

重金属镉对斜生栅藻光合作用的影响*

段晨雪¹ 张宝玉² 伍松翠^{2,3} 冯建华¹ 王广策^{2①}

(1. 天津科技大学海洋科学与工程学院 天津 300457; 2. 中国科学院海洋研究所 青岛 266071;
3. 中国科学院大学 北京 100049)

摘要 本文研究了斜生栅藻(*Scenedesmus obliquus*)对重金属镉(Cd)的吸附情况及不同浓度的镉处理和恢复处理下斜生栅藻的光合活性。研究表明:斜生栅藻对镉有高达 97%的吸附率, Cd²⁺对斜生栅藻的生长半抑制浓度(IC₅₀-96h)为 119.04 μmol/L。浓度高于 50 μmol/L 的 Cd²⁺不仅会抑制叶绿素 a 的合成,还会明显抑制斜生栅藻的光合活性,并且这种抑制作用对于光系统 II 更显著。添加新鲜培养基的处理方式,不仅不能恢复其光合活性,反而导致其实际光合量子产量和最大光合量子产量几乎为零。而浓度为 1—10 μmol/L 的 Cd²⁺对斜生栅藻的损伤并不大,尚能保持较高的光合活性。因此,我们初步认为斜生栅藻作为治理镉污染水体的吸附材料有着良好的发展前景。

关键词 斜生栅藻; 镉处理; 光合作用; 光系统 I; 光系统 II

中图分类号 Q945.11 **doi:** 10.11693/hyhz20140700195

随着采矿、冶炼电镀、化工等工业的发展,镉(Cd)污染问题日益严重(王建龙等, 2010)。镉是毒性最强的重金属之一,一旦进入环境后,不仅不能被生物所降解,且往往参与食物链的循环并在生物体内积累,破坏生物体正常生理代谢,最终危害人体健康(Mountouris *et al*, 2002; 邹森林, 2010)。现阶段处理含重金属污水的方法一般是化学方法、絮凝、沉淀法等。这对于去除重金属比较方便,但其回收费用高而效果不明显(孟春晓等, 2009)。研究表明利用微藻吸附重金属有以下诸多优点:应用范围广,不容易产生二次污染;吸附容量大,去除效率高;原料来源广,容易人工培养;成本低;吸附的金属容易重新获取,有利于微藻的重复利用和重金属的回收(潘进芬等, 2000; 李琛, 2011; 张阳等, 2012)。

斜生栅藻(*Scenedesmus obliquus*)是一种单细胞真核绿藻,生境分布广泛。该藻因其能积累大量中性脂而作为生产生物柴油的理想原料之一(Gouveia *et al*, 2009)。斜生栅藻通常由4个细胞组成定形群体, Salim 等(2011)的研究表明斜生栅藻的细胞可以自絮凝,因

此,这对微藻的采收工作非常有利,有效降低了采收成本。

目前,关于利用斜生栅藻吸附重金属已展开较多的研究,研究内容主要集中在重金属吸附动力学和对微藻细胞结构、生长的影响(刘益浩, 2007),而重金属对微藻光合作用影响的相关报道还相对少见(Zeng *et al*, 2012; Ouyang *et al*, 2013)。因此,本实验采用Dual-PAM-100双通道荧光仪,研究了不同Cd²⁺浓度处理对斜生栅藻光系统 I (PS I)和光系统 II (PS II)的影响,以及微藻吸附重金属后的恢复能力。实验结果可作为斜生栅藻耐镉机理研究的必要补充,从而为斜生栅藻吸附重金属的生态修复工作提供一定的理论基础。

1 材料与方法

1.1 藻种

斜生栅藻(*Scenedesmus obliquus*)由中国科学院海洋研究所实验海洋生物学重点实验室王广策课题组提供。用BG-11培养基(Rippka *et al*, 1979)单藻种静

* 科技部国家科技基础性工作专项, 2012FY112900-01; 天津市自然科学基金重点项目, 12JCZDJC22200。段晨雪, 硕士研究生, E-mail: 271222545@qq.com

