

Cu²⁺ 胁迫对黑麦草(*Lolium perenne* L.)去除富营养化水体中氮、磷效果的影响

江凤娟¹, 孙庆业^{1*}, 李淼², 俞汉青²

(1. 安徽大学生命科学学院安徽省生态工程与生物技术重点实验室, 合肥 230039; 2. 中国科学技术大学化学与材料科学学院环境工程实验室, 合肥 230026)

摘要:为探讨不同浓度 Cu²⁺ 胁迫对黑麦草去除富营养化水体中 N、P 营养盐效果的影响, 采用小试培养的方法, 研究了 Cu²⁺ 存在条件下黑麦草对水体中 N、P 去除的动力学过程及黑麦草植株对不同浓度 Cu²⁺ 胁迫的生态响应。结果表明, 0.1 ~ 2.0 mg/L Cu²⁺ 胁迫均降低了黑麦草对水中 N、P 营养盐的去除速率, 其去除过程符合二阶动力学模型。黑麦草对水体中 Cu²⁺ 亦有良好的去除作用, 根部是积累重金属 Cu 的主要部位, 其对 Cu²⁺ 的吸收速率符合米氏动力学方程。较低浓度 Cu²⁺ (≤ 0.2 mg/L) 胁迫对黑麦草去除 N、P 的效果影响不大, 并且能促进黑麦草生物量的增加, 而较高浓度 Cu²⁺ (≥ 0.5 mg/L) 胁迫虽有促进根系数量增加的趋势, 但明显抑制了黑麦草根伸长和叶片生长等作用, 因而严重影响了黑麦草对水体中 N、P 的去除。

关键词: 重金属 Cu; 黑麦草; 富营养化; 氮; 磷

中图分类号: X52; X173 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)06-1626-06

Effects of Cu²⁺ on Nitrogen and Phosphorus Removal by Ryegrass Cultivated in Eutrophic Water Body

JIANG Feng-juan¹, SUN Qing-ye¹, LI Miao², YU Han-qing²

(1. Anhui Key Laboratory of Eco-Engineering and Bio-Technique, School of Life Science, Anhui University, Hefei 230039, China; 2. Laboratory of Environmental Engineering, University of Science and Technology of China, Hefei 230026, China)

Abstract: Solution culture experiment was carried out to investigate the effects on the removal efficiencies of N and P by perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) under the Cu stress and the ecological response of ryegrass to various dosages of Cu²⁺. The results indicated that the removal efficiencies of N and P decreased under all the intimidating conditions compared with the control tanks, which followed the second-rate equation. The removal efficiencies of N and P and the plant growth at low Cu²⁺ concentrations (≤ 0.2 mg/L) were higher than those at high Cu²⁺ concentration (≥ 0.5 mg/L), and the biomass (dry weight) was increased at low Cu²⁺ concentrations (≤ 0.2 mg/L) relative to control solution. In addition, the plant was able to remove Cu²⁺ in the eutrophic water simultaneously, and the removal efficiencies under the high Cu²⁺ concentrations were higher than those under low Cu²⁺ concentrations. Results show that the root was the main section for accumulating Cu²⁺ and the data of Cu²⁺ uptake by perennial ryegrass fitted Michaelis-Menten kinetics equation. Perennial ryegrass were sensitive to Cu²⁺ treatment. Root elongation was reduced in Cu²⁺ treatment solutions, but the numbers of new-growth roots increased compared with those cultivated in control solution.

Key words: copper; perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.); eutrophic water body; nitrogen; phosphorus

水体富营养化已成为全球性的环境问题, 其修复的关键在于降低水体中氮、磷含量以及底泥中有机碳和氮、磷的负荷。目前, 国内外关于富营养化水体的治理主要采用物理、化学及生态修复技术^[1~3]。尤其是生态修复技术中利用可收获的水生、陆生植物净化富营养化水体颇受学者们青睐^[4], 而具有生长快、根系发达、经济价值高且对低温等逆境具有良好适应性的黑麦草已成为众多研究者首选的植物材料之一^[5]。近些年来, 多种环境因子对植物修复富营养化水体的影响逐渐受到关注^[6], 而各种重金属离子亦常常存在于许多富营养化水域中^[7], 其对植物修复富营养化水体的干扰不容忽视。Cu 是水体中常见的一种毒性重金属, 可通过食物链富集放大作用

