

一种水培植物过滤法的除藻性能

李先宁^{1*}, 吕锡武¹, 宋海亮¹, 西村修², 稻森悠平³ (1.东南大学环境工程系, 江苏 南京 210096; 2.日本东北大学, 日本 仙台; 3.日本国立环境研究所, 日本 筑波)

摘要: 运用隔离生态水区(mesocosm)的手法模拟再现小型封闭水体环境, 对水培植物过滤法(HBFM)去除藻类的特性进行了研究. 结果表明, 藻类去除率平均可达61.1%, 对有毒藻类 *Microcystis* sp. 的去除效果尤其明显. 通过建立生态数学模型并进行计算机模拟, 得出在循环比(日处理水量/封闭水体容量)为0.2的条件下, 应用 HBFM 在45d内就可以使封闭水体的 Chl.a 浓度从100 μ g/L 降低到10 μ g/L.

关键词: 水培植物过滤法; 藻类; 生态模型; 微囊藻; 叶绿素 a

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2004)06-0697-05

Algae removal property of hydroponic bio-filter method. LI Xian-ning¹, LU Xi-wu¹, SONG Hai-liang¹, OSAMU Nishimura², YUHEI Inamori³ (1.Department of Environmental Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China; 2.Tohoku University, Sendai, Japan; 3.National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, Japan). *China Environmental Science*, 2004,24(6): 697~701

Abstract: The algae removal characters by hydroponic bio-filter method (HBFM) were studied applying ecological water area isolation (mesocosm) technique simulating and reappearing small enclosed water body surroundings. The average removal rate of algae reached 61.1% and the removal effect of *Microcystis* sp. was distinct especially. By means of constructing a mathematical ecological model for computer simulation, it was obtained that Chl.a concentration in enclosed water body reduced from 100 μ g/L to 10 μ g/L in 45 days by HBFM when the circular ratio (day treatment water amount/enclosed water body capacity) was 0.2.

Key words: hydroponic bio-filter method; algae; ecological model; *Microcystis* sp.; Chl.a

水体富营养化威胁着人类赖以生存的水源安全^[1], 因此除藻技术的开发与应用对保护人类健康有着重要意义. 水培植物过滤法(HBFM)^[2]是通过植物茎秆或根系发达的水生植物将水中的悬浮物和藻类过滤去除, 然后由微生物对形成的污泥堆积物中的有机物、氮和磷等营养元素及藻类进行生物降解. 利用植物吸收去除水中及淤泥中的部分氮和磷等营养元素, 并通过定期清淤将大部分有机物及营养物移出水体, 形成了一个由水生植物、水生动物及微生物构成的高效生态净化系统, 具有处理能力大, 效率高的特点. 该系统能生产具有经济价值的水生蔬菜, 并可以通过生物堆肥发酵技术将积泥转化成有机肥, 最终达到资源的循环利用.

作者已对 HBFM 去除有机物、氮和磷类营养元素进行了比较深入的研究, 但对于其藻类去除能力特别是对产生藻毒素的有毒藻类的去除

效果了解还不多. 本研究运用隔离生态水区的方法模拟小型封闭水体环境, 对 HBFM 的藻类净化效果以及对生态系统的影响进行综合评价. 通过建立生态数学模型预测处理后水体的藻类变化规律及去除效果, 并对实际应用中的有关设计参数进行研究.

1 材料与方法

1.1 试验装置

水培植物过滤法试验系统由轻型发泡材料覆盖塑料薄膜加热成型. 试验装置如图1所示. 其尺寸为15m $\times$ 1m $\times$ 0.25m, 坡度为1%, 前部设进水管, 后部设集水渠. 为充分利用水生植物形成的致

收稿日期: 2004-04-12

基金项目: 国家“十五”项目(2002AA601011-03); 江苏省自然科学基金资助项目(BK2004075)

* 责任作者, 副教授, lxn@seu.edu.cn

密立体网状根系的过滤作用并方便积泥的排除,装置底部不充填基质.A 试验床密植多年生水生蔬菜西洋菜(*Nasturtium officinale*),B 床为空床对照.隔离生态水区长 15m,宽 15m,高约 1m,在近岸湖区打入木桩,用透明塑料膜圈围水体而成.