通讯作者: 王广策, 研究员, 博士生导师, E-mail: gchwang@qdio.ac.cn

收稿日期: 2014-07-09, 收修改稿日期: 2014-10-13

置培养。培养温度(28±2)°C, 光强为 100μmol/(m²·s), 光暗比为 12h : 12h。

1.2 叶绿素 *a* 浓度测定

每天取藻液, 用80%的丙酮抽提, 通过分光光度计(Shimadzu UV-1800, Japan)测定663nm和645nm处的光密度值, 即OD₆₆₃和OD₆₄₅, 通过公式计算叶绿素 *a*浓度(Arnon, 1949):

$$\text{chl } a = 0.0127\text{OD}_{663} - 0.00269\text{OD}_{645}$$

1.3 重金属胁迫及恢复处理

实验在 500mL 锥形瓶里进行, 在 BG-11 培养液中加入 CdCl₂, 使 Cd²⁺终浓度分别为 0、1、10、50、100、150μmol/L。将培养到指数生长期的斜生栅藻, 分别接种到上述含不同浓度 Cd²⁺的 BG-11 培养基中, 接种密度为 3×10⁶cell/mL。每个浓度设置三个平行。

恢复处理时, 将经过重金属处理的斜生栅藻静置 1—2h, 待藻细胞自然沉降到锥形瓶底部后, 将上面的培养液缓慢倒出一半, 并加入等量无 Cd²⁺的标准 BG-11 培养基, 放回光照培养箱继续培养。此时重金属含量比之前降低了一半, 恢复处理时每天重复这样的步骤, 3 天后藻液中的重金属含量仅为最初的 1/8。

1.4 半抑制浓度(IC₅₀-96h)的测定

按照等对数间距设置 Cd²⁺浓度为 0、50、75、112.5、169、253μmol/L, 藻细胞密度通过测定 650nm 吸光度的变化来反映。半抑制浓度(IC₅₀-96h)利用机率单位法(周永欣等, 1989)计算得出。

1.5 光合活性测定

使用双通道脉冲振幅调制荧光仪(Dual-PAM-100), 同时测定 P700(PS I)和叶绿素荧光。

每天取藻液, 通过离心(Eppendorf 5804R, 5000g, 5min)浓缩成叶绿素 *a*浓度=60mg/L, 放入配套的石英测定杯中进行测定。测定前暗适应 15min, 并在暗适应期间通过小转子进行混匀。

当测定开始时, 关闭转子。设定测量参数后(保存测量参数模板, 以备下次使用), 同步测定其P700(PS I)和叶绿素荧光(PS II)的诱导曲线。按照Maxwell等(2000)介绍的原理和方法, 分别对藻体PS II的最大光合量子产量(F_v/F_m)、实际光合量子产量 $Y(II)$; PS I 反应中心的光合活性采用Schreiber介绍的方法(Klughammer *et al*, 1994)在远红光存在的条件下对藻体施以饱和脉冲进行测定光化学量子产量 $Y(I)$ 。

1.6 培养液中重金属含量测定

在实验的第 1, 3, 5 天分别取 5mL 藻液, 反复离心

几次确保得到无藻细胞的培养液。将样品送至中国科学院海洋研究所分析测试中心, 通过原子吸收分光光度法(国家标准 GB7475-87)测定 Cd²⁺浓度。

1.7 数据分析

实验数据通过 SPSS 19.0 软件进行统计分析, 统计图用 Microsoft Excel 软件绘制。

2 结果

2.1 不同 Cd²⁺ 浓度对斜生栅藻生长以及光合作用的影响

图 1 为 96h 时, 不同浓度 Cd²⁺下由 OD₆₅₀ 表示的细胞密度值。可以看出随 Cd²⁺浓度的升高, OD₆₅₀ 值缓慢下降, 当浓度大于 112.5μmol/L 时, 与对照组有显著差异($P < 0.05$)。根据机率单位法, 计算每个 Cd²⁺浓度下的斜生栅藻生长抑制率, 转换为机率单位, 在建立机率单位(y)与浓度对数(x)的关系方程, $y = 2.0474x + 0.7502$ ($R^2 = 0.9892$), 从曲线中得出 IC₅₀ = 119.04μmol/L。

图 2 表明了不同 Cd²⁺浓度对斜生栅藻叶绿素 *a* 含量的影响。接种初期, 低浓度 1、10μmol/L 两组的叶绿素 *a* 比对照组略高, 而从第 3 天开始降至低于对

