australis* roots. *Physiol Plant*, 2004, 121: 66–74
- 34 Klughammer C, Schreiber U. Complementary PS II quantum yields calculated from simple fluorescence parameters measured by PAM fluorometry and the saturation pulse method. *PAM Appl Notes*, 2008, 1: 27–35
- 35 李红, 冯永忠, 杨改河, 等. 铜胁迫对芥菜光合特性及叶绿素荧光参数的影响. *农业环境科学学报*, 2009, 28: 1630–1635
- 36 Philpot J S. The estimation and identification of organic peroxides. *Radiat Res*, 1963, Suppl 3: 55–70

Hyperaccumulation capacity and resistance physiology of *Microsorium pteropus*, an aquatic fern to cadmium

LAN XinYu, WANG JunJun, YAN YunYun, LI XinYuan & XU FuLiu

MOE Laboratory for Earth Surface Processes, College of Urban & Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China

Hyperaccumulators play very important role in phytoremediation of environment polluted by exceed heavy metals, since they could hyperaccumulate heavy metals in their tissues and tolerant high concentrations of heavy metals. The present study reported an aquatic fern—*Microsorium pteropus*, which might has the potential to be a hyperaccumulator for cadmium (Cd) in water environment. We set two group exposure experiments with different Cd concentrations, low dose groups (0, 0.1, 1, 5, 10, 20 mg/L) and high dose groups (0, 20, 40, 60, 80, 100 mg/L). After seven days Cd-exposure, we found that the order of Cd accumulation concentrations in the tissues was adventitious root>leaf>petiole>rhizome, and that the bioconcentration factors (BCF) could reach as high as 920.21 in adventitious root under 0.1 mg/L Cd-exposure. The remove efficiency of the plant to Cd varied from 39.12% to 53.99% in different Cd-exposure concentrations after seven days culture. At 60 mg/L Cd exposure level, the Cd accumulation concentrations in the adventitious root and leaf tissues were (3738.39±348.03), (10652.53±2477.74) mg/kg, respectively. Meanwhile, chlorophyll concentrations, malondialdehyde (MDA) concentrations, peroxidase (POD) activity, superoxide dismutase (SOD) activity and chlorophyll fluorescence parameters showed no significant change between Cd treatments and the control. These results mean that *Microsorium pteropus* have significant hyperaccumulation capacity and remarkable resistance to Cd, which might suggest that this aquatic fern could service as a hyperaccumulator for the phytoremediation of Cd-polluted water environment.

***Microsorium pteropus*, cadmium, hyperaccumulate, antioxidant system, photosystem**

doi: [10.1360/N052017-00054](https://doi.org/10.1360/N052017-00054)