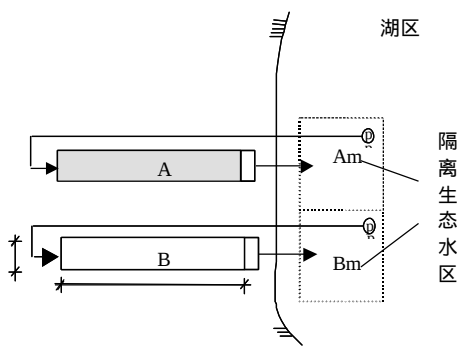


图 1 水培植物过滤法处理系统示意

Fig.1 Schematic diagram of hydroponic bio-filter method system and mesocosms

1.2 运行条件

试验装置稳定运行 1 年后,在夏季 8 月,隔离生态水区 Am、Bm 中的原水由潜水泵提升后分别流经 A、B 试验床进行连续循环处理.试验床水量表面负荷均设定为 $3\text{m}^3/(\text{m}^2\text{d})$,水力停留时间约 15min.隔离生态水区原始水质为 TN $2\sim 6\text{mg/L}$, TP $0.1\sim 1\text{mg/L}$, SS $27.6\sim 44.6\text{mg/L}$, COD_{Mn} $9.5\sim 21.7\text{mg/L}$, Chl.a $76\sim 135\text{mg/L}$.考虑到营养物流入的影响以及为了更好地考察藻类去除效果,试验开始时在 Am、Bm 中加入 NaNO_3 和 NaH_2PO_4 溶液,使隔离生态水区中 TN、TP 浓度分别达到约 6mg/L 和 1mg/L .

1.3 样品采集

在试验开始及第 1d,以后每隔 3~5d 在试验床的进水口及出水口取水样.由于在隔离生态水区采用了对流出水、进水方式,且有自然风力的混合作用,试验开始前验证了水体混合情况,结论为完全混合型.因此,隔离生态水区的取样方法为在水区 4 角及中心共 5 处等量取样后混合.

1.4 生态模型

图 2 示意了模型中各个主要影响因子之间

的关系,并作了以下设定:将影响藻类增殖的氮(N)和磷(P)区分为有机态和无机态;初级生产者用 Chl.a 进行评价,浮游动物以碳元素含量表示.藻类按其增殖的最佳温度条件的不同,分为硅藻及蓝藻 2 类.不考虑底生藻类、岸边附着藻类及大型植物的影响.模型建立在隔离生态水区试验基础之上,对进入水体的营养物仅在试验开始时一次性加入,不考虑营养物的连续流入、流出.并设定水体为完全混合型.

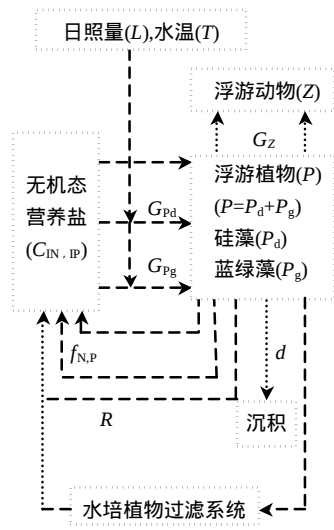


图 2 生态模型示意

Fig.2 Schematic diagram of ecological model

G_{Pd} 为硅藻的比增殖速度, P_{d} 为硅藻的 Chl.a 浓度, G_{Pg} 为蓝绿藻的比增殖速度, P_{g} 为蓝绿藻的 Chl.a 浓度, G_{Z} 为浮游动物的比增殖速度, d 为藻类沉降速度, $f_{\text{N,P}}$ 为 20 下有机氮、有机磷的无机化速率, R 为藻类去除率

2 结果与讨论

2.1 藻类及营养物的去除效果

由图 3~图 5 可见,在第 7d 前,隔离生态水区中 TN、TP 的浓度急剧下降,以后变化趋于缓慢. A 床的 TN、TP 及 Chl.a 的平均去除率分别为 12.2%,32.7%及 61.1%.对照床 B 的平均去除率分别为 6.5%,12.0%及 10.1%.由于 HBFM 具有较高的氮磷去除能力及高达 60%的藻类去除率,在试验开始的第 4d, 2 个隔离生态水区中的藻类 Chl.a 浓度已出现显著差异,25d 后 Am 及 Bm 的 Chl.a

浓度分别为 20.07,45.68 $\mu\text{g/L}$, 效果相差近 1 倍.

