

# 细基江蓠(*Gracilaria tenuistipitata*)对海水池塘养殖区 $\text{Cu}^{2+}$ 生物修复的初步研究\*

丁兰平<sup>1</sup> 徐佩杭<sup>1</sup> 杨宇峰<sup>2</sup> 黄冰心<sup>1</sup>

(1. 汕头大学 汕头 515063; 2. 暨南大学 广州 510632)

**摘要** 随着海水养殖业迅速发展, 食用海产品重金属(如 Cu、Cd 等)超标问题日益突出。作为提取藻胶原材料及海洋养殖动物饲料的细基江蓠, 可以大规模生长在海水池塘养殖区, 有望用于该水域重金属污染的生物修复。本实验通过研究细基江蓠(*Gracilaria tenuistipitata*)在 5 个不同  $\text{Cu}^{2+}$  浓度梯度(0、0.05、0.2、0.8、2.0mg/L)环境下的自身生长状况, 及其对  $\text{Cu}^{2+}$  的吸收富集情况, 初步探究了细基江蓠对海水池塘养殖区  $\text{Cu}^{2+}$  的生物修复能力。实验结果显示细基江蓠对  $\text{Cu}^{2+}$  有较强的耐受性和吸收富集能力, 在 0.8mg/L  $\text{Cu}^{2+}$  浓度下细基江蓠既能保证正常生长, 又能吸附水体中最大量的  $\text{Cu}^{2+}$ 。

**关键词** 细基江蓠;  $\text{Cu}^{2+}$ ; 生物修复; 池塘栽培

**中图分类号** S949 **doi:** 10.11693/hyhz20140400104

20 世纪中叶以来, 世界水产养殖业快速发展(杨正勇等, 2010)。1992 年我国海水养殖产量就已达 543.3 万 t, 居世界海水养殖之首(陈思行, 1996)。我国是海水养殖大国, 据联合国粮农组织统计, 2011 年世界海水养殖产量约为 3920 万 t, 而我国海水养殖产量就占约 1550 万 t。并且我国海水养殖产量还在不断增长, 2011 年全国海水养殖产量就比上年增长 4.66% (农业部渔业局, 2012)。

海水养殖可进一步满足人们对蛋白质的大量需求, 同时也能带来巨大的经济效益。但随着养殖规模的扩大及人类对海洋环境的影响, 海产品中重金属的富集及超标已成为一大问题, 并引起广泛的关注。据报道, 伊朗波斯湾地区的金枪鱼罐头和巴西日本海鲜餐厅中的生鱼片均测出含有 Hg、Cd、Pb 等重金属(Emami Khansari *et al*, 2005; Morgano *et al*, 2014); 马来西亚的西海岸中贻贝富集有 Cd、Cu 等重金属(Yap *et al*, 2004); 广东沿海海域有些养殖牡蛎中 Zn、Cu 含量超标, 栉孔扇贝及牡蛎中 Cd 含量也超过无公

害标准, 而珠江三角洲的大量食用海鱼体内均富集有 Cu、Zn、Pb、Cd 等重金属(姜杰等, 2009; Leung *et al*, 2014); 宁波市售海产品中如海蜇、蚶子、贻贝、毛蚶、牡蛎、香螺和泥螺等 Cd、Cu 超标严重(王立等, 2013); 大连市售部分海产品存在不同程度的 Pb、Cd 污染(宋晓昀等, 2013); 广西茅尾海 2 种养殖牡蛎重金属污染严重, 食用价值受到严重威胁(宋忠魁, 2011)。

重金属可通过食物链传递进入人体, 对人体造成多方面、多层次的危害(王豫, 2011; Zhao *et al*, 2014)。因此, 海产品的重金属超标问题需要引起重视, 并对其采取一定的措施。但海水养殖区的环境、构造比较特殊, 如果使用已广泛应用于工业生产中的物理方法[如活性炭吸附法(Hamza *et al*, 2013)]和化学方法[如絮凝沉淀法(韩晓婷等, 2013)、膜分离技术法(邓永光等, 2013)]治理, 不仅耗时费力, 还会带来一定的经济损失, 然而通过生物修复途径则能较好地规避这些缺陷。据报道, 利用海洋微藻如小球藻对