直接或间接影响着人类的健康。过量的 Cu²⁺ 会影响植物体内部氧化还原过程, 导致新陈代谢的紊乱^[8], 从而抑制植物的生长。目前, 关于重金属 Cu 对植物去除富营养化水体中 N、P 营养盐效果的影响鲜有报道。为此, 本实验研究了不同浓度重金属 Cu 胁迫下, 黑麦草对富营养化水体中 N、P 的去除效果及其动力学过程, 同时分析了黑麦草对 Cu²⁺ 胁迫的生态响应及其相关机理。

收稿日期: 2007-06-05; 修订日期: 2007-08-14

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06Z340); 中国博士后科学基金项目(20060400722)

作者简介: 江凤娟(1982~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染治理, E-mail: jiangfengjuan@sina.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: sunqingye1964@yahoo.com.cn

1 材料与方法

1.1 植物育苗及培养水配制

试验用植物为多年生黑麦草,其种子购于合肥市丰乐种子子公司,进行钵钵营养土栽培育苗。

培养水配制参考巢湖富营养化标准^[9],其中 N、P 源分别为 KNO_3 和 KH_2PO_4 ,TN 浓度为 10 mg/L,TP 浓度为 1.2 mg/L。 Cu^{2+} 来源为分析纯 CuSO_4 ,在含 N、P 的溶液中分别添加一定量 CuSO_4 母液。

1.2 水培实验

水培实验采用的培养瓶容积为 500 mL,待黑麦草幼苗株高约 10 cm 时进行移栽,将根系土壤洗净,自来水预培养 2 d,后移至培养瓶进行水培实验。每瓶种植黑麦草 6 株,6 株的鲜重保持一致,约 1.30 ~ 1.35 g。

试验中 Cu^{2+} 浓度设置 6 个水平(0、0.1、0.2、0.5、1.0、2.0 mg/L),各 3 重复。相同的培养条件下连续培养 14 d,定时取水样进行水质分析,并对植株进行形态及生态指标的测定记录,溶液的总体积始终用蒸馏水补充至 500 mL。

1.3 分析测定

(1)形态及生态指标 每瓶各选 4 株大小较为一致的植株,以第 3 片新叶为对象,定时测量其叶长、叶宽、根长及根数等指标,收获后称量每瓶植株的总鲜重,并计算平均鲜重增量,最后测量每瓶黑麦草水上及水下干物质重。

(2)水体中 N、P 浓度 定时于各培养瓶中取出 2 份 5 mL 溶液,采用紫外分光光度法和磷钼蓝比色法^[10]分别测定其 N、P 含量。

(3) Cu^{2+} 含量 水体中 Cu^{2+} 的测定采用直接吸入火焰原子吸收法测定^[10];植物体铜含量的测定方法是将洗净后的植物体在 80℃ 条件下烘干至恒重,磨细, $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ (体积比 3:1)消解后,原子吸收分光光度法测定。

1.4 数据处理

黑麦草叶面积 = $0.905 \times \text{叶长} \times \text{叶宽}$,0.905 为黑麦草植株叶片形状指数^[11]。

黑麦草吸收水体中 N、P 的时间动力学方程为:

$$y = a + bx + cx^2$$

式中, x 代表吸收时间, y 代表某一时间的溶液中 N 或 P 经修正的实际浓度^[12]。

黑麦草对水体中 Cu^{2+} 的去除速率与水体中 Cu^{2+} 的初始浓度的关系曲线采用米氏方程的双倒数转化形式进行拟合^[13,14]:

$$1/I_n = 1/I_{\max} + (K_m/I_{\max})(1/c)$$

式中, I_n 、 $I_{\max}$ 分别表示根系对 Cu^{2+} 的吸收速率和最大吸收速率, K_m 为米氏常数, c 为 Cu^{2+} 的初始浓度。

2 结果与讨论

2.1 Cu^{2+} 对黑麦草去除水体中 N、P 的影响

水体中 N、P 是植物生长的营养元素,而过量的 Cu^{2+} 是植物生长的胁迫因子。本试验分别考察了不同浓度 Cu^{2+} 胁迫对黑麦草去除水体中 N、P 的影响。结果显示,随着 Cu^{2+} 胁迫程度的加深,黑麦草对水体中 N、P 的去除率逐渐减小(图 1、图 2)。对照试验

