

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw201704043

引文格式: 甘龙, 罗玉红, 王林泉, 等. 土壤铅胁迫对苘麻光合特性及生物量的影响 [J]. 广西植物, 2018, 38(6): 737–745
GAN L, LUO YH, WANG LQ, et al. Biomass and photosynthetic characteristics of *Abutilon theophrasti* under different concentrations of Pb stress [J]. *Guihaia*, 2018, 38(6): 737–745

土壤铅胁迫对苘麻光合特性及生物量的影响

甘 龙^{1,2}, 罗玉红^{1,2}, 王林泉^{1,2}, 刘慧刚², 胥 焘², 黄应平^{1,2*}

(1. 三峡大学 水利与环境学院, 湖北 宜昌, 443002; 2. 三峡大学 三峡库区生态环境教育部工程研究中心, 湖北 宜昌 443002)

摘 要: 为明确不同浓度铅污染对苘麻(*Abutilon theophrasti*) 光合特性及生长的影响程度, 揭示苘麻对铅胁迫的光合适应能力, 在铅污染土壤区域提供潜在物种。该研究设置五个铅浓度梯度(0、500、1 000、1 500、2 000 mg · kg⁻¹), 分析了在不同浓度铅污染胁迫下, 苘麻的铅积累、气体交换参数、叶绿素荧光特性及生物量的变化。结果表明: 当铅浓度在1 000 mg · kg⁻¹以下时, 净光合速率(P_n)和 气孔导度(G_s)、光化学效率(F_v/F_m)、电子传递速率(ETR)的值分别与空白组的 P_n 、 G_s 、 F_v/F_m 、 ETR 值相比均不显著($P>0.05$), 表明铅浓度小于1 000 mg · kg⁻¹时, 苘麻的光合活性未受到损伤, 有很强的光合适应能力。苘麻生物量在 500、1 000 mg · kg⁻¹铅胁迫下为空白组的 88.6%、106%, 苘麻能够正常生长, 说明苘麻能够适应铅污染的胁迫。当铅浓度低于1 000 mg · kg⁻¹时, 苘麻地上部与地下部对铅富集与转移的效果较好, 表明在铅污染区苘麻也具有较强的铅积累能力。根据铅污染土壤区域的实际情况, 结合苘麻在低浓度铅污染修复效率高的特点, 认为苘麻可以作为铅污染地区修复的潜在物种。

关键词: 铅污染, 苘麻, 光合指标, 生物量, 铅积累

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2018)06-0737-09

Biomass and photosynthetic characteristics of *Abutilon theophrasti* under different concentrations of Pb stress

GAN Long^{1,2}, LUO Yuhong^{1,2}, WANG Linqun^{1,2}, LIU Huigang²,
XU Tao², HUANG Yingping^{1,2*}

(1. College of Hydraulic & Environmental Engineering, China Three Gorges University, Yichang 443002, Hubei, China; 2. Engineering Research Center of Eco-environment in Three Gorges Reservoir Region, Ministry of Education, China Three Gorges University, Yichang 443002, Hubei, China)

收稿日期: 2017-08-01

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2012ZX07104-003-04); 湖北省创新群体项目(2015CFA021); 国家重点研发计划项目(2016YFD08009002); 三峡大学学位论文培优基金(2017YYPY003) [Supported by Major Science and Technology Program for Water Pollution Control and Treatment in the National Twelfth Five-Year Plan of China(2012ZX07104-003-04); Natural Science Foundation for Innovation Group of Hubei Province, China (2015CFA021); Natural Key Research and Development Plan (2016YFD08009002); Three Gorges University Dissertation Peiyou Fund Program (2017YYPY003)]。

作者简介: 甘龙(1992-), 男, 安徽淮南人, 硕士研究生, 主要从事生态环境的研究, (E-mail) 821333219@qq.com。

*通信作者: 黄应平, 教授, 博士研究生导师, 研究方向为污染生态学, (E-mail) chem_ctgu@126.com。

Abstract: In order to reveal the effects of Pb stress on the photosynthetic characteristics and growth of *Abutilon theophrasti*, to reveal the photosynthetic adaptability of *A. theophrasti* under Pb stress, and to provide potential species for Pb contaminated soil area, five Pb concentration gradients (0, 200, 500, 1 000, 1 500 mg · kg⁻¹) were set in the experiment. Pb accumulation, gas exchange parameters, chlorophyll fluorescence characteristics and biomass were analyzed under different concentrations of Pb stress. The results showed that net photosynthetic rate (P_n) and stomatal conductance (G_s), photochemical efficiency (F_v/F_m), electron transport rate (ETR) of were not significant ($P>0.05$). This indicated that when the Pb concentration was less than 1 000 mg · kg⁻¹, the activity of the reaction center of *A. theophrasti* was not affected, and the photosynthetic ability was strong. The biomass of *A. theophrasti* was 88.6% and 106% of the blank group under 500, 1 000 mg · kg⁻¹ Pb stress, it could grow normally. *A. theophrasti* had a adaptability under Pb stress, and had strong ability of Pb accumulating in polluted areas of Pb. In summary, when the Pb pollution is less than 1 000 mg · kg⁻¹, *A. theophrasti* has strong adaptability to Pb stress. *A. theophrasti* can be used as a potential species for Pb contaminated areas, according to the actual situation of Pb contaminated soil area, for the characteristics of high efficiency in the low concentration Pb pollution area.