\* “十二五”国家科技支撑项目资助, 2012BAC07B05 号; 国家自然科学基金面上项目资助, 31270257 号; 广东省科技计划项目资助, 2011B031100010 号, 2012A020200007 号; 广东省高等学校人才引进项目资助, 2011 年; 汕头市科技计划项目资助, 2011-162 号, 2012-171 号。丁兰平, E-mail: 977106218@qq.com

通讯作者: 黄冰心, E-mail: bxhuang@stu.edu.cn

收稿日期: 2013-10-18, 收修改稿日期: 2013-12-27

Zn、Pb 等重金属进行生物吸附, 效果显著(Kumar *et al.*, 2013; 申鹰等, 2014); 而利用微生物如海洋细菌对重金属污染水域进行生物修复也是可行的(Dash *et al.*, 2013; Jan *et al.*, 2014)。

另外, 许多研究表明大型海藻对重金属污染有一定的生物修复能力。据报道, 大型海藻孔石莼和裙带菜对 Cu 均有较强的吸附能力(魏海峰等, 2008; Chen *et al.*, 2008); 而龙须菜和马尾藻对水体 Cd 有较好的去除效率, 适宜对海水 Cd 污染进行生物修复(Hashim *et al.*, 2004; 吴小松等, 2009); 另外, 皮江蓠和石生蜈蚣藻(新拟名)*Grateloupia lithophila* 对环境中的 Cd、Hg、Pb、Cd 均有较好的生物吸收能力(Tamilselvan *et al.*, 2013)。利用大型海藻去除重金属有诸多优点, 如能耗低、效率高、吸附量大、环境友好, 以及可处理高浓度或低浓度重金属污染水体等, 潜能巨大(Sheng *et al.*, 2007; Ege *et al.*, 2013)。但并不是所有的大型海藻都可以对重金属污染生物修复, 所选的大型海藻既要有较强的重金属富集能力, 又要对重金属有较高的耐受性和较大的生物量, 如江蓠、海带等(陆开形等, 2006)。

目前, 大多数重金属生物修复研究多集中在近海岸, 对于我国传统海水池塘养殖的相关研究却很少。而海水池塘养殖是沿海养殖的主要方式之一, 属于投饵养殖, 环境更为复杂, 污染物难以稀释减少, 因此海水池塘养殖生物修复研究形势更为严峻。徐永健等(2007)曾研究菊花江蓠对养殖池塘水质修复实验, 主要针对养殖水体中无机氮、无机磷的净化。游翠红等(2012)曾在半封闭式青蟹养殖池塘中放养细基江蓠, 通过水体理化因子、青蟹产量、存活率等指标探讨细基江蓠对该水体水质的改善作用。但除了江蓠外甚少有见报道其它大型海藻用于池塘养殖生物修复, 这与养殖池塘生长环境的特殊性、江蓠的强适应性密切相关。而作为大型经济海藻, 我国的江蓠栽培产量在 2011 年超 15 万 t, 较上年增加 31.94% (农业部渔业局, 2012)。此外, 江蓠可常年进行栽培, 生长力旺盛, 产量较高, 是一类在生物修复方面非常有潜力的大型海藻。而且, 细基江蓠作为我国南部海水池塘栽培的主要大型经济海藻, 已产生较大的经济效益(陈锤, 2001; 潘红球等, 2010), 但目前未见其在海水池塘养殖区重金属生物修复方面的研究报道。

因此, 本文着重探究细基江蓠对海水养殖池塘水体中重金属  $\text{Cu}^{2+}$  的生物修复能力, 以期为进一步治

理海水养殖池塘的重金属污染提供参考。

## 1 材料与方 法

### 1.1 实验材料及预培养

实验材料细基江蓠取自广州市南沙区海水养殖池塘。选择健康藻体, 去除表面杂藻, 用大量海水冲洗材料, 放在室内水族箱内暂养两周。适应期水温  $(24 \pm 1)^\circ\text{C}$ , 光照强度 100—200 lx, 盐度 15, 光周期 12L : 12D。挑选粗壮、分枝茂密整齐、颜色较浓, 且藻体完整、无损伤腐烂现象的江蓠样品进行实验研究。