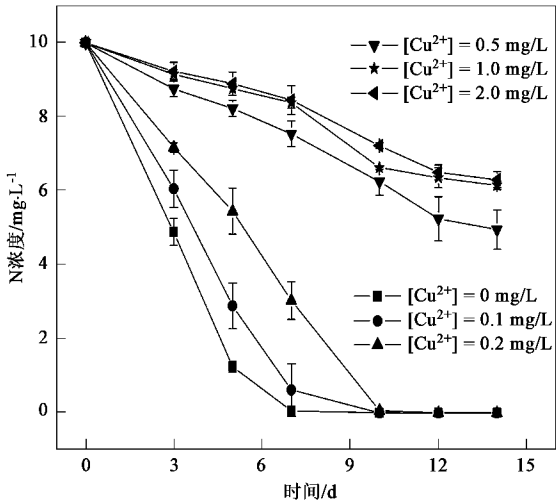


图 1 Cu^{2+} 胁迫对水体中 N 去除的影响

Fig.1 Effect of Cu^{2+} on N removal by ryegrass cultivated in eutrophic water

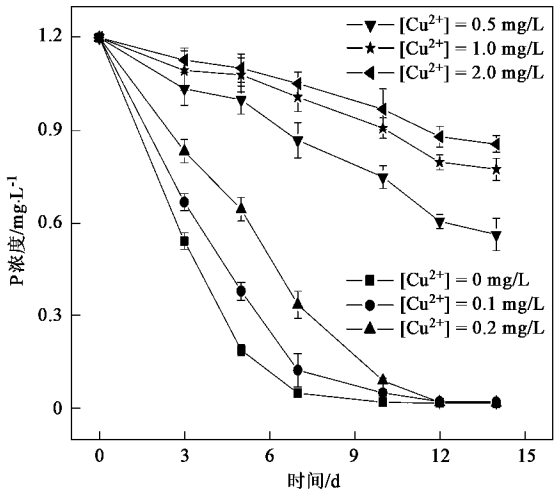


图 2 Cu^{2+} 胁迫对水体中 P 去除的影响

Fig.2 Effect of Cu^{2+} on P removal by ryegrass cultivated in eutrophic water

中,黑麦草对水体中 N 的 7 d 去除率达到 99.2%,完全去除 N 的时间约 7~8 d,较低浓度 Cu^{2+} (≤ 0.2 mg/L)胁迫下,黑麦草对水体中 N 的 7 d 去除率为对照试验的 0.70~0.94 倍,完全去除 N 的时间约 10~11 d.而较高浓度 Cu^{2+} (≥ 0.5 mg/L)胁迫下,黑麦草对水体中 N 的 7 d 去除率仅为对照试验的 0.138~0.231 倍,生长 14 d 后对水体中 N 的去除率为 35.7%~49.5%(图 1).

Cu^{2+} 胁迫对黑麦草去除水体中 P 的影响与 N 类似(图 2),但黑麦草去除 P 的速率较 N 低,稳定后水体中 P 浓度始终维持在 0.02 mg/L 水平下.对照试验中,黑麦草对水体中 P 的 7 d 去除率为 95.7%,生长 10 d 时可使水体中 P 维持在稳定水平下,较低浓度 Cu^{2+} (≤ 0.2 mg/L)胁迫下,黑麦草对水体中 P 的 7

d 去除率为对照试验的 0.751~0.936 倍,使得水体中 P 处于稳定水平下则需 12~14 d.而较高浓度 Cu^{2+} (≥ 0.5 mg/L)胁迫时,黑麦草对水体中 P 的 7 d 去除率仅为对照试验的 0.129~0.289 倍,其 14 d 去除率为 28.7%~53.0%.表明当 Cu^{2+} 初始浓度为 0.5~2.0 mg/L 时,黑麦草去除 N、P 的效果均受到严重抑制.

表 1 为黑麦草去除水体中 N、P 的动力学方程,各浓度 Cu^{2+} 胁迫下,其去除过程均符合二阶动力学模型.但 Cu^{2+} 浓度较高(≥ 0.5 mg/L)时, N 的去除动力学方程系数明显降低,而 P 的变化不大.随着水体中 Cu^{2+} 浓度的增加,动力学方程的二次项系数 c 逐渐减小,表明黑麦草对水体中 N、P 的去除速率均逐渐减小.

表 1 不同浓度 Cu^{2+} 胁迫下黑麦草去除 N、P 的动力学方程				
Table 1 Kinetic equations for N and P removal by ryegrass cultivated in eutrophic water with various dosages of Cu^{2+}				
Cu^{2+} 浓度/mg·L ⁻¹	N 去除动力学方程	r^2	P 去除动力学方程	r^2
0	$y = 10.176 - 2.3537x + 0.1326x^2$	0.993	$y = 1.2061 - 0.2768x + 0.0158x^2$	0.999
0.1	$y = 10.242 - 1.8357x + 0.0789x^2$	0.989	$y = 1.2105 - 0.2185x + 0.0100x^2$	0.997
0.2	$y = 10.202 - 1.1152x + 0.0186x^2$	0.985	$y = 1.2348 - 0.1573x + 0.0048x^2$	0.989
0.5	$y = 9.9688 - 0.3309x - 0.0023x^2$	0.990	$y = 1.1964 - 0.0454x - 0.00007x^2$	0.990
1.0	$y = 10.056 - 0.2495x - 0.0028x^2$	0.959	$y = 1.1957 - 0.0247x - 0.0005x^2$	0.984
2.0	$y = 10.001 - 0.1851x - 0.0060x^2$	0.979	$y = 1.1988 - 0.0187x - 0.0005x^2$	0.990