Key words: Pb pollution, *Abutilon theophrasti*, photosynthetic index, biomass, Pb accumulation

目前工业经济得到快速发展,但全国环境污染状况总体不容乐观,尤其工矿周边区域的土壤重金属污染问题最为突出(严廷良等,2015;吴炳方等,2011),这是目前生态环境研究的重点(周晓伦等,2015;孙园园等,2015)。其中,铅污染也被纳入国家(重金属污染综合防治十二五规划)重点监控与污染物排放量控制的五种重金属之一(Li et al, 2014)。目前,开展的很多关于治理重金属污染的研究中,应用最广泛的是植物修复技术,即通过植物对土壤中重金属的富集与转移以实现降低土壤重金属污染(杨启良等,2015;吴耀楣,2013)。因此,探究超富集植物对重金属耐受、富集机制以及重金属胁迫对富集植物的光合特性的研究,已成为近年来植物逆境生理学研究的热点(闫研等,2008)。魏树和等(2005)研究的超积累植物龙葵及其对重金属的富集特征以及邹春萍等(2015)研究的白花鬼针草对重金属的富集与迁移特性试验,为超富集植物修复获得更多具有实用价值的新材料。植物受重金属的胁迫,会导致叶绿素含量的下降,影响PS II光反应中心的活性、电子传递和光合作用的酶活性,进而抑制光合作用并导致生物量下降(Prasad,2004)。钱永强等(2011)研究的重金属胁迫对银芽柳PS II叶绿素荧光光响应曲线的影响,说明银芽柳通过调节PS II反应中心开放程度与活性,对重金属胁迫表现出较强的耐性,而高浓度重金属

胁迫导致PS II反应中心关闭或不可逆失活,表现出光抑制。贾中民等(2012)研究的秋华柳对重金属胁迫的光合响应,得出秋华柳幼苗PS II开放的反应中心捕获激发能的效率和光合电子传递在光合特性方面具有较强的光合耐受性,能进行正常的生物量生产。已有研究表明,某些植物在重金属胁迫下光合作用未受损伤,而蒸腾速率显著下降(Haag-Kerwer et al, 1999)。可见,不同植物对重金属的光合响应有很大的不同。

苘麻(*Abutilon theophrasti*)为一年生亚灌木状草本,在各地分布广泛、生长茂盛、生物量大且根系发达(常青山等,2016;齐月等,2016)。目前,尚未见重金属铅胁迫对苘麻的光合参数、生长及铅积累的报道。本研究以室内盆栽苘麻为研究对象,探究铅胁迫对苘麻的铅积累量、气体交换参数、叶绿素荧光特性及生物量的影响,明确不同浓度铅胁迫对苘麻的铅积累量、气体交换参数、叶绿素荧光特性及生长的程度影响,并揭示苘麻对铅胁迫的积累、生长和光合适应能力,为该植物有效用于土壤铅污染区域提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 实验设计

实验土取自三峡大学植物园,先把样品风干再

磨细过筛,用 pH 计测定其 pH 值,重铬酸钾氧化法测定有机质,使用碱熔-钼锑抗比色法对样品 TP 测定,使用半微量凯式法测定 TN,采用 HF-HNO₃ 消解-原子吸收分光光度法测定实验土中的 Pb、Cd、Cr、Cu,土壤中的生理指标检测结果如表 1 所示(鲍士旦,1981)。选取统一大小的实验盆,用硝酸铅来配制 5 个浓度梯度实验土分别为(0、500、1 000、1 500、2 000 mg·kg⁻¹)。先把实验土(干重)配成与铅浓度相对应的高浓度母土,与供试土壤(干重)反复混匀,每一浓度梯度设置 3 盆,再把实验土等分到 3 个实验盆(每盆 5 kg),接着往实验盆内加水浸润实验土,反复搅拌持续约 1 个月,使铅与实验土充分混合(易自成等,2014)。在三峡大学植物园进行育苗,2016 年 5 月初,选取长势相似的苘麻幼苗栽种到实验盆(每盆 2 株),将实验盆放在三峡大学植物园,实验过程中除铅浓度不同外,温度、湿度等条件一致。实验 60 d 后测定植株叶片光合参数,90 d 后测定植株的生物量干重,地上部与地下部的铅含量。

表 1 土壤的理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of soil

土壤质地 Soil texture	pH (土水比 1:5)	有机质 (Organic matter) (g·kg ⁻¹)	全磷 TP (mg· kg ⁻¹)	全氮 TN (mg· kg ⁻¹)	铅 Pb (mg· kg ⁻¹)	铬 Cr (mg· kg ⁻¹)	镉 Cd (mg· kg ⁻¹)
普通黄土 Common loess	7.02	2.19	311	253	48.35	103.12	0.32

1.2 气体交换参数的测定

60 d 后,采用(LI-6400XT)便携式光合仪进行气体交换参数的测定。选择天气晴朗的上午,控制 CO₂ 浓度为 400 μmol·mol⁻¹,光强为 1 000 μmol·m⁻²·s⁻¹ 选取长势良好的叶片(位于中上部),测定其净光合速率(P_n)、气孔导度(G_s)、胞间 CO₂ 浓度(C_i)、蒸腾速率(T_r)(Long et al,1993)。

1.3 叶绿素荧光参数的测定

60 d 后,采用(LI-6400XT)便携式光合仪测定相同叶位的叶绿素荧光。控制 CO₂ 浓度为 400 μmol·mol⁻¹ 叶室温度为 25 ℃。将植株充分暗适应,用弱测量光测定初始荧光(F_o),给 1 个饱和脉

冲光(6 000 μmol·m⁻²·s⁻¹,脉冲时间为 0.8 s),测得最大荧光(F_m)。在天气晴朗的上午,打开光化学光(1 000 μmol·m⁻²·s⁻¹),持续照射得到稳态荧光(F_s),照射 1 次饱和脉冲光(6 000 μmol·m⁻²·s⁻¹,脉冲时间为 0.8 s),测得光下最大荧光(F_m')。关闭光化学光,同时打开远红光照射 3 s,测得光下最小荧光值(F_o')。每个梯度平行测定 10 次,计算光反应中心 PS II 的暗适应状态下所有的非光化学过程处于最小时的最大可变荧光($F_v = F_m - F_o$),光下最大和最小荧光差($F_v' = F_m' - F_o'$),光化学量子效率 [$F_v/F_m = (F_m - F_o)/F_m$],潜在活性 [$F_v/F_o = (F_m - F_o)/F_o$],光下开放的光反应中心的激发能捕获效率 [$F_v'/F_m' = (F_m' - F_o')/F_m'$] 及电子传递速率 [$ETR = (F_m' - F_s)/F_m' \times PAR \times 0.5 \times 0.8$],光合有效辐射(PAR)等荧光参数(林球等,2015;Jackson & Ordaz,2011)。