### 1.2 实验设计

实验所用  $\text{Cu}^{2+}$  用  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  粉末配制。设置了 5 个  $\text{Cu}^{2+}$  浓度, 分别为 0、0.05、0.2、0.8、2.0 mg/L, 每组除 0 mg/L 以外均分别设两个平行(由于藻体生物量不足, 对照组只有一个样)。

实验各组均精确称取鲜活藻体  $(0.800 \pm 0.005)\text{g}$ , 在 200 mL 人工海水和相应浓度梯度的三角瓶内, 同一光照培养箱中恒温培养, 培养条件为温度  $25^\circ\text{C}$ , 光照强度 300—400 lx, 盐度 29, 光周期 12L : 12D, pH=6。

### 1.3 实验分析方法

**1.3.1 细基江蓠的形态学观察** 从实验当天开始, 每天观察藻体在不同浓度的重金属离子处理下外表形态的变化。经过一段时间, 对健康藻体与受胁迫藻体进行切片并用显微镜观察。

**1.3.2 细基江蓠生长率的测定** 处理 14 天后, 用吸水纸吸干江蓠体表水分, 称重, 计算藻体的生长率 SGR (specific growth rate) (刘静雯等, 2001)。

$$\text{生长率 SGR}(\%/d) = [(W_t/W_0)^{(1/d)} - 1] \times 100\%;$$

式中,  $W_t$  为  $t$  时间的鲜重,  $W_0$  为开始时的鲜重,  $t$  为实验天数。

**1.3.3 细基江蓠对水体中  $\text{Cu}^{2+}$  去除率的测定** 于 5 天后取各组水样 20 mL, 过滤加酸然后密封保存, 用极谱仪测定水体中重金属离子的含量。细基江蓠对水体中重金属去除率按以下公式计算: 去除率(%) = [(重金属离子的起始浓度 - 培养后重金属离子的浓度 + 对照组培养后重金属离子浓度) / 重金属离子起始浓度]  $\times 100\%$ 。

**1.3.4 细基江蓠对水体中  $\text{Cu}^{2+}$  吸附量的测定** 按 1.3.3 方法取样并测定后, 计算细基江蓠对水体中重金属  $\text{Cu}^{2+}$  吸附量。计算公式为: 江蓠对重金属离子的吸附量(mg/g) = (重金属离子的起始浓度 - 培养后重金属离子的浓度 + 对照组培养后重金属离子浓度)  $\times$

200mL/江蕨鲜重(g)。

**1.3.5 细基江蕨实际光合效率的测定** 利用 water-pam 分别在第 4、9、14 天时分别对所有样品中的藻体进行实际光合效率 Yield 测定。

**1.3.6 数据处理与分析** 数据用软件 Excel 2003、Origin 8.0 处理。

## 2 结果

### 2.1 $\text{Cu}^{2+}$ 对细基江蕨外观形态的影响

藻体外观形态的变化是反映藻体对重金属胁迫反应最直观的指标。经过 14 天的连续观察,细基江蕨在 0—0.8mg/L 的  $\text{Cu}^{2+}$ 处理下的外观形态基本没有变化,而在 2.0mg/L  $\text{Cu}^{2+}$ 处理下,从第 2 天开始细基江蕨藻体开始绿化,到第 4 天藻体已有一半绿化,到第 14 天仅有少量藻体未被绿化。

由图 1 的 a 与 b 比较可以发现,受胁迫细基江蕨藻体样品大量被绿化。说明在 2.0mg/L  $\text{Cu}^{2+}$ 浓度下,细基江蕨藻体已不能正常生长。