水体中 Cu^{2+} 的存在均一定程度上抑制了黑麦草对 N、P 的吸收,且随着 Cu^{2+} 浓度的增大,抑制作用加强.其直接原因可能是由于 Cu^{2+} 对黑麦草根细胞的“毒害”作用,Helen 等^[15]研究表明, Cu^{2+} 胁迫会导致牛至(*oregano*)的根系表皮受伤,木质部导管直径增大,筛管壁加厚等. Cu^{2+} 胁迫可能通过抑制植物的呼吸作用^[16],减少 ATP 的生成,从而影响根系对水体中 N、P 的主动运输作用.另外,黑麦草对 N、P 的去除包括其根系微生物的作用,而较高浓度的 Cu^{2+} 抑制了根系微生物的活动^[17].

2.2 Cu^{2+} 在黑麦草体内的积累

黑麦草在去除 N、P 的同时,对水体中 Cu^{2+} 亦具有一定的去除作用.试验检测了同一 N、P 浓度,不同 Cu^{2+} 浓度条件下黑麦草对水体中 Cu^{2+} 的去除效果.结果发现,当水体中 Cu^{2+} 浓度不高于 0.2 mg/L 时,黑麦草对 Cu^{2+} 的 14 d 去除率为 12.0%~39.2%;随着水体中 Cu^{2+} 浓度的提高,黑麦草对 Cu^{2+} 的去除率增大,当 Cu^{2+} 浓度分别为 0.5 mg/L 和 1.0 mg/L 时,水体中 Cu^{2+} 的 14 d 去除率分别达到 67.8%和 72.6%(图 3).黑麦草对 Cu^{2+} 的吸收速率

可用米氏动力学方程描述:

$$I_n = 1.484c / (27.99 + c) \quad (r^2 = 0.997)$$

表明其吸收过程类似于底物与酶的关系,当水体中 Cu^{2+} 浓度过量后,黑麦草对 Cu^{2+} 吸收速率不再增大,其最大吸收速率 $I_{\max}$ 为 1.484 mg/(g·d),亲和系

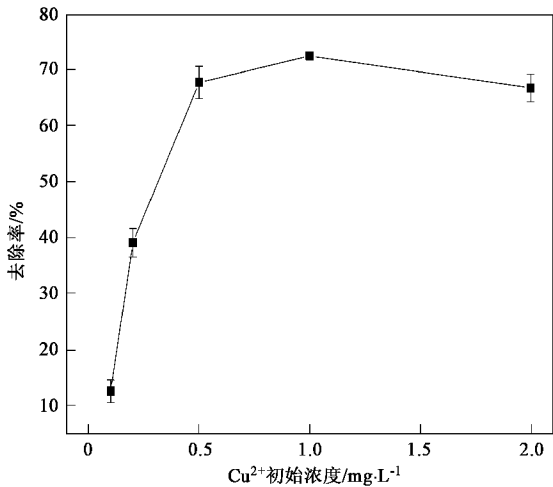


图 3 初始浓度对 Cu^{2+} 去除效果的影响

Fig.3 Removal efficiencies of Cu^{2+} at different initial copper concentrations

数为 27.99.

Cu^{2+} 在黑麦草不同部位干物质中的含量差别很大,图 4 表明,黑麦草的根部是积累 Cu^{2+} 的主要部位,根中积累浓度为茎、叶中浓度的 3.66 ~ 18.58 倍.随着水体中 Cu^{2+} 初始浓度的增大,黑麦草对其积累量相应增大,当 Cu^{2+} 初始浓度不高于 0.2 mg/L 时,黑麦草根中 Cu^{2+} 浓度为 85.2 ~ 169 mg/kg,当初始浓度为 0.5、1.0 和 2.0 mg/L 时, Cu^{2+} 在黑麦草根中的积累浓度可分别达到 1 445、4 303 和 7 046 mg/kg,而对照试验的黑麦草根中 Cu^{2+} 浓度为 12 ~ 21 mg/kg.表明黑麦草对 Cu^{2+} 的去除主要归功于其根部,这与多种湿地或陆生植物对 Cu^{2+} 的积累相似^[18,19],即植物体的根部将大量 Cu^{2+} “滞留”,而只有少量向植物茎、叶中传输.