1.4 生物量与植株高度的测定

90 d 后,把实验盆内的实验土与植株整体取出,浸入水中保证取出植株的完整性,首先用精确度(1 mm)的皮尺测量整个植株高度,每个浓度梯度测定 3 株;然后用 20 mmol·L⁻¹ 乙二胺四乙酸二钠(Na₂-EDTA)交换 15 min,去除根系表面吸附的铅;最后用去离子水冲洗干净并烘干,测定生物量干重(邹春萍等,2015)。

1.5 植物重金属铅的测定

根据土层覆盖的分界线分别收集植物的地上部和地下部,将植物样品烘干粉碎,采用 HNO₃-HClO₄ 法硝化(二者体积比为 3:1)进行消解,采用原子吸收分光光度法(Pinnacle 900T,PerkinElmer 型原子吸收光谱仪)测定样品中的重金属铅含量(测定三次),计算富集系数和转移系数(邹春萍等,2015)。计算公式:富集系数=植株中重金属质量分数/土壤中重金属质量分数;转移系数=地上部重金属质量分数/地下部重金属质量分数。

1.6 数据分析

用 Office 2010 对实验数据进行前期处理;使用 SPSS 20.0 对数据进行单因素方差分析 LSD (Least Significance Difference,最小显著差异法),差异显著性($P < 0.05$);利用 Origin 8 进行图表的制作。

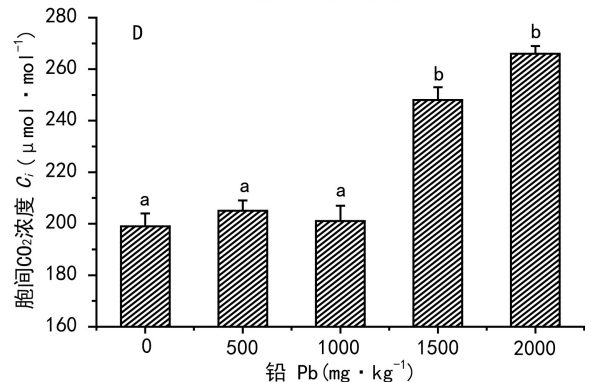
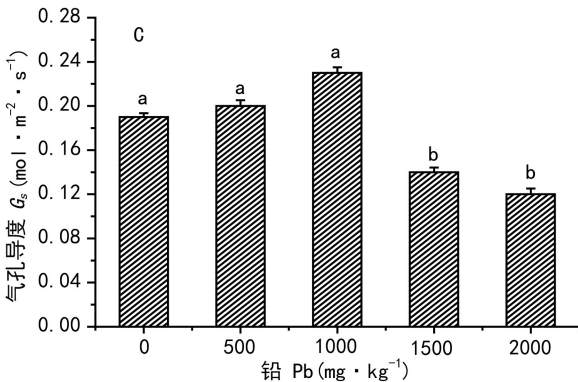
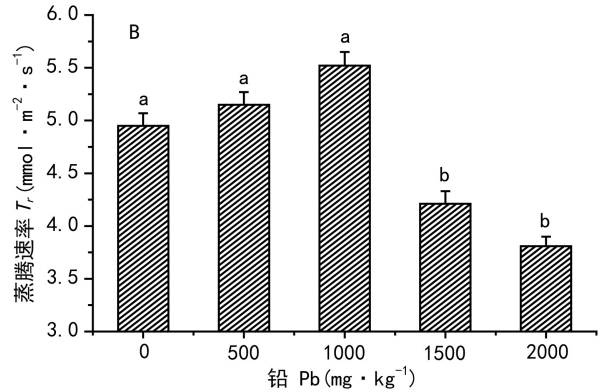
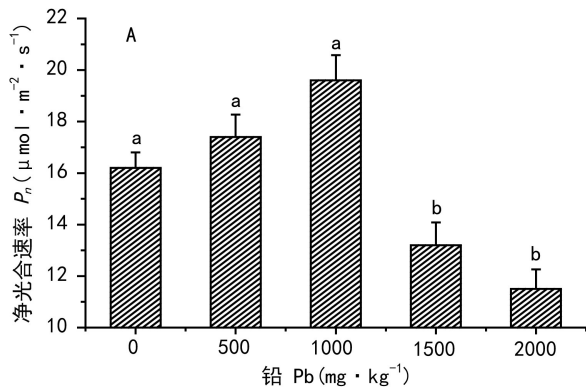
表 2 苘麻各部位的铅含量、富集系数与转移系数

Table 2 Pb content, enrichment coefficient and transfer coefficient of Pb in different parts of *Abutilon theophrasti*

铅浓度 Pb concentration ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	地上部铅含量 Pb content on the ground ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	地下部铅含量 Pb content under the ground ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	地上部富集系数 Above-ground enrichment coefficient	地下部富集系数 Below-ground enrichment coefficient	转移系数 Transfer coefficient
0	12.2±1.22d	30.5±2.21e			
500	221.2±8.78c	314.8±13.22d	0.442±0.025a	0.628±0.024b	0.706±0.021a
1 000	296.3±6.98b	464.5±11.98c	0.296±0.014b	0.464±0.009c	0.638±0.010a
1 500	346.1±15.37a	1180.4±26.57b	0.231±0.022b	0.787±0.015a	0.293±0.019b
2 000	350.6±19.87a	1278.3±29.36a	0.175±0.012c	0.639±0.023b	0.274±0.016b

注：不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。

Note: Different small letters mean significant differences between treatment ($P<0.05$).