图 2 中 c、d、e、f 均为受胁迫藻体片段, g、h 均

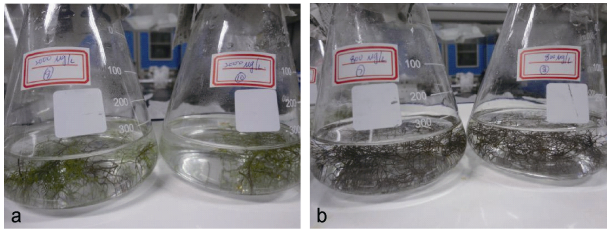


图 1 细基江蕨受胁迫样品(a)与健康样品(b)外观对比  
Fig.1 Comparison in the appearance between stressed samples (a) and healthy samples (b) of *G. tenuistipitata*

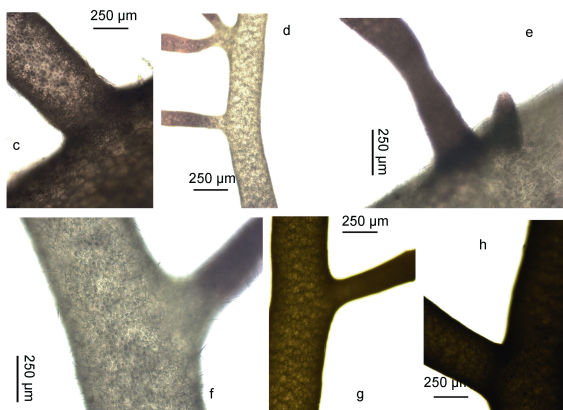


图 2 细基江蕨受胁迫的藻体片段(c, d, e, f)与健康片段(g, h)的形态特征比较

Fig.2 Comparison in morphology between a part of stressed samples (c, d, e, and f) and a part of healthy samples (g and h) of *G. tenuistipitata*

为健康藻体片段,两者比较,可以发现受胁迫藻体表面有大量黑色素沉积,且部分藻体颜色明显变浅,说明  $\text{Cu}^{2+}$ 在藻体内部富集会造藻体色素变化;从 d、e、f 的藻体片段可以看出,大部分藻体绿化是从主轴开始,然后逐步向分枝绿化。

图 3 中 i、j 为健康藻体横切面, k、l 为受胁迫藻体横切面,两者比较可以看出,受胁迫藻体细胞壁稀疏,无构型,细胞杂乱无章,颜色变浅,受损严重。

### 2.2 $\text{Cu}^{2+}$ 对细基江蕨生长的影响

图 4 显示,细基江蕨的生长率 SGR 随着  $\text{Cu}^{2+}$ 浓度的升高呈先上升后下降的趋势,在较高浓度 2.0mg/L  $\text{Cu}^{2+}$ 胁迫下,细基江蕨鲜重出现负增长;在 0.2mg/L  $\text{Cu}^{2+}$ 浓度下,SGR 达最大值,说明在该浓度下细基江蕨生长最为迅速。

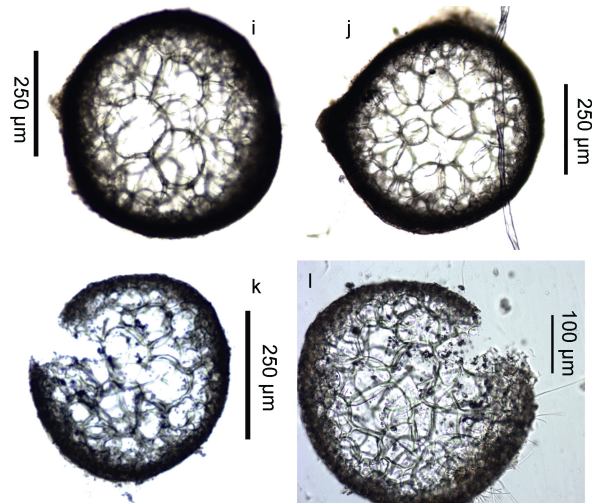


图 3 细基江蕨受胁迫藻体横切面(k, l)与健康藻体横切面(i, j)特征比较

Fig.3 Comparison of the cross section between stressed samples (k and l) and healthy samples (i and j) of *G. tenuistipitata*