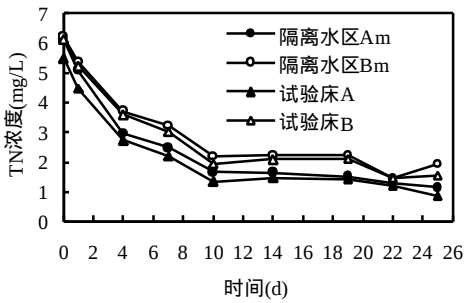


图 3 隔离生态水区及试验床处理水 TN 浓度随时间的变化
Fig.3 Changes of TN concentration in channel A, B and mesocosm Am, Bm

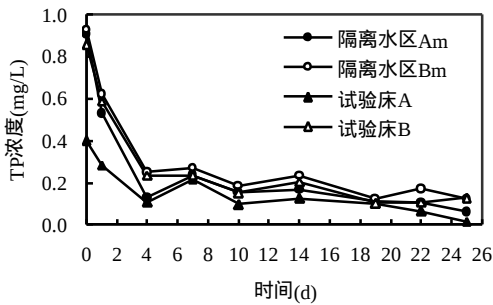


图 4 隔离生态水区及试验床处理水 TP 浓度随时间的变化
Fig.4 Changes of TP concentration in channel A, B and mesocosm Am, Bm

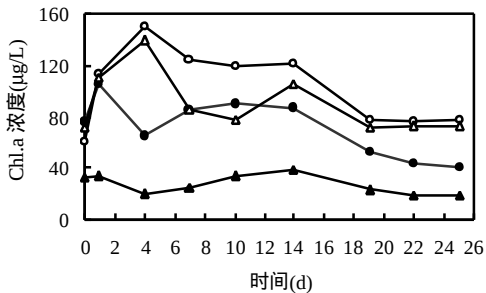


图 5 隔离生态水区及试验床处理水 Chl.a 浓度随时间的变化
Fig.5 Changes of Chl.a concentration in channel A, B and mesocosm Am, Bm

—●— 隔离水区 Am —○— 隔离水区 Bm —▲— 试验床 A
—— 试验床 B

由图 6 可见,原水 Chl.a 浓度与去除速率具有显著的正相关关系,TN、TP 去除率与原水浓度也具有正相关关系(R^2 分别为 0.79、0.95),表明 HBFM 具有进水浓度越高去除速率越大、效率越高的特点,因此特别适合于处理富营养化严重、藻类及营养物浓度高的水体.同时,HBFM 水量表面负荷达 $3\text{m}^3/(\text{m}^2\text{d})$,是其他人工湿地法的 3~10 倍^[3,4],具有处理水量大的特点.

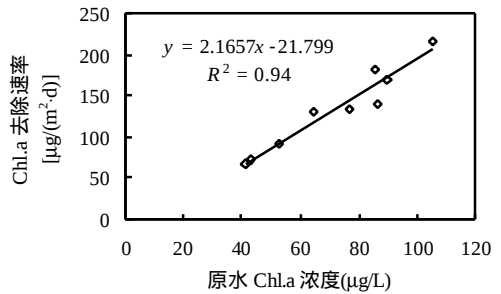


图 6 Chl.a 去除速率与原水浓度的关系
Fig.6 Correlation between Chl.a removal rate and Chl.a concentration of influent