注：不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。下同。

Note: Different small letters mean significant differences between treatment ($P<0.05$). The same below.

图 1 铅胁迫对苘麻气体交换的影响

Fig. 1 Effects of Pb stress on gas exchange of *Abutilon theophrasti*

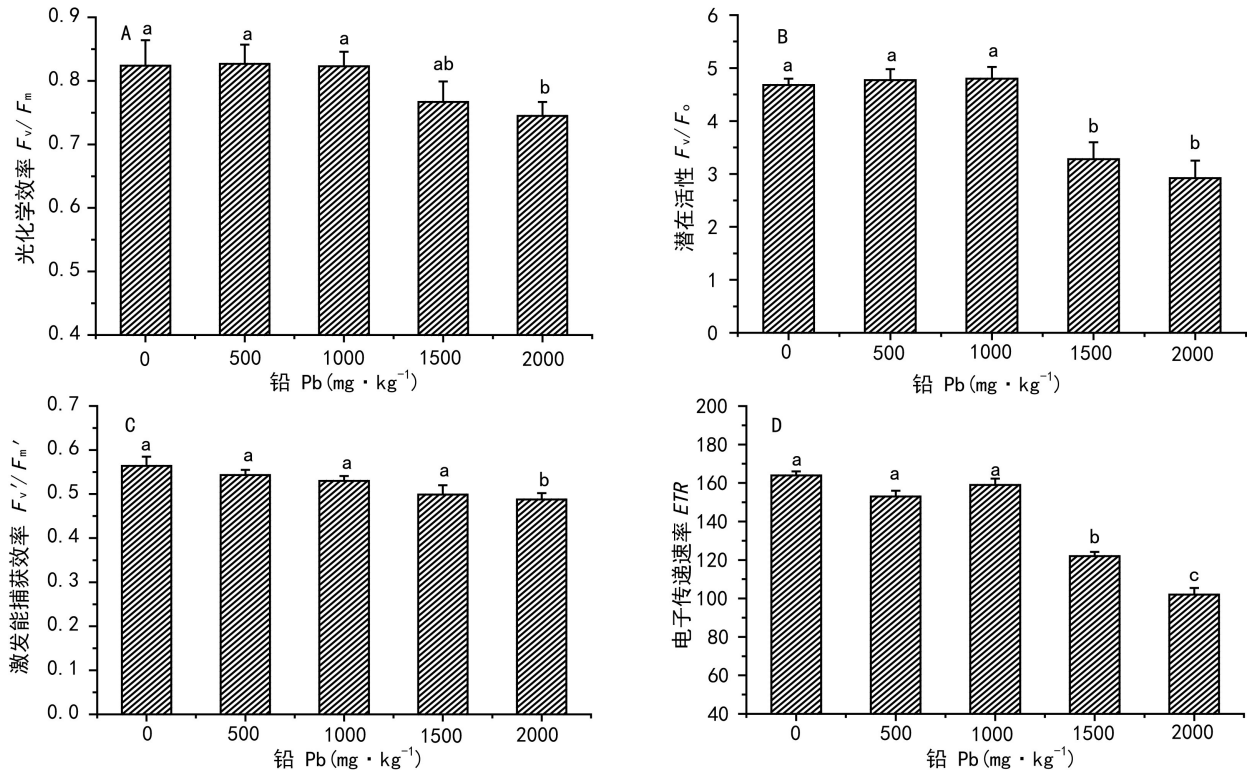


图 2 铅对苘麻叶绿素荧光特性的影响

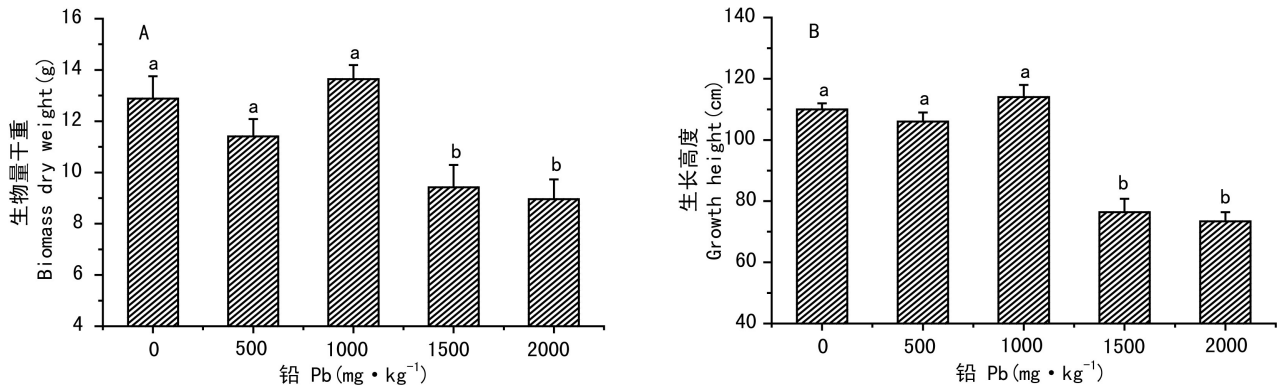
Fig. 2 Responses of chlorophyll fluorescence characteristics of *Abutilon theophrasti* under Pb stress

图 3 铅胁迫对苘麻生长高度及生物量干重的影响

Fig. 3 Responses of growth height and biomass dry weight of *Abutilon theophrasti* under Pb stress