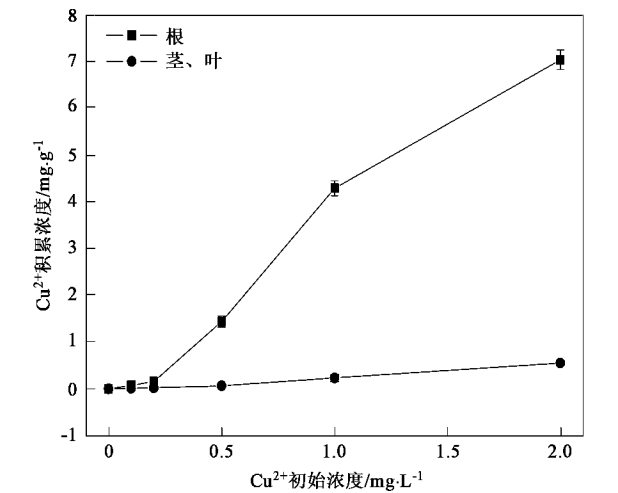


图 4 不同部位对 Cu^{2+} 的积累

对水体中 Cu^{2+} 减少量与黑麦草的根及茎、叶中 Cu^{2+} 积累量的相关性分析结果表明,二者极显著相关,其相关系数分别高达 0.997 和 0.996. Cu^{2+} 初始浓度与试验 14 d 后黑麦草体内 Cu^{2+} 积累量的变化趋势基本吻合.当 Cu^{2+} 初始浓度为 0.1 mg/L 时,植物体对 Cu^{2+} 的积累高于水体中 Cu^{2+} 的减少量,当 Cu^{2+} 浓度为 0.2 mg/L 时,两者相当,但 Cu^{2+} 浓度高于 0.5 mg/L 时,植物体的积累值低于水体中减少量.而未施加 Cu^{2+} 的对照实验溶液及其植物体中 Cu^{2+} 含量分别为 0.065 mg/L 和 14.4 mg/kg,溶液中 Cu^{2+} 可能来源于土培的植物体,其对环境有溢泌少量 Cu^{2+} 的作用.

黑麦草对水体中 Cu^{2+} 具有一定去除作用,尤其是初始浓度较高 (≥ 0.5 mg/L) 时去除效果尤佳,其

去除可能是包括吸收、吸附和溢泌等作用的多相动态过程;黑麦草对 Cu^{2+} 的吸收过程符合米氏方程的动力学模型. Cu^{2+} 主要积累在黑麦草根可能是因为木质素、纤维素及根细胞壁中含有大量带负电荷果胶物质等对 Cu^{2+} 的结合作用^[20].

2.3 黑麦草对 Cu^{2+} 胁迫的生态响应

Cu^{2+} 胁迫下,黑麦草的根伸长随 Cu^{2+} 浓度的增大具有减缓的趋势(图 5). 这表明 Cu^{2+} 胁迫对黑麦草的根伸长具有明显抑制作用,且随着 Cu^{2+} 浓度增大,抑制作用增强,当 Cu^{2+} 浓度达到 0.5 mg/L 时,植株的根生长完全受到抑制.但植株的新根数却随着 Cu^{2+} 浓度的增加具有增多的趋势(图 6),当 Cu^{2+} 浓度超过 0.5 mg/L 时,黑麦草的新根数又随着 Cu^{2+} 胁

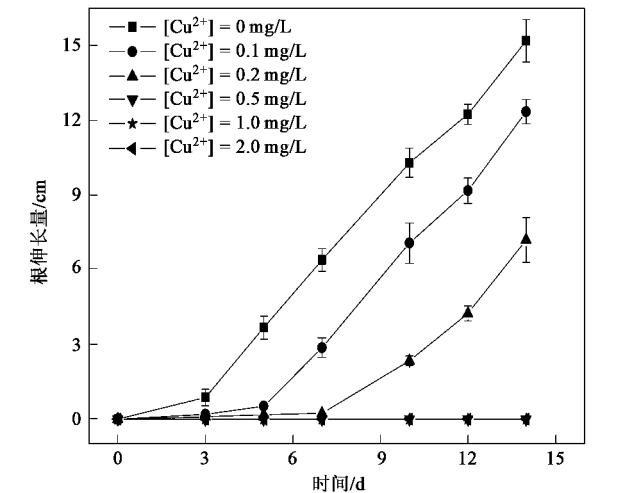


图 5 Cu^{2+} 胁迫对黑麦草根伸长的影响

Fig.5 Effect of Cu^{2+} on root elongation of ryegrass cultivated in eutrophic water