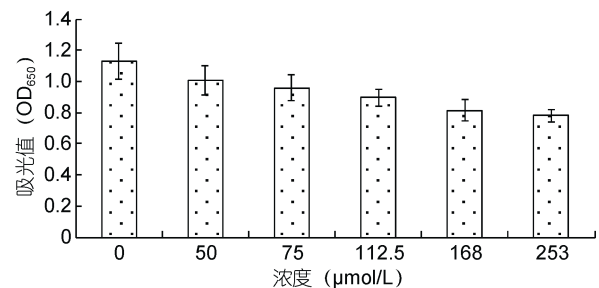


图 1 96h 不同 Cd²⁺浓度下斜生栅藻的细胞密度
Fig.1 The change of OD₆₅₀ in *S. obliquus* under different Cd²⁺ concentrations in 96h treatment

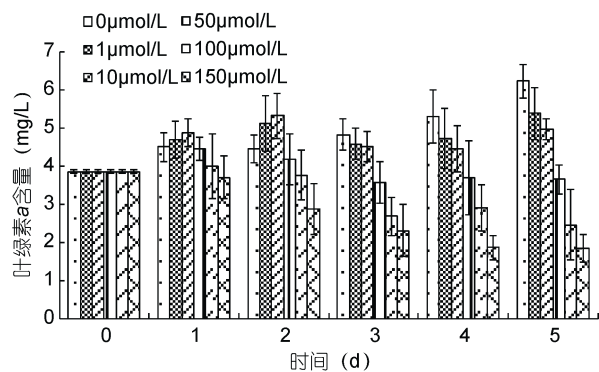


图 2 不同 Cd²⁺浓度下斜生栅藻的叶绿素 *a* 含量
Fig.2 The change of chl *a* in *S. obliquus* under different Cd²⁺ concentrations

照组的水平, 但与对照组没有显著差异。而高浓度 50、100、150 $\mu\text{mol/L}$ 组则一直呈现逐渐下降的趋势, 第 3 天开始这三组的叶绿素 a 含量与对照组有极显著的差异 ($P < 0.01$)。高浓度的 Cd^{2+} 能够明显抑制斜生栅藻叶绿素 a 的合成, 而低浓度的影响不显著。

从图 3 可以看出, Cd^{2+} 对于斜生栅藻 PS I 的实际光合量子产量 $Y(\text{I})$ 影响并不十分明显, 直至第五天, 50、100、150 $\mu\text{mol/L}$ 组与对照组有显著差异 ($P < 0.05$)。对于 PS I 来说, Cd^{2+} 浓度低于 150 $\mu\text{mol/L}$ 对 PS I 的实际光合量子产量影响不大。

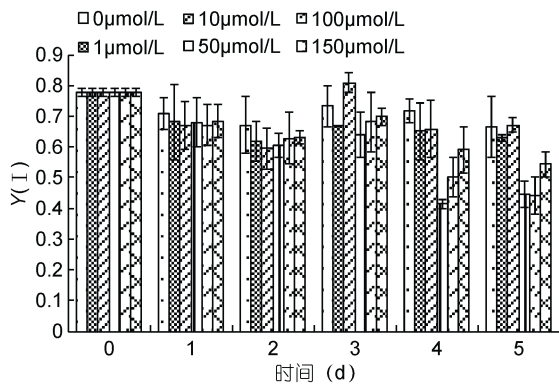


图 3 不同 Cd^{2+} 浓度下斜生栅藻光系统 I 的光化学量子产量 $Y(\text{I})$

Fig. 3 The change of the effective quantum yield of PS I [$Y(\text{I})$] of *S. obliquus* under different Cd^{2+} concentrations

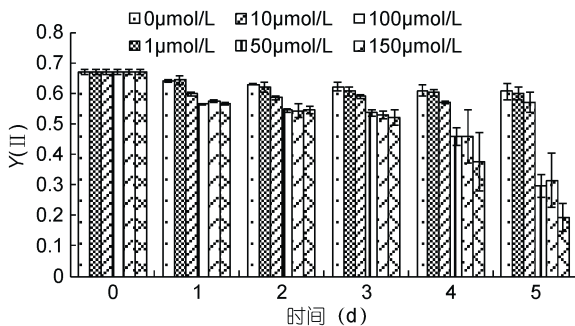


图 4 不同 Cd^{2+} 浓度下斜生栅藻光系统 II 的光化学量子产量 $Y(\text{II})$

Fig. 4 The change of effective quantum yield of PS II [$Y(\text{II})$] in *S. obliquus* under different Cd^{2+} concentrations