2 结果与分析

2.1 铅胁迫对苘麻铅积累特征的影响

由表 2 可知,随铅浓度的增加,苘麻地上部和

地下部的铅含量均不断增加,同一浓度条件下,地下部吸附的铅含量大于地上部,且随铅浓度增加,各部位的铅含量差异性也越大($P < 0.05$)。空白组苘麻地上部和地下部的铅含量最低,分别为 12.2、30.5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。在铅胁迫下,除 1 500、2 000 $\text{mg} \cdot$

kg^{-1} 组的地上部铅含量无显著区别外($P>0.05$),其余实验组地上部和地下部的铅含量均差异显著($P<0.05$),当铅浓度达到 $1\ 500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,苘麻地下部铅含量达 $1\ 180.4\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 超过了铅超富集植物的临界质量分数标准($1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。其中, $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 铅胁迫下地上部和地下部的铅含量最大,分别为 350.5 、 $1\ 278.3\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。苘麻地上部富集系数随着铅浓度增大而减小,地下部富集系数随着铅浓度的增加先减小后上升,在铅浓度 $500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,地上部富集系数为最大(0.44),地下部富集系数也达到 0.628 。随铅浓度的增加,苘麻转运系数也逐渐降低,在 $500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 铅胁迫下,苘麻具有更高的转运系数为 0.71 。由此可知,在铅浓度为 $0\sim 500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,富集系数和转移系数值均最大,苘麻吸附铅的效率最高,地上部的铅含量接近地下部即苘麻有从地下部向地上部运输重金属铅的能力。

2.2 铅对苘麻气体交换参数的影响

苘麻的净光合速率(P_n)和气孔导度(G_s)随着铅浓度的增加变化趋势相似(图1:A,C),在低浓度铅处理时, P_n 和 G_s 值有少量的增加($P>0.05$),当铅浓度超过 $1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, P_n 和 G_s 值显著降低($P<0.05$)。 500 、 $1\ 000$ 、 $1\ 500$ 、 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组苘麻的 P_n 值相对空白组分别为 107.4% 、 117.6% 、 81.4% 、 70.1% ; G_s 值分别为空白组的 105.3% 、 118.2% 、 73.6% 、 63.2% 。随着铅胁迫的增大,苘麻的蒸腾速率(T_r)呈先增加后下降趋势(图1:B), 500 、 $1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组有上升趋势但相对于空白组变化不明显($P>0.05$); $1\ 500$ 、 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组的 T_r 值显著低于空白组($P<0.05$),分别为空白组的 82.1% 、 74.4% 。胞间 CO_2 浓度(C_i)随铅浓度的增加整体呈上升趋势, 500 、 $1\ 000$ 、 $1\ 500$ 、 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组的 C_i 值分别为空白组的 103.1% 、 101.1% 、 125.4% 、 133.6% 。 $1\ 500$ 、 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组的 C_i 值相对空白组增加明显($P<0.05$)。

2.3 铅对苘麻叶绿素荧光特性的影响

光化学效率(F_v/F_m)为所捕获的光能转化为化学能的最大效率。由图2:A分析得出,在铅胁迫下, 500 、 $1\ 000$ 、 $1\ 500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组的 F_v/F_m 相对

于空白组差异不显著($P>0.05$)。 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组 F_v/F_m 值相对于空白组为 83.6% ,差异明显($P<0.05$)。说明实验组铅浓度低于 $1\ 500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,苘麻的捕获光能的效率影响不显著,铅浓度在 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, F_v/F_m 值减小,捕获光能的效率降低。潜在活性(F_v/F_o)的整体变化趋势与 F_v/F_m 变化趋势相类似,在铅胁迫下, 500 、 $1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组的 F_v/F_o 值相对于空白组变化不明显($P>0.05$), $1\ 500$ 、 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 F_v/F_o 值为空白组的 70.1% 、 62.4% ,差异性显著($P<0.05$);说明在高浓度铅胁迫下苘麻光反应中心PS II的潜在活性受到抑制。

激发能捕获效率(F_v'/F_m')在 500 、 $1\ 000$ 、 $1\ 500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的值相对于空白组变化趋势不显著($P>0.05$)。当铅浓度达到 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, F_v'/F_m' 值显著降低($P<0.05$),相对于空白组为 82.6% 。电子传递速率(ETR)是指光反应中心PS II在光适应的条件下真实电子传递。 500 、 $1\ 000$ 、 $1\ 500$ 、 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组的 ETR 值相对于空白组分别为 93.3% 、 96.9% 、 74.3% 和 62.9% ;铅浓度达到 $1\ 500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, ETR 值显著降低($P<0.05$),光反应中心的真实电子传递和吸收光用于光化学过程的比例降低,光合效率减弱。

2.4 铅胁迫对苘麻株高与生物量的影响

苘麻的长势强,生物量大,株高容易测量,因此采用生物量、生长高度作为其在不同浓度铅处理下的生长指标,进而判断其对铅污染土壤的耐性。从图3:A可知, 500 、 $1\ 000$ 、 $1\ 500$ 、 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组的生物量分别是空白组的 88.6% 、 106% 、 73.1% 、 69.6% 。 500 、 $1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组的生物量相对于空白组变化不大($P>0.05$), $1\ 500$ 、 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 组的生物量相对于空白组显著降低($P<0.05$),表明铅浓度达到 $1\ 500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,苘麻的生物量会受到显著的抑制作用。由图3:B可得,苘麻生长高度与生物量干重变化趋势相似,苘麻在 500 、 $1\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时的生长高度与空白组差异不显著($P>0.05$), $1\ 500$ 、 $2\ 000\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时的生长高度相对于空白组显著降低,分别为 69.5% 、 66.7% 。说明当铅浓度达到 $1\ 500\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,苘