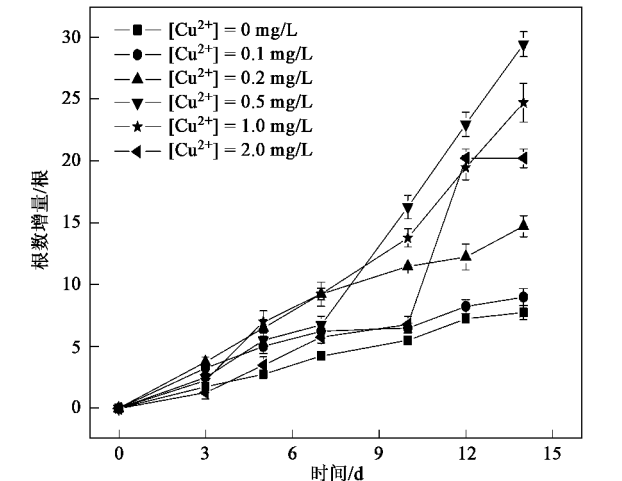


图 6 Cu^{2+} 胁迫对黑麦草根数的影响

Fig.6 Effect of Cu^{2+} on root numbers of ryegrass cultivated in eutrophic water

迫程度的加大而减少,而新增的根受到 Cu^{2+} 的严重抑制,大多生长到 0.2~0.5 cm 时便不再继续伸长,这表明黑麦草新根的快速增加是适应重金属 Cu^{2+} 胁迫的一种重要生态生理响应途径.

黑麦草叶片生长亦受 Cu^{2+} 胁迫的影响.图 7、图 8 分别反映了各浓度 Cu^{2+} 胁迫下,黑麦草植株叶片长度和叶面积在生长期内的累积增量,两者趋势相似.黑麦草植株叶片的生长主要集中在第 1 周,第 2 周内被观察的叶片基本保持稳定,生长主要集中在新生的幼叶上;不同试验的叶片生长速率略有不同,从图中曲线的斜率可以看出,较低浓度 Cu^{2+} 胁迫 ($\leq 0.2 \text{ mg/L}$)在一定程度上加大了黑麦草植株叶片的生长速率,却也提前停止了叶片的生长,当 Cu^{2+} 浓度达到 0.5 mg/L 以上时,便明显抑制了叶片的生长,其中 2.0 mg/L 的 Cu^{2+} 浓度抑制作用最强.

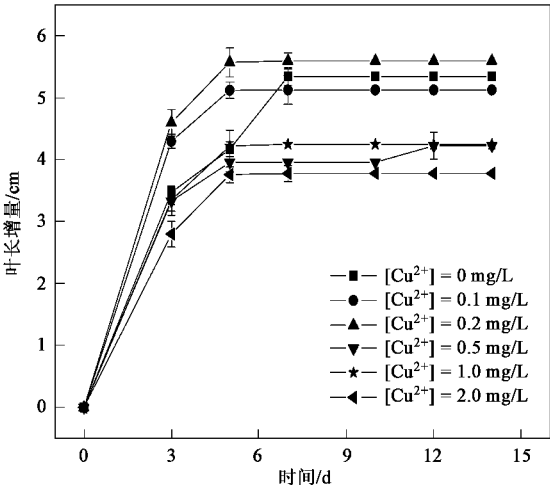


图 7 Cu^{2+} 胁迫对黑麦草叶片生长的影响
Fig.7 Effect of Cu^{2+} on leaf elongation of ryegrass cultivated in eutrophic water

实验结果表明,各浓度 Cu^{2+} 胁迫下黑麦草的生物量会受到相应程度的影响.试验分别测定了受 Cu^{2+} 胁迫后黑麦草植株的鲜重、干物质总量及根干重等指标(图 9、图 10).结果发现,水体中 Cu^{2+} 浓度为 0.1 mg/L 和 0.2 mg/L 时,植物总生物量及水下生物量均比未受 Cu^{2+} 胁迫的高.在受到浓度为 0.5 mg/L 以上 Cu^{2+} 胁迫后,植株无论鲜重还是干重均有大幅下降的趋势.较低浓度 Cu^{2+} 胁迫下黑麦草植株鲜重增量与干物质增量略有不同,从鲜重增值看,浓度为 0.2 mg/L 的 Cu^{2+} 胁迫并未明显提高黑麦草植株鲜重的增量(图 9),这是植株的含水量不同所致.对照试验的黑麦草植株含水量为 90.54%,而较低