F_v/F_m 值代表了 PS II 的最大光合量子产量, 正常培养状态下的斜生栅藻 F_v/F_m 值一般在 0.7 左右。从图 5 的数据中可以看到, F_v/F_m 从加入 Cd^{2+} 24h 后就开始出现下降趋势, 除 1 $\mu\text{mol/L}$ 组外都有显著差异 ($P < 0.01$)。

与 F_v/F_m 的趋势相似, 加入浓度大于 1 $\mu\text{mol/L}$ 的 Cd^{2+} 时, $Y(\text{II})$ 的活性会在 24h 出现明显降低 ($P < 0.01$)。

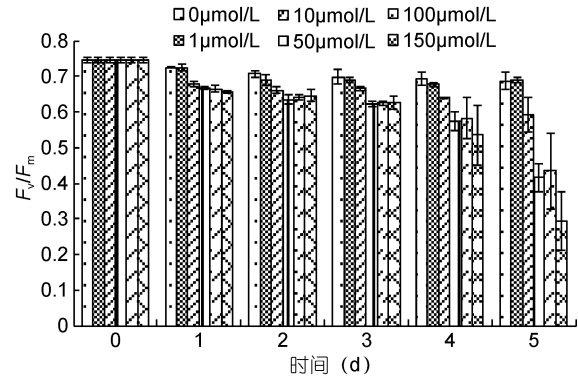


图 5 不同 Cd^{2+} 浓度下斜生栅藻光系统 II 的最大光合量子产量 (F_v/F_m)

Fig. 5 The change in the maximum PS II quantum yield (F_v/F_m) in *S. obliquus* under different Cd^{2+} concentrations

第 5 天时, 150 $\mu\text{mol/L}$ 组的 $Y(\text{II})$ 值降到了 0.2, 仅为对照组的 31.66%, PS II 的活性相当低。

2.2 重金属吸附情况

加入 Cd^{2+} 24h 后, 溶液中的 Cd^{2+} 浓度达到了最低值, 与刚加入重金属时有极显著差异 ($P < 0.01$), 含量都低于 0.4mg/L。第 3 天开始出现上升趋势, 第 5 天时, 50、150 $\mu\text{mol/L}$ 组的 Cd^{2+} 浓度出现了显著的上升 ($P < 0.05$)。 Cd^{2+} 浓度的回升, 可能是由于斜生栅藻的细胞受损而导致的重金属析解。

表 2 中可以看到, 斜生栅藻对 Cd^{2+} 的吸附率随 Cd^{2+} 浓度的升高从 71.58% 升到了 97.83%。同时, 这 5 组浓度中, 吸附率最高时都在第 1 天, 之后都出现了

表 1 斜生栅藻吸附过程中溶液的 Cd^{2+} 浓度

Tab.1 The concentration of dissolved Cd^{2+} during the adsorption of *S. obliquus*

Cd^{2+} 浓度 ($\mu\text{mol/L}$)	不同处理时间溶液中 Cd^{2+} 浓度 (mg/L)			
	0d	1d	3d	5d
1	0.1167	0.0313	0.0332	0.0368
10	1.1670	0.2907	0.3010	0.2903
50	5.8350	0.3577	0.3693	0.5253
100	11.6700	0.3460	0.4083	0.6877
150	17.5050	0.3790	0.4447	1.8153

表 2 斜生栅藻对 Cd^{2+} 的吸附率

Tab.2 The Cd^{2+} adsorption rate in *S. obliquus*

Cd^{2+} 浓度 ($\mu\text{mol/L}$)	不同处理时间斜生栅藻对 Cd^{2+} 吸附率 (%)		
	1d	3d	5d
1	73.15	71.58	68.44
10	75.09	74.21	75.12
50	93.87	93.67	91.00
100	97.04	96.50	94.11
150	97.83	97.46	89.63

一定的降低。只有 50、150 $\mu\text{mol/L}$ 组在第 5 天的吸附率出现了显著降低($P<0.05$)。

2.3 恢复处理对斜生栅藻生长以及光合作用的影响

在 3 天恢复处理中, 对照组的叶绿素 a 含量明显升高, 补充的新鲜培养基促进了斜生栅藻的生长。恢复初期, 低浓度 1、10 $\mu\text{mol/L}$ 两组的叶绿素 a 含量呈上升趋势, 恢复至第 3 天时两组都出现了降低, 1 $\mu\text{mol/L}$ 组比对照组显著降低($P<0.05$), 10 $\mu\text{mol/L}$ 组与对照组有极显著差异($P<0.01$)。而高浓度组 50、100、150 $\mu\text{mol/L}$ 则一直呈下降趋势。说明重金属 Cd^{2+} 的加入会影响斜生栅藻叶绿素 a 的合成, 并且随着 Cd^{2+} 浓度升高叶绿素 a 的合成明显受到抑制, 即使进行恢复处理也不能缓解这种抑制情况。