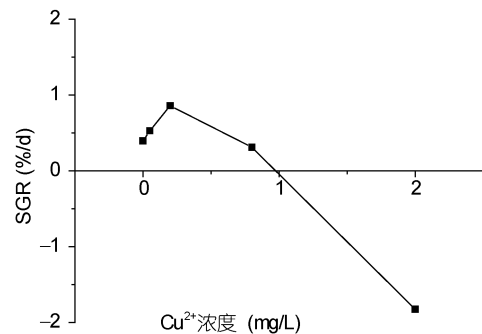


图 4 不同  $\text{Cu}^{2+}$ 浓度对细基江蕨生长率 SGR 的影响  
Fig.4 Effects of various  $\text{Cu}^{2+}$  concentrations on SGR of *G. tenuistipitata*

### 2.3 细基江蓠对水体中 $\text{Cu}^{2+}$ 的去除效果

在培养 5 天后, 细基江蓠对水体中的  $\text{Cu}^{2+}$  的去除效果见图 5。实验结果表明, 细基江蓠在一定程度上能吸收水体中的  $\text{Cu}^{2+}$ , 并且随着时间的变化, 水体中  $\text{Cu}^{2+}$  浓度呈下降趋势。细基江蓠对水体中  $\text{Cu}^{2+}$  的去除率呈先下降再上升的趋势, 在较高浓度  $\text{Cu}^{2+}$  (0.8mg/L) 处理下, 其去除率达到了 55.8%, 而最高浓度  $\text{Cu}^{2+}$  (2.0mg/L) 处理下的去除率为 69.9%。

### 2.4 细基江蓠对水体中 $\text{Cu}^{2+}$ 的吸附能力

本次试验研究了细基江蓠对  $\text{Cu}^{2+}$  处理 5d 后的吸附量, 结果如图 6。由图中的变化趋势可知, 在实验范围内, 细基江蓠对  $\text{Cu}^{2+}$  的吸附量随着  $\text{Cu}^{2+}$  浓度的增高而增大。

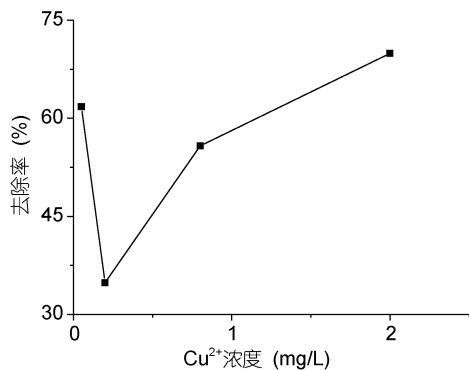


图 5 不同  $\text{Cu}^{2+}$  浓度下细基江蓠去除水体中  $\text{Cu}^{2+}$  的效果  
Fig.5 Removal ratio of  $\text{Cu}^{2+}$  in various  $\text{Cu}^{2+}$  concentrations in seawater by *G. tenuistipitata*

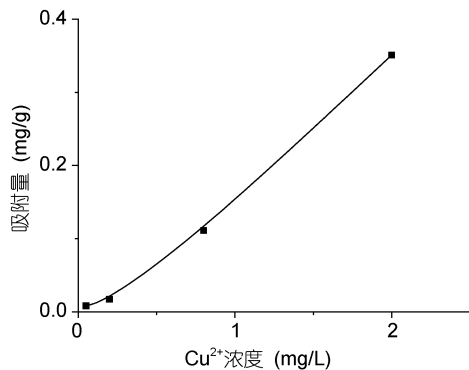


图 6 不同  $\text{Cu}^{2+}$  浓度下细基江蓠吸附  $\text{Cu}^{2+}$  的效果  
Fig.6 Effect of  $\text{Cu}^{2+}$  absorption in various  $\text{Cu}^{2+}$  concentrations by *G. tenuistipitata*

### 2.5 水体中 $\text{Cu}^{2+}$ 浓度对细基江蓠实际光合效率 Yield 值的影响

经测定, 在第 4、9、14 天中, 0—0.8mg/L  $\text{Cu}^{2+}$  浓度培养下的细基江蓠, 测定其实际光合效率  $Y$  值都处于区间 [0.625, 0.720], 且没有明显线性变化, 而