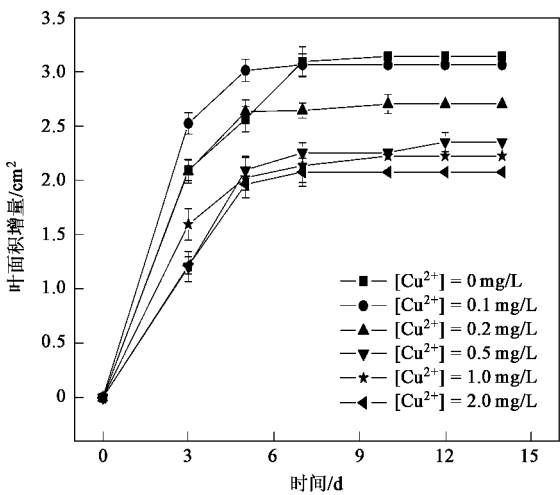


图 8 Cu^{2+} 胁迫对黑麦草叶面积的影响
Fig.8 Effect of Cu^{2+} on leaf area of ryegrass cultivated in eutrophic water

胁迫的植株含水量为 89.24%~89.83%,且随着 Cu^{2+} 浓度增大,植株含水量减小,表明 Cu^{2+} 胁迫一定程度上影响了植物根系对水分的吸收,当 Cu^{2+} 浓度较低时植株含水量下降不多,但高于 0.5 mg/L 时,植物的正常生长受到了一定的影响.

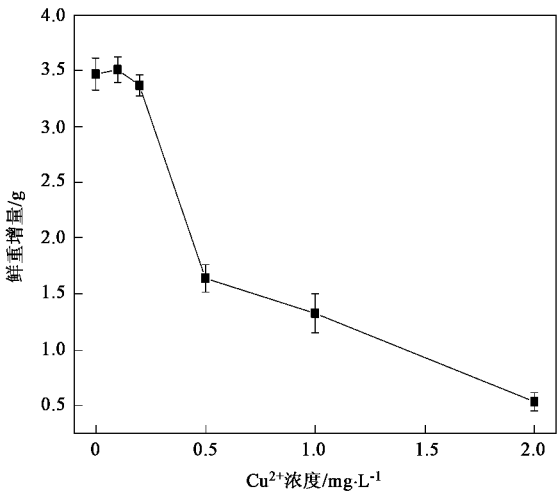


图 9 Cu^{2+} 胁迫对黑麦草鲜重的影响
Fig.9 Effect of Cu^{2+} on fresh weight of ryegrass cultivated in eutrophic water

综合分析,各浓度 Cu^{2+} 胁迫对黑麦草的生长具有相应的生态效应.较低浓度 Cu^{2+} ($\leq 0.2 \text{ mg/L}$)胁迫对黑麦草生物量的提高具有促进作用(图 10),主要是因为促进了黑麦草根系数量的增加,然而并未促进根系的伸长作用,这与前人的研究一致^[19,21],不过水体中 Cu^{2+} 浓度不高于 0.2 mg/L 时,黑麦草的根

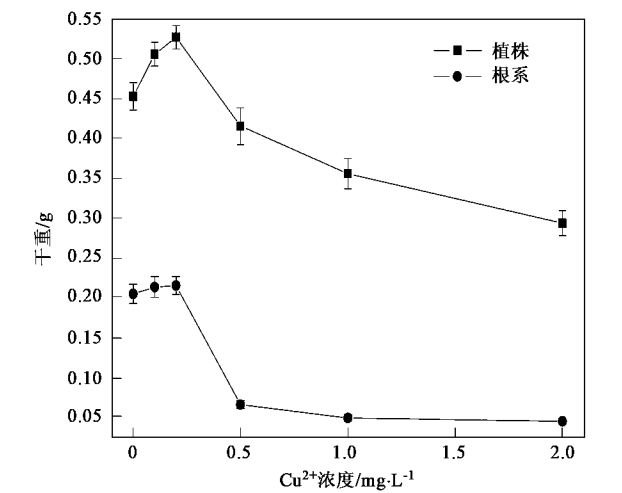


图 10 Cu²⁺ 胁迫对黑麦草干重的影响

Fig. 10 Effect of Cu²⁺ on dry weight of ryegrass cultivated in eutrophic water

系生长具有一定恢复能力. 但 Cu²⁺ 浓度达到 0.5 mg/L 时, 其胁迫作用便严重抑制了黑麦草根系及茎、叶的生长, 且影响了根系对水分的吸收, 表明黑麦草适合较低浓度 Cu²⁺ (≤0.2 mg/L) 污染的富营养化水体修复.