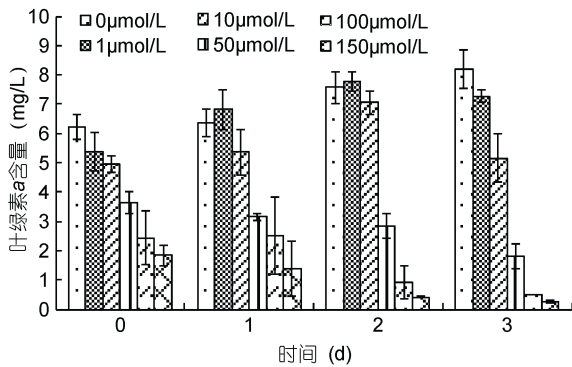


图 6 恢复期间, 不同浓度 Cd^{2+} 对斜生栅藻的叶绿素 a 含量

Fig.6 The change of chl a in *S. obliquus* under different Cd^{2+} concentrations during recovery stage

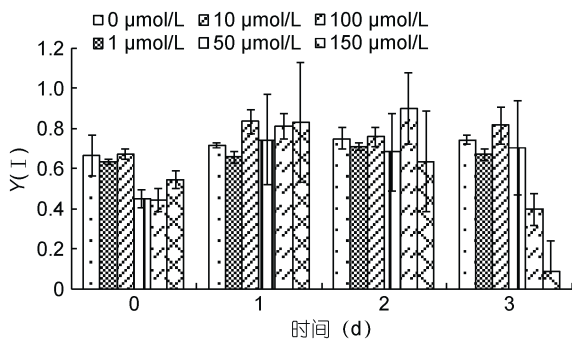


图 7 恢复期间不同 Cd^{2+} 浓度下斜生栅藻光系统 I 的光化学量子产量 $Y(I)$

Fig.7 The change in the effective quantum yield of PS I [$Y(I)$] of *S. obliquus* under different Cd^{2+} concentrations during recovery stage

虽然在恢复初期, $Y(I)$ 出现了一定的升高, 但到了第 3 天, 高 Cd^{2+} 浓度组即 100、150 $\mu\text{mol/L}$ 出现了显著地降低($P<0.05$)。

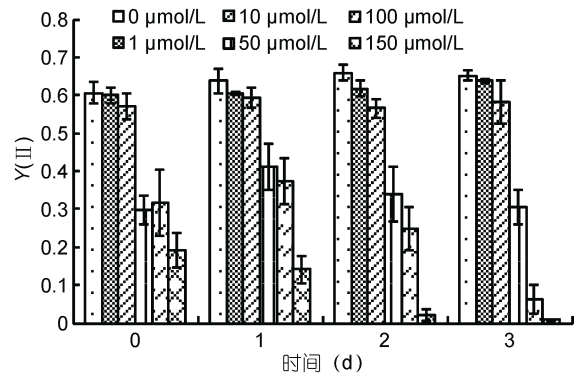


图 8 恢复期间不同 Cd^{2+} 浓度下斜生栅藻光系统 II 的光化学量子产量 $Y(II)$

Fig.8 The change in the effective quantum yield of PS II [$Y(II)$] in *S. obliquus* under different Cd^{2+} concentrations during recovery stage

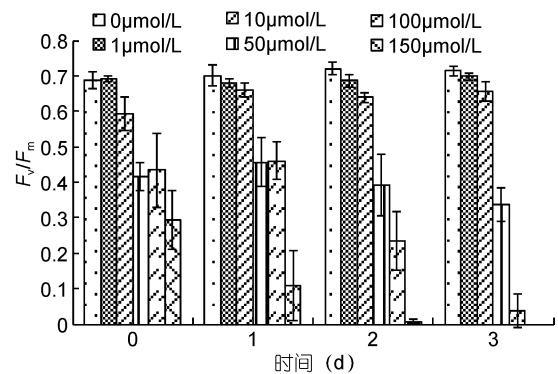


图 9 不同 Cd^{2+} 浓度下斜生栅藻光系统 II 的最大光合量子产量 (F_v/F_m)