麻的生长高度受到显著的抑制($P < 0.05$)。

3 讨论

铅胁迫能够影响植物的蒸腾速率和气孔开度,进而影响其光合作用(White & Brown, 2010; Vassilev et al, 2005)。在铅浓度 0~1 000 mg·kg⁻¹ 时,对苘麻叶片净光合速率(P_n)、气孔导度(G_s)和蒸腾速率(T_r)有一定的促进作用。随着铅胁迫的增加,苘麻叶片 P_n 降低,但仍然能进行较强的光合生长,说明苘麻对铅胁迫具有较强的光合耐受性(Poschenrieder et al, 1989)。当铅浓度超过 1 000 mg·kg⁻¹ 时,苘麻叶片气孔导度(G_s)和蒸腾速率(T_r)显著下降,这说明铅胁迫引起了苘麻叶片气孔的部分关闭,减弱 CO₂ 的吸收和 T_r 的下降,这可能是苘麻光合作用下降的原因之一(Pietrini et al, 2003)。因为植物的光合作用的减弱和蒸腾速率的降低成线性相关,当铅胁迫通过固定 CO₂ 和气孔等因素影响到 CO₂ 扩散时,光合作用也会对铅胁迫变得敏感(Barcelo et al, 1986)。

光合电子传递、叶绿素荧光以及热散失是植物耗散光能的三种途径,而在逆境中三者的比例会发生变化,由于对叶绿素荧光检测能够了解植物光合作用与环境的关系,所以通过荧光参数的变化,来揭示植物应对外界变化特别是环境胁迫时的内在光能利用机制(Poschenrieder et al, 1989), F_v/F_m 作为光能转换效率高低的依据,在铅浓度达到 2 000 mg·kg⁻¹ 时,植株受到明显的抑制作用, F_v/F_m 值显著降低,对光反应中心的 PSII 系统产生不利影响(王文杰等, 2009)。而 F_v/F_m 值在 500、1 000、1 500 mg·kg⁻¹ 铅胁迫时变化不明显。说明铅胁迫对苘麻 PS II 原初光能转换效率影响较弱(贾中民等, 2011)。

F_v'/F_m' 代表光反应中心的激发能捕获效率,它定量了由于热耗散的竞争作用而导致的光化学被限制的程度,本试验中苘麻 F_v'/F_m' 值随铅胁迫的增加而降低,说明高浓度铅胁迫使苘麻的能量多以热耗散的形式散失,而光化学受到极大的限制(Genty et al, 1989)。在铅胁迫 60 d 后,苘麻的

ETR 值随铅浓度升高而显著降低,表明在铅胁迫下苘麻的光合作用的光反应中心部分失活或者破坏, PSII 的电子传递受到胁迫作用,可能是铅胁迫抑制了苘麻 PSII 原初醌受体 QA 的光化学还原效率,降低了 PS II 向 PS I 的电子传递,使得叶片吸收的光能在传递到达反应中心之前,主要通过热耗散的形式散失,从而增强自身的光保护能力,以避免或减轻光抑制甚至光氧化对光合机构的损害,使之维持一定水平的光合作用(贾中民等, 2012; Küpper et al, 2007)。

植物的重金属耐性是指在重金属污染的土壤中能正常生长的植物,还能适应一些极端环境(Shu et al, 2003)。植物的生物量及生长高度可以直接反映出植物的生长状态和受胁迫的损伤程度(周珩等, 2014)。在铅浓度超过 1 000 mg·kg⁻¹ 时,苘麻的生物量、株高高度都随铅浓度的增加而显著降低,对植物生长具有明显的抑制作用,这与林芳芳等(2014)研究人工湿地植物的生物量随铅添加量的增加而显著下降减少的结论相符。富集系数、转运系数能反映出重金属在植物各组织的分布情况以及向地上部转移重金属的能力(Ghnaya et al, 2005)。在 500 mg·kg⁻¹ 铅胁迫下,地上部和地下部的富集系数最大,转运系数最高。随铅浓度的增加,地下部富集系数大于地上部,转运系数逐渐降低,苘麻把更多的铅固持在根部限制铅向地上部转运,进而减轻铅胁迫对苘麻地上部特别是叶片的毒害作用。魏树和等(2005)和邹春萍等(2015)认为,超富集植物需要考虑植物富集系数和转运系数都大于 1,所以苘麻不属于传统定义的超富集植物。高岚等(2011)在土壤重金属污染植物修复研究动态中指出,在植物修复中,还可以采用一些生长速度快、生物量大,抗虫抗病能力强的积累植物。目前研究的超富集植物多以一年生草本为主,苘麻在生物量、生命力等方面具有优势,且苘麻的修复效率与土壤的污染程度有关,根据目前工矿土壤铅污染的实际情况(胥焘等, 2014),结合苘麻在低浓度铅污染修复效率高的特点,可以作为铅污染修复的潜在物种。后期苘麻与其他重金属的积累效果还需进一步的研究,加强此方面的研究有助于筛选出高修复率的植物。

4 结论

(1) 随铅浓度的增加, 苘麻净光合速率(P_n)的值均先升后降, 在 500、1 000 mg · kg⁻¹ 铅胁迫下, P_n 值相对空白组具有一定的促进作用。在铅浓度为 1 000 mg · kg⁻¹ 以下时, 光化学效率(F_v/F_m)、潜在荧光(F_v/F_o)、电子传递速率(ETR)、有效光化学量子产量(F_v'/F_m')等荧光参数无显著变化($P > 0.05$), 说明苘麻在 1 000 mg · kg⁻¹ 以下的铅胁迫下反应中心光合活性未受到损伤, 有很强的光合适应能力。

(2) 苘麻生物量(干重)在 500、1 000 mg · kg⁻¹ 铅胁迫下为空白组的 88.6%、106%, 表明在低浓度铅胁迫下苘麻能够正常生长。0~1 000 mg · kg⁻¹ 铅胁迫, 苘麻的地上部和地下部的富集系数, 转移系数效率高, 且苘麻在生物量、适应性等方面具有优势, 根据目前地区铅污染的实际情况, 结合苘麻在低浓度铅污染修复效率高的特点, 苘麻可以作为铅污染修复的潜在物种。

参考文献:

BAO SD, 1981. Soil agrochemical analysis [M]. 2nd ed. Beijing: China Agriculture Press; 29-99. [鲍士旦, 1981. 土壤农化分析 [M]. 第二版. 北京: 中国农业出版社: 29-99.]