2.0mg/L  $\text{Cu}^{2+}$  浓度培养下的细基江蓠,  $Y$  值均处于区间 [0.413, 0.540]。比较两者区间可知, 2.0mg/L  $\text{Cu}^{2+}$  浓度对细基江蓠产生胁迫, 使其光合效率明显下降。

## 3 讨论

海水池塘养殖大多是半封闭式净水养殖, 对动物养殖来说, 池塘只有蓄水养殖功能, 缺乏有效的水质净化功能, 养殖水环境容易恶化, 重金属难以稀释降解, 导致养殖产品质量及产量下降(宋伟等, 2009)。藻体细胞壁是多孔结构, 有较大的表面积, 且其组成成分提供了大量可以与金属离子结合的官能团, 使得藻类大多可以富集众多金属离子(陆开形等, 2006; 江用彬等, 2007)。本次实验采用的大型海藻细基江蓠具有藻类所具有的一般特性, 均具有适应能力强、生长快、产量高、容易栽培等优点, 细基江蓠也是少数适宜于海水池塘栽培的大型藻类。故研究细基江蓠对海水池塘养殖区重金属  $\text{Cu}$  的生物修复具有较明显的生态意义。

综合分析实验 14d 过程中各组细基江蓠的外观形态, 以及 14d 的生长率的变化, 可以初步反映出重金属  $\text{Cu}$  对细基江蓠生长的影响。结果显示在小于 0.8mg/L  $\text{Cu}^{2+}$  浓度下江蓠形态上未有明显变化, 而在 2.0mg/L  $\text{Cu}^{2+}$  浓度下江蓠明显受到胁迫, 不能正常生长; 细基江蓠的生长率随  $\text{Cu}^{2+}$  浓度的升高呈现先升高后下降的趋势, 在 0.2mg/L  $\text{Cu}^{2+}$  浓度下达最高值, 说明在该浓度下细基江蓠生长速度最快。通过比较 5d 后与最初水体中  $\text{Cu}^{2+}$  含量的变化, 在本实验范围内可以发现细基江蓠对  $\text{Cu}^{2+}$  的去除率随着  $\text{Cu}^{2+}$  浓度的升高呈现先下降后上升的趋势, 在 0.2mg/L  $\text{Cu}^{2+}$  浓度下的去除效果差。通过分析、比较实验数据, 发现这主要是由于 5d 后的 0.05mg/L  $\text{Cu}^{2+}$  浓度下某个测量值出现异常, 导致该浓度下  $\text{Cu}^{2+}$  去除率异常高, 是否属正常现象还有待进一步研究验证。而细基江蓠对  $\text{Cu}^{2+}$  的吸附量随着  $\text{Cu}^{2+}$  浓度的升高呈逐步升高的状态, 这说明在高浓度( 0.8mg/L)时, 细基江蓠对  $\text{Cu}^{2+}$  有较好的去除效果, 且能吸附大量的  $\text{Cu}^{2+}$ 。在实验的第 4、9、14 天测定各组江蓠的光合效率, 得出 2.0mg/L  $\text{Cu}^{2+}$  浓度下的细基江蓠组光合活力明显小于其余实验组, 而其余实验组之间并无明显差异, 再一次说明 2.0mg/L  $\text{Cu}^{2+}$  浓度对江蓠产生严重胁迫, 影响了其光合效率。

本次研究足够说明细基江蓠对重金属铜有较好的耐受性和生物富集能力, 但是实验过程仍然有不

足之处,如实验组不够完善,浓度梯度(0.2—0.8mg/L之间)有待增加等,这也为以后的实验研究提供了参考。

通过本次研究,可以得出在今后的海水池塘养殖中可以选择细基江蕨与鱼虾等进行混养,通过细基江蕨对池塘进行生物修复,以达到单位海产品重金属含量达标的目的。同时细基江蕨是提取琼胶的重要原料,也可作为养殖动物的饵料,具有极高的经济价值,在修复池塘的同时能够获得较高的经济利益,是值得进行大面积推广应用的优良海藻栽培物种。