Fig.9 The change of the maximum PS II quantum yield (F_v/F_m) in *S. obliquus* under different Cd^{2+} concentrations during recovery stage

图 8 中可以看到, 即使在恢复期中添加了新鲜培养基, 但 $Y(II)$ 的光合活性仍然在降低。

从 F_v/F_m 的数据来看, 低浓度组依然保持着略低于对照组的水平, 其中 10 $\mu\text{mol/L}$ 组在恢复的第一天出现了显著的上升($P<0.05$), 但之后的第三天仍出现了明显的下降($P<0.05$)。而 50 $\mu\text{mol/L}$ 和 100 $\mu\text{mol/L}$ 组与之类似, 同样有着先小幅度升高, 而后显著降低的趋势。150 $\mu\text{mol/L}$ 组则在恢复中一直处于下降趋势。

$Y(II)$ 的数据中我们可以看到, 100 $\mu\text{mol/L}$ 和 150 $\mu\text{mol/L}$ 两组分别于恢复的第 2、3 天降到了几乎为零, 说明此时的斜生栅藻 PS II 几乎无活性, 无法进行正常的光合作用。而低浓度组 1 $\mu\text{mol/L}$ 和 10 $\mu\text{mol/L}$ 组虽然出现了一定程度的升高, 却始终未能恢复到对照组的水平, 再次证明了重金属 Cd^{2+} 胁迫的不可逆。

3 讨论

综合所有数据, 我们发现, 当 Cd^{2+} 浓度为 $10\mu\text{mol/L}$ 时, 吸附率为75.09%, 而其他几组浓度时吸附率均高达90%, Cd^{2+} 浓度为 $150\mu\text{mol/L}$ 时吸附率最高, 为97.83%。也就是说, 斜生栅藻对重金属Cd有较好的吸附率。Chen等(2012)利用通气(2.5% CO_2)培养斜生栅藻CNW-N, 得到其吸附 CdCl_2 的最适条件为: pH 6.0、温度 30°C 、 Cd^{2+} 浓度为 50mg/L , 最高吸附率为98.4%, 与本文中的最高吸附率97.83%数据相近。

本文研究表明在低 Cd^{2+} 浓度时, 由于斜生栅藻自身对重金属的耐性机制, 使其对斜生栅藻的叶绿素含量以及光合作用影响不明显。而高浓度 Cd^{2+} 毒害作用则明显表现在光合活性的快速降低。叶绿素是光合作用的物质基础, 其含量高低将直接影响光合作用的强弱及物质合成速率的高低(李裕红等, 2006)。叶绿素 a 既是天线色素也是参与光反应的中心色素, 因而其含量的高低对光合作用更为重要。本实验的数据表明, 重金属 Cd^{2+} 对斜生栅藻叶绿素 a 的合成有抑制作用。Stobart等(1985)认为, 叶绿素含量的降低与合成叶绿素所需的酶受重金属破坏有关, Cd抑制原叶绿素酸酯还原酶活性, 进而影响了氨基- γ -酮戊二酸的合成, 从而导致了叶绿素含量的下降(李建宏等, 2004)。

图4、5的数据表明, 当加入 Cd^{2+} 后, 斜生栅藻PS II的 $Y(\text{II})$ 和 F_v/F_m 值在24h后就有了显著的下降趋势, 说明重金属 Cd^{2+} 对栅藻PS II的破坏作用是相当快的, 并随着时间的推移光合活性越低, 并且这种对PS II的损伤既不能自愈, 也不能通过加入新鲜培养基缓解。 Cd^{2+} 对PS II的抑制作用在Mallick等(2003)和Miao等(2005)的研究中都有报道。Nirupama的研究发现, 在Zn、Cr、Cd几种重金属胁迫下, 绿藻*Scenedesmus*的PS II各项光合活性参数初始荧光产量 F_0 、 F_v/F_m 、非光化学淬灭系数 q_N 、光化学淬灭系数 q_P 等都有着显著的下降趋势, 推测PS II是重金属胁迫的最初反应位点。Sbihi等(2012)的研究发现, Cd对硅藻*P. Lanceolatum*的 IC_{50} 为 0.25mg/L , 但当Cd浓度大于等于 0.1mg/L 时叶绿素 a 含量和 F_v/F_m 值都出现了显著的变化, 并且Zn和Cu的数据也发现了这种规律, 所以Shibi认为重金属对微藻光合作用的影响要大于对藻细胞生长的影响。通过比较本文96h的 OD_{650} (图1)与 Cd^{2+} 处理4天的叶绿素 a 含量(图2)、 F_v/F_m 值(图5)两组数据, 也能得到类似的结果。