BARCELO J, CABOT C, POSCHENREIDER CH, 1986. Cadmium induced decrease of water stress resistance in bush bean plants (*Phaseolus vulgaris* L. cv. *contender*). Effects of Cd on water potential, relative water content, and cell wall elasticity [J]. J Plant Physiol, 125(1, 2): 17-25.

CHANG QS, ZHANG LX, LIU J, et al, 2016. Dormancy mechanism and breaking approaches of *Abutilon theophrasti* seeds [J]. J Plant Physiol, 52(6): 967-974. [常青山, 张利霞, 刘晶, 等, 2016. 苘麻种子休眠机理及破眠方法 [J]. 植物生理学报, 52(6): 967-974.]

GHNAYA T, NOUAIRI I, SLAMA I, et al, 2005. Cadmium effects on growth and mineral nutrition of two halophytes: *Sesuvium portulacastrum* and *Mesembryanthemum crystallinum* [J]. J Plant Physiol, 162: 1133-1140.

GAO L, LI ZQ, LI GC, 2011. Research progress on pro-vitamin A of maize [J]. Crops, (5): 12-15. [高岚, 李泽琴, 李国臣, 2011. 土壤重金属污染植物修复研究动态 [J]. 作物杂志, (5): 12-15.]

GENTY B, BRIANTAIS JM, BAKER NR, 1989. The relation-

ship between quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence [J]. Bba-Gen Subj, 90(1): 87-92.

HAAG-KERWER A, SCHFER HJ, HEISS S, et al, 1999. Cadmium exposure in *Brassica juncea* causes a decline in transpiration rate and leaf expansion without effect on photosynthesis [J]. J Exp Bot, 50(341): 1827-1835.

JIA ZM, CHENG H, WEI H, et al, 2012. Photosynthetic Responses of the riparian *Salix variegata* to cadmium stress in Three Gorges Reservoir Region [J]. Sci Silv Sin, 44(6): 152-158. [贾中民, 程华, 魏虹, 等, 2012. 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, 44(6): 152-158.]

JACKSON B, ORDAZ O, 2011. Genotypic difference in the inhibition of photosynthesis and chlorophyll fluorescence by salinity and cadmium stresses in wheat [J]. J Plant Nutr, 34(3): 315-323.

JIA ZM, WEI H, SUN XC, et al, 2011. Accumulation and tolerance of *Salix variegata* and *Pterocarya stenoptera* seedlings to cadmium [J]. Acta Ecol Sin, 31(1): 107-114. [贾中民, 魏虹, 孙晓灿, 等, 2011. 秋华柳和枫杨幼苗对镉的积累和耐受性 [J]. 生态学报, 31(1): 107-114.]

KÜPPER H, PARAMESWARAN A, LEITENMAIER B, et al, 2007. Cadmium-induced inhibition of photosynthesis and long-term acclimation to cadmium stress in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* [J]. New Phytol, 175(4): 655-674.

LI Z, MA Z, VANDERKUIJP TJ, et al, 2014. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment [J]. Sci Total Environ, 468-469C: 843-853.

LONG SP, BAKER NR, RAINES CA, 1993. Analyzing the responses of photosynthetic CO₂ assimilation to long-term elevation of atmospheric CO₂ concentration [J]. J Veg Sci, 104-105: 33-45.

LIN L, TANG Y, ZHANG JT, et al, 2015. Effects of different water potentials on leaf gas exchange and chlorophyll fluorescence parameters of cucumber during post-flowering growth stage [J]. Chin J Appl Ecol, 26(7): 2030-2040. [林录, 汤昀, 张纪涛, 等, 2015. 不同水势对黄瓜花后叶片气体交换及叶绿素荧光参数的影响 [J]. 应用生态学报, 26(7): 2030-2040.]

LIN FF, CONG X, HUANG JL, et al, 2014. Resistance of artificial wetland plants to lead [J]. Chin J Environ Eng, 8(6): 2329-2334. [林芳芳, 丛鑫, 黄锦楼, 等, 2014. 人工湿地植物对重金属铅的抗性 [J]. 环境工程学报, 8(6): 2329-2334.]

PRASAD MNV, 2004. Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystems [J]. 2nd ed. Berlin: Springer Press: 148-170.

PIETRINI F, IANNELLI MA, PASQUALINI S, et al, 2003. Interaction of cadmium with glutathione and photosynthesis in developing leaves and chloroplasts of *Phragmites*