**致谢** 在本文的工作过程中,汕头市环境保护监测站的李乐研究员为测重金属含量提供技术支持,本实验室谭华强、王展、颜泽伟等研究生在实验过程及文章修改过程中给予了热心帮助与大力支持,谨致谢忱。

### 参 考 文 献

- 王立,姚浔平,范建中,2013.宁波市售海产品铅镉铜含量调查及评价.中国卫生检验杂志,23(8):1981—1984
- 王豫,2011.浅谈食品中重金属对人体的危害及预防.青海农技推广,(4):8—9
- 邓永光,叶恒朋,黎贵亮等,2013.电渗析法处理含铬废水的研究.工业安全与环保,39(1):35—37
- 申鹰,龚会琴,杨鸿波等,2014.利用小球藻监测污染水体中重金属污染和小球藻对重金属的吸附效应研究.贵州科学,32(1):78—81
- 刘静雯,董双林,2001.温度和盐度对几种大型海藻生长率和NH<sub>4</sub>-N吸收的影响.海洋学报,23(2):109—116
- 江用彬,季宏兵,2007.藻类对重金属污染水体的生物修复.地理科学进展,26(1):56—67
- 农业部渔业局,2012.中国渔业统计年鉴.北京:中国农业出版社,23—24
- 杨正勇,黄书培,2010.水产养殖经济研究文献综述.中国渔业经济,28(4):166—176
- 吴小松,黄鹤忠,丁飞飞等,2009.龙须菜对水体Cu<sup>2+</sup>,Cd<sup>2+</sup>的去除效率及其生理响应.水生态学杂志,2(5):41—45
- 宋伟,韩士群,刘海琴等,2009.池塘养殖废水处理技术研究进展.江苏农业科学,(6):277—280
- 宋忠魁,2011.广西茅尾海2种养殖牡蛎重金属含量评价.安徽农业科学,39(1):317—319
- 宋晓昀,李瑞,张磊等,2013.大连市售海产品铅、镉污染状况分析与评价.实用预防医学,20(12):1474—1475
- 陆开彤,唐建军,蒋德安,2006.藻类富集重金属的特点及其应用展望.应用生态学报,17(1):118—122
- 陈锤,2001.海水养殖江蕨栽培.北京:中国农业出版社,1—3
- 陈思行,1996.世界海水养殖概述.海洋渔业,(1):44—46
- 姜杰,丘红梅,张慧敏等,2009.广东沿海海域海产品中重金属的含量及评价.环境与健康杂志,26(9):814—816
- 徐永健,陆开宏,韦玮,2007.大型海藻江蕨对养殖池塘水质污染修复的研究.中国生态农业学报,15(5):156—159
- 韩晓婷,常青,王刚等,2013.重金属絮凝剂PEX对水中铅的去除性能研究.环境科学与技术,36(1):44—47
- 游翠红,韩耀龙,吴清洋等,2012.细基江蕨对半封闭式拟穴青蟹养殖池塘水质的改善作用.中国农学通报,28(14):138—143
- 潘红球,李思东,2010.江蕨的资源开发利用新进展.热带农业科学,20(10):47—50+89
- 魏海峰,刘长发,张俊新等,2008.孔石莼(*Ulva pertusa*)对铅、铜、镉的吸收.环境科学与管理,33(8):51—53
- Chen Z, Ma W, Han M, 2008. Biosorption of nickel and copper onto treated alga (*Undaria pinnatifida*): Application of isotherm and kinetic models. Journal of Hazardous Materials, 155(1): 327—333
- Dash H R, Mangwani N, Chakraborty J *et al*, 2013. Marine bacteria: potential candidates for enhanced bioremediation. Applied Microbiology and Biotechnology, 97(2): 561—571
- Ege A, Doner G, 2013. A new biosorbent for the removal of Cu (II) from aqueous solution; red marine alga, *Ceramium rubrum*. E3S Web of Conferences. EDP Sciences, 1: 25009
- Emami Khansari F, Ghazi-Khansari M, Abdollahi M, 2005. Heavy metals content of canned tuna fish. Food Chemistry, 93(2): 293—296
- Hamza N A E, Hammad A Y, Eltayeb M A, 2013. Adsorption of metals (Fe (II), Cr (III) and Co (II)) from aqueous solution by using Activated carbon prepared from Mesquite tree. Science, 1(2): 12—20
- Hashim M, Chu K, 2004. Biosorption of cadmium by brown, green, and red seaweeds. Chemical Engineering Journal, 97(2): 249—255
- Jan A T, Azam M, Ali A *et al*, 2014. Prospects for exploiting bacteria for bioremediation of metal pollution. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 5(44): 519—560
- Kumar S D, Nandakumar R, 2013. Optimization of pH and retention time on the removal of nutrients and heavy metal (zinc) using immobilized marine microalga *Chlorella marina*. Journal of Biological Sciences, 13(5): 400—405
- Leung H M, Leung A O W, Wang H S *et al*, 2014. Assessment of heavy metals/metalloid (As, Pb, Cd, Ni, Zn, Cr, Cu, Mn) concentrations in edible fish species tissue in the Pearl River Delta (PRD), China. Marine Pollution Bulletin, 78(1): 235—245
- Morgano M A, Rabonato L C, Milani R F *et al*, 2014. As, Cd, Cr, Pb and Hg in seafood species used for sashimi and evaluation of dietary exposure. Food Control, 36(1): 24—29
- Sheng P X, Ting Y P, Chen J P, 2007. Biosorption of heavy metal ions (Pb, Cu, and Cd) from aqueous solutions by the marine alga *Sargassum* sp. in single- and multiple-metal systems. Industrial & Engineering Chemistry Research, 46(8): 2438—2444
- Tamilselvan N, Hemachandran J, Thirumalai T *et al*, 2013. Biosorption of heavy metals from aqueous solution by *Gracilaria corticata* var. *cartecala* and *Grateloupia lithophila*. Journal of Coastal Life Medicine, 1(2): 102—107