同时, 本文的数据发现, 相比于PS II的影响来说, Cd^{2+} 对斜生栅藻PS I的破坏虽然也不可逆, 但程度比PS II较低。Husaini等(1991)认为这是由于在应对镉胁迫时PS II比PS I的反应更加敏感。而相反, Zhou等(2006)通过对铜绿微囊藻(*M. Aeruginosa*)的研究认为, Cd^{2+} 的抑制作用位点并不是在PS II或者PS I水平, 而是位于电子传递链的末端铁氧还蛋白/NADP⁺还原酶(FNR)。对于重金属离子在PS II的抑制部位和作用机理, 可以加入人工电子供体(如DPC、 NH_2OH 和Mn)来研究。Bazzaz等(1974)用 Cd^{2+} 处理木豆 pigeonpea(*Cajanus cajan* L., cv. UPAS-120)叶片的离体叶绿体, 加入PS II氧化侧电子供体DPC, Cd^{2+} 抑制的PS II活性恢复至对照水平, 推测 Cd^{2+} 作用于PS II氧化侧。重金属离子可能和一些参与光合作用的酶结合, 进入细胞内的 Cd^{2+} 能与酶活性中心或蛋白质的巯基结合, 而且还能取代重金属蛋白中的必需元素(如 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Fe^{2+} 等)而导致酶活性的下降或丧失, 抑制细胞的生理过程(罗立新等, 1998; Zhao et al, 2002)。

Cd^{2+} 对植物的毒害及植物的耐性机理十分复杂。到目前为止, 镉污染对植物的生理生态效应的研究中主要集中在一些高等植物上, 对微藻光合作用的影响、后期恢复能力及微藻的耐受机理研究相对较少。本文从光合作用方面探讨了 Cd^{2+} 对栅藻生长的影响, 从而为利用微藻处理含重金属废水的开发应用提供基础研究数据。

参 考 文 献

- 王建龙, 陈 灿, 2010. 生物吸附法去除重金属离子的研究进展. 环境科学学报, 30(4): 673—701
- 刘益浩, 2007. 斜生栅藻与重金属的相互作用研究. 南京: 淮海大学硕士学位论文, 8—10
- 李 琛, 2011. 藻类在含重金属废水处理中的应用. 电镀与精饰, 33(2): 19—23
- 李建宏, 浩云涛, 翁永萍, 2004. Cd^{2+} 胁迫条件下椭圆小球藻的生理应答. 水生生物学报, 28(6): 659—663
- 李裕红, 黄小瑜, 2006. 重金属污染对植物光合作用的影响. 环境科研, (6): 23—24
- 邹森林, 2010. 电镀废水处理的研究进展. 广东化工, 37(8): 142—144
- 张 阳, 耿存珍, 2012. 天然藻类吸附重金属的研究. 环境保护科学, 38(6): 27—32
- 罗立新, 孙铁珩, 靳月华, 1998. 镉胁迫对小麦叶片细胞膜脂过氧化物的影响. 中国环境科学, 18(1): 72—75
- 周永欣, 章宗涉, 1989. 水生生物毒性试验方法. 北京: 农业