3 结论

- (1) Cu²⁺ 胁迫在一定程度上降低了黑麦草对水体中 N、P 的净化效果, 当 Cu²⁺ 浓度较低 (≤0.2 mg/L) 时其影响作用不大, 较高时 (≥0.5 mg/L) 干扰严重; 同时, 黑麦草对水体中 Cu²⁺ 亦具有一定去除作用, 主要是通过其根部对 Cu²⁺ 的积累.
- (2) 黑麦草对水体中 N、P 的去除符合二阶动力学模型, 其去除速率随 Cu²⁺ 浓度的增大而降低; 黑麦草对 Cu²⁺ 的去除可用米氏动力学方程描述.
- (3) 水体中含有较低浓度 Cu²⁺ (≤0.2 mg/L) 时, 对黑麦草生物量和根系数量的增加具有一定促进作用; 当 Cu²⁺ 浓度达到 0.5 mg/L 时, 黑麦草根数虽有增加趋势, 但根系和叶片的生长均受到严重抑制.

参考文献:

[1] Pu P M, Hu W P, Yan J S. A physico-ecological engineering experiment for water treatment in a hypertrophic lake in China [J]. Ecological Engineering, 1998, **10**(2): 179-190.

[2] Beltman B, Van den Broek T, Barendregt A. Rehabilitation of acidified and eutrophied fens in The Netherlands: Effects of hydrologic manipulation and liming [J]. Ecological Engineering, 2001, **17**(1): 21-31.

[3] Healy M G, Rodgers M, Mulqueen J. Treatment of dairy wastewater

using constructed wetlands and intermittent sand filters [J]. Bioresource Technol, 2007, **98**(12): 2268-2281.

[4] Abe K. Comparison of useful terrestrial and aquatic plant species for removal of nitrogen and phosphorus from domestic wastewater [J]. Soil Sci Plant Nutr, 1998, **44**(4): 599-607.

[5] Levina S R, Henriksen T M, Breland T A. Winter losses of nitrogen and phosphorus from Italian ryegrass, meadow fescue and white clover in a northern temperate climate [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2007, **120**: 280-290.

[6] 种云霄, 胡洪营, 钱易. 环境及营养条件对稀脉浮萍和紫背浮萍氮磷含量的影响[J]. 环境科学, 2005, **26**(5): 67-71.

[7] Gagneten A M, Gervasio S, Paggi J C. Heavy metal pollution and eutrophication in the Lower Salada River Basin (Argentina) [J]. Water Air Soil Poll, 2007, **178**(1-4): 335-349.

[8] Alva A K, Chen E Q. Effect of external copper concentrations on uptake of trace elements by citrus seedling [J]. Soil Sci, 1995, **159**: 59-64.

[9] 中国科学院南京地理与湖泊研究所中国湖泊系列研究编委会. 巢湖——富营养化研究[M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 1990. 24-25.

[10] 国家环境保护局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 246-268.

[11] 王金龙. 不同氮素营养条件下内生真菌感染对黑麦草若干生长和生理特征的影响研究[D]. 天津: 南开大学, 2002. 22-24.

[12] Kamal M, Ghaly A E, Mahmoud N. Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants [J]. Environment International, 2004, **29**: 1029-1039.

[13] Epstein E, Hagen C E. A kinetic study of the absorption of alkali cations by barley roots [J]. Plant Physiol, 1952, **27**: 457-474.

[14] Barber S A. Soil nutrient bioavailability [M]. New York: John Wiley Sons, Inc, 1984. 65-83.

[15] Helen P F, Artemios M B. Root structural aspects associated with copper toxicity in oregano (*Origanum vulgare* subsp. *hirtum*) [J]. Plant Science, 2004, **166** (6): 1497-1504.

[16] Prasad M N V, Malec P, Waloszek A. Physiological responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to cadmium and copper bioaccumulation [J]. Plant Science, 2001, **161** (5): 881-889.

[17] Wang Y P, Shi J Y, Wang H, et al. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2007, **67**(1): 75-81.

[18] Qian J H, Zayed A, Zhu M L. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species [J]. J Environ Qual, 1999, **28**(5): 1448-1456.

[19] Ye Z H, Baker A J M, Wong M H, et al. Copper tolerance, uptake and accumulation by *Phragmites australis* [J]. Chemosphere, 2003, **50** (6): 795-800.

[20] 汪群慧, 王雨泽, 姚杰. 环境化学[M]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学出版社, 2004. 173-174.

[21] 廖斌, 邓冬梅, 杨兵, 等. 鸭跖草(*Commelina communis*)对铜的耐性和积累研究[J]. 环境科学学报, 2003, **23**(6): 797-801.