Yap C K, Ismail A, Tan S G, 2004. Heavy metal (Cd, Cu, Pb and Zn) concentrations in the green-lipped mussel *Perna viridis* (Linnaeus) collected from some wild and aquacultural sites in the west coast of Peninsular Malaysia. Food Chemistry, 84(4): 569—575

Zhao Q, Wang Y, Cao Y *et al*, 2014. Potential health risks of heavy metals in cultivated topsoil and grain, including correlations with human primary liver, lung and gastric cancer, in Anhui Province, Eastern China. Science of The Total Environment, 470: 340—347

## BIOREMEDIATION OF $\text{Cu}^{2+}$ POLLUTED ANIMAL CULTURE PONDS BY SEAWEED *GRACILARIA TENUISTIPITATA*

DING Lan-Ping<sup>1</sup>, XU Pei-Hang<sup>1</sup>, YANG Yu-Feng<sup>2</sup>, HUANG Bing-Xin<sup>1</sup>  
(1. Shantou University, Shantou 515063, China; 2. Jinan University, Guangzhou 510632, China)

**Abstract** Heavy metals (such as Cu and Cd) in seafood have become increasingly an alarming issue as the result of rapid development of mariculture. *Gracilaria tenuistipitata* is used as a material for extracting phycocolloid and fodder for seawater aquaculture. On the other hand, as it proliferates quickly in a large scale, it can be applied in aquaculture for bioremediation against heavy metal pollution in culture ponds. In this study, *G. tenuistipitata* was studied for understanding its absorption to and capability against  $\text{Cu}^{2+}$  pollution in 5 different  $\text{Cu}^{2+}$  concentrations (0, 0.05, 0.2, 0.8, 2.0mg/L). It was found that *G. tenuistipitata* could tolerate and absorb strongly  $\text{Cu}^{2+}$ . Under 0.8mg/L concentration, it could grow normally with maximum  $\text{Cu}^{2+}$  adsorption.

**Key words** *Gracilaria tenuistipitata*;  $\text{Cu}^{2+}$ ; bioremediation; ponds culture