- 出版社, 114—122
- 孟春晓, 高政权, 2009. 微藻对重金属污染的生物修复研究现状与展望. 水产科学, 28(12): 795—797
- 潘进芬, 林荣根, 2000. 海洋微藻吸附重金属的机理研究. 海洋科学, 24(2): 31—34
- Arnon D I, 1949. Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxidase in beta vulgaris. Plant Physiology, 24(1): 1—15
- Bazzaz M B, Govindjee, 1974. Effects of cadmium nitrate on spectral characteristics and light reactions of chloroplasts. Environmental Letters, 6(1): 1—12
- Chen C Y, Chang H W, Kao P C *et al*, 2012. Biosorption of cadmium by CO₂-fixing microalga *Scenedesmus obliquus* CNW-N. Bioresource Technology, 105: 74—80
- Gouveia L, Oliveira A C, 2009. Microalgae as a raw material for biofuels production. Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology, 36(2): 269—274
- Husaini Y, Rai L C, 1991. Studies on nitrogen and phosphorus metabolism and the photosynthetic electron transport system of *Nostoc linckia* under cadmium stress. Journal of Plant Physiology, 138(4): 429—435
- Klughammer C, Schreiber U, 1994. An improved method, using saturating light pulses, for the determination of photosystem I quantum yield via P700⁺-absorbance changes at 830nm. Planta, 192(2): 261—268
- Mallick N, Mohn F H, 2003. Use of chlorophyll fluorescence in metal-stress research: a case study with the green microalga *Scenedesmus*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 55(1): 64—69
- Maxwell K, Johnson G N, 2000. Chlorophyll fluorescence—a practical guide. Journal of Experimental Botany, 51(345): 659—668
- Miao A J, Wang W X, Juneau P, 2005. Comparison of Cd, Cu, and Zn toxic effects on four marine phytoplankton by pulse-amplitude-modulated fluorometry. Environmental Toxicology and Chemistry, 24(10): 2603—2611
- Mountouris A, Voutsas E, Tassios D, 2002. Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: the importance of bioavailability. Marine Pollution Bulletin, 44(10): 1136—1141
- Rippka R, J Deruelles J, Waterbury J B *et al*, 1979. Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. Journal of General Microbiology, 111(1): 1—61
- Salim S, Bosma R, Vermue M H *et al*, 2011. Harvesting of microalgae by bio-flocculation. Journal of Applied Phycology, 23(5): 849—855
- Sbihi K, Cherifi O, El Gharmali A *et al*, 2012. Accumulation and toxicological effects of cadmium, copper and zinc on the growth and photosynthesis of the fresh water diatom *Planothidium lanceolatum* (Brébisson) ange-Bertalot: a laboratory study. Journal of Material Environment Sciences, 3(3): 497—506
- OuYang H L, Kong X Z, Lavoie M *et al*, 2013. Photosynthetic and cellular toxicity of cadmium in *Chlorella vulgaris*. Environmental Toxicology and Chemistry, 32(12): 2762—2770
- Stobart A K, Griffiths W T, Ameen-Bukhari I, *et al*, 1985. The effect of Cd²⁺ on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. Physiologia Plantarum, 63(3): 293—298
- Zeng Y, Wu Y, Li D *et al*, 2012. Two-photon excitation chlorophyll fluorescence lifetime imaging: a rapid and noninvasive method for in vivo assessment of cadmium toxicity in a marine diatom *Thalassiosira weissflogii*. Planta, 236(5): 1653—1663
- Zhao F J, Hamon R E, Lombi E *et al*, 2002. Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. Journal of Experimental Botany, 53(368): 535—543
- Zhou W B, Juneau P, Qiu B S, 2006. Growth and photosynthetic responses of the bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* to elevated levels of cadmium. Chemosphere, 65(10): 1738—1746

EFFECT OF CADMIUM ON PHOTOSYNTHESIS OF *SCENEDESMUS OBLIQUUS*

DUAN Chen-Xue¹, ZHANG Bao-Yu², WU Song-Cui^{2,3}, FENG Jian-Hua¹, WANG Guang-Ce²

(1. College of Marine Science and Engineering, Tianjin University of Science and Technology, Tianjin 300457, China; 2. Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071, China; 3. University of Chinese Academy of Science, Beijing 100049, China)

Abstract We investigated the absorption rate, photosynthetic activity, and recovery process of *Scenedesmus obliquus* under different concentrations of cadmium (Cd²⁺). The cadmium absorption rate of *S. obliquus* could reach as high as 97%. The half maximal inhibitory concentration (IC₅₀) of Cd²⁺ reached 119.04 μmol/L in 96h. The concentration of chlorophyll *a* and photosynthetic activity of *S. obliquus* were both significantly decreased, especially in PS (photosystem), when final concentration of Cd²⁺ was higher than 50 μmol/L. Photosynthetic activity did not restore by adding fresh medium, but led to the depressions in effective PS quantum yield $Y()$ and the maximum PS quantum yield (F_v/F_m) to zero. The impact of Cd²⁺ on *S. obliquus* was not significant under low concentration of 1—10 μmol/L in which *S. obliquus* could maintain a high photosynthetic ability. Therefore, *S. obliquus* is an ideal adsorption material potential for treating cadmium polluted water.

Key words *Scenedesmus obliquus*; cadmium; photosynthesis; PS; PS