- australis* (Cav.) Trin. ex Strudel [J]. J Plant Physiol, 133 (2): 829–837.
- POSCHENRIEDER C, GUNSE B, BARCELO J, 1989. Influence of cadmium on water relations, stomatal resistance and abscisic acid content in expanding bean leaves [J]. J Plant Physiol, 90(4): 1365–1371.
- QIAN YQ, ZHOU XX, HAN L, et al, 2010. Rapid Light-response curves of PSII chlorophyll fluorescence parameters in leaves of *Salix leucopithecia* subjected to cadmium-ion stress [J]. Acta Ecol Sin, 31(20): 6134–6142. [钱永强, 周晓星, 韩蕾, 等, 2011. Cd²⁺胁迫对银芽柳 PSII 叶绿素荧光光响应曲线的影响 [J]. 生态学报, 31(20): 6134–6142.]
- QI Y, GUAN X, YAN B, et al, 2016. Seed germination and seedling growth of seed from velvetleaf treated by herbicides [J]. Chin Environ Sci, 36(8): 2480–2486. [齐月, 关潇, 闫冰, 等, 2016. 除草剂对苘麻子代萌发和幼苗生长的延迟影响 [J]. 中国环境科学, 36(8): 2480–2486.]
- SUN YY, XU LL, FENG XD, et al, 2015. Biomass, cadmium accumulation and chlorophyll fluorescence parameters response of *Ageratum conyzoides* to different concentrations of cadmium stress [J]. Guihaia, 35(5): 679–684. [孙园园, 徐玲玲, 冯旭东, 等, 2015. 藿香蓟的镉积累、生物量及叶绿素荧光参数对不同梯度镉胁迫的响应 [J]. 广西植物, 35(5): 679–684.]
- SHU WS, YE ZH, ZHANG ZH, et al, 2003. Restoration of lead and zinc mine tailings in South China [J]. Acta Ecol Sin, 23(8): 1629–1639.
- VASSILEV A, PEREZ-SANZ A, SEMANE B, et al, 2005. Cadmium accumulation and tolerance of two *Salix genotypes* hydroponically grown in presence of cadmium [J]. J Plant Nutr, 28(12): 2159–2177.
- WU BF, YUAN C, ZHU L, 2011. Characteristics of the ecology and environment monitoring system of The Three Gorges Project [J]. [吴炳方, 袁超, 朱亮, 2011. 三峡工程生态与环境监测系统的特点 [J]. 长江流域资源与环境, 20(3): 339–346.]
- WU YM, 2013. Patent bibliometric analysis on the remediation techniques of soil heavy metal pollution [J]. Ecol & Environ Sci, 22(5): 901–904. [吴耀楣, 2013. 中国土壤重金属污染修复技术的专利文献计量分析 [J]. 生态环境学报, 22(5): 901–904.]
- WEI SH, ZHOU QX, WANG X, 2005. Cadmium-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and its accumulating characteristics [J]. Acta Sci Circumst, 26(3): 167–171. [魏树和, 周启星, 王新, 2005. 超积累植物龙葵及其对镉的富集特征 [J]. 环境科学学报, 26(3): 167–171.]
- WHITE PJ, BROWN PH, 2010. Plant nutrition for sustainable development and global health [J]. Ann Bot-London, 105 (7): 1073–1080.
- WANG WJ, LI WX, ZU YG, 2009. Differences in pigments and chlorophyll fluorescence parameters between stems and leaves eupatorium adenophorum under different temperature treatments [J]. Acta Ecol Sin, 29(10): 5424–5433. [王文杰, 李文馨, 祖元刚, 2009. 紫茎泽兰茎和叶片及叶绿素荧光相关参数对不同温度处理的响应差异 [J]. 生态学报, 29(10): 5424–5433.]
- XU T, WANG F, GUO Q, et al, 2014. Transfer characteristic and source identification of soil heavy metals from water-level-fluctuating zone along Xiangxi River, Three-Gorges Reservoir Area [J]. Chin J Environ Sci, 35(4): 1502–1508. [胥焘, 王飞, 郭强, 等, 2014. 三峡库区香溪河消落带及库岸土壤重金属迁移特征及来源分析 [J]. 环境科学, 35(4): 1502–1508.]
- YAN TL, ZHONG CR, LIU Q, 2015, et al. Effects of Pb and Zn on the growth and physiological response of *Sesuvium portulacastrum* [J]. Guihaia, 35(5): 668–672. [严廷良, 钟才荣, 刘强, 等, 2015. 海马齿对重金属 Pb、Zn 胁迫的生长及生理生化响应 [J]. 广西植物, 35(5): 668–672.]
- YANG QL, WU ZZ, CHEN JL, et al, 2015. Research status of phytoremediation of heavy metals contaminated soil and prospects of water and fertilizer regulating technology [J]. Ecol Environ Sci, 24(6): 1075–1084. [杨启良, 武振中, 陈金陵, 等, 2015. 植物修复重金属污染土壤的研究现状及其水肥调控技术展望 [J]. 生态环境学报, 24(6): 1075–1084.]
- YAN Y, LI JP, ZHAO ZG, et al, 2008. Advances in the mechanisms of heavy metal tolerance and accumulation in hyperaccumulators [J]. Guihaia, 28(4): 505–510. [闫研, 李建平, 赵志国, 等, 2008. 超富集植物对重金属耐受和富集机制的研究进展 [J]. 广西植物, 28(4): 505–510.]
- YI ZC, HE JB, CHENG H, et al, 2014. Effects of Cd polluted soil on the modular growth and physiological characteristics of *Pennisetum hybridum* [J]. J Agro-Environ Sci, 33(2): 276–282. [易自成, 贺俊波, 程华, 等, 2014. 镉对皇竹草构件生长及生理特性的影响 [J]. 农业环境科学学报, 33(2): 276–282.]
- ZHOU XL, NIU LY, ZHENG NG, et al, 2015. Effects of two hydrogen-oxidizing bacterial (zw-17, zw-35) on *Pak choi* growth under heavy metal stress [J]. Guihaia, 35(5): 673–678. [周晓伦, 牛李莹, 郑宁国, 等, 2015. 两株氢氧化细菌 (zw-17, zw-35) 对重金属胁迫下白菜幼苗生长的影响 [J]. 广西植物, 35(5): 673–678.]
- ZOU CP, CHEN JF, SUN YB, et al, 2015. Experimental study of cadmium accumulation and migration characteristics of *Bidens pilosa* L. [J]. S Chin Agric, 9(7): 23–26. [邹春萍, 陈金峰, 孙映波, 等, 2015. 白花鬼针草对镉的富集与迁移特性试验研究 [J]. 南方农业, 9(7): 23–26.]
- ZHOU H, GUO SR, SHAO HJ, et al, 2014. Effects of osmotic Ca(NO₃)₂ and NaCl stress on growth and physiological characteristics of cucumber seedlings [J]. Acta Ecol Sin, 34(7): 1880–1890. [周珩, 郭世荣, 邵慧娟, 等, 2014. 等渗 NaCl 和 Ca(NO₃)₂ 胁迫对黄瓜幼苗生长和生理特性的影响 [J]. 生态学报, 34(7): 1880–1890.]