在 19d 以后,A 床处理水的 Chl.a 平均浓度在 20.07~45.68 $\mu\text{g/L}$ 之间(图 5),根据每天的去除率及日处理水量计算,从第 19d 到第 25d 的 6d 时间里 Chl.a 去除总量为 7618mg.如果只考虑藻类的去除,在第 25d 时,Am 中的 Chl.a 浓度应减少到 19.09 $\mu\text{g/L}$,但此时实测的 Chl.a 为 41.05 $\mu\text{g/L}$,即由于 Am 中藻类自身的增殖,Chl.a 浓度提高了约 1 倍.也就是说,与对照相比,藻类被去除后浓度降低,但在隔离生态水区中藻类的增殖速度反而增加了.这是由于藻类被去除后缓和了对营养物的竞争压力,使藻类增殖速度加快.因此, HBFM 在去除藻类的同时也促进了水体中藻类的生长,但藻类生长吸收营养物后又被除去.在这一系列的过程中不但直接去除藻类,通过藻类的吸收也增强了对水体中溶解性营养物的去除效果.

在隔离生态水区中蓝藻类 *Phormidium* sp.、*Microcystis* sp.及 *Oscillatoria* sp.,硅藻类 *Melosira* sp.为优势种,表 2 列出了这 4 种优势藻类的时间变化.与 Bm 相比,隔离生态水区 Am 中的代表性

产藻毒素藻类 *Microcystis* sp.的密度明显减少,在第 10d,两者的密度差达 26 倍.但丝状藻 *Oscillatoria* sp.却有所增加,这可能与 *Microcystis* sp.在细胞外分泌黏性物质产生聚集体有利于过滤去除有关.HBFM 不但通过藻类去除达到水体藻类整体的净化效果,而且通过对有毒藻类 *Microcystis* sp.去除达到水质的改善,对维持健康的水体生态系统具有重要意义.

表 2 隔离生态水区中藻类优势种密度随时间的变化(个/mL)
Table 2 Changes of dominant category algae density in mesocosms (cells/mL)

时间 (d)	<i>Phormidium</i> sp.		<i>Melosira</i> sp.		<i>Microcystis</i> sp.		<i>Oscillatoria</i> sp.	
	Am	Bm	Am	Bm	Am	Bm	Am	Bm
0	6100	10400	700	1100	6900	700	7600	0
1	400	9500	400	700	800	5700	1200	0
4	700	3600	1700	600	2500	22100	4200	0
7	1300	500	900	15300	2300	49800	3200	100
10	100	2900	800	1500	1100	29000	1900	200
14	400	1600	1000	1000	1700	17600	2700	200
19	800	2100	700	900	1800	20100	2500	100
23	1500	6100	700	1700	2600	27100	3300	0
25	800	6600	500	2100	1800	37200	2300	20

2.2 藻类去除生态模型

根据图 2 中所示的影响藻类增殖的营养物浓度、水温、日照强度等水体生态系统外界影响因素,藻类自身具有的最大增殖速度、在水体中的沉降速度、呼吸速度等影响因子,以及处理水量、循环比(日处理水量/隔离水区水体容量)、去除率等藻类去除影响因子之间的相互关系.建立了以下数学模型.在数学模型中,除水温以外的影响因子项均适用 Monod 公式.

$$\frac{dP}{dt}=(G_p-k\cdot T-G_z\cdot\frac{Z}{P}-d)\cdot P-[R\cdot C_r\cdot P] \quad (1)$$

$$G_p=m_0\cdot k_1\cdot T\cdot [L\cdot (K_L+L)]\cdot [C_{IN}\cdot (k_{IN}+C_{IN})] \\ [C_{IP}\cdot (K_{IP}+C_{IP})] \quad (2)$$

式中:*P* 为硅藻或蓝绿藻的 Chl.a 浓度;*G_p* 为硅藻或蓝绿藻的比增殖速度;*k* 为硅藻或蓝绿藻的呼吸速度;*Z* 为浮游动物的密度;*C_r* 为循环比;*μ₀* 为硅藻或蓝绿藻的最大比增殖速度;*k₁* 为有关硅藻或蓝绿藻增殖的温度常数;*K_L* 为有关水温的饱和常数;*C_{IP}*、*C_{IN}* 分别为无机氮、无机磷浓度;*k_{IN}*、*k_{IP}* 为有关无机氮、无机磷的饱和常数.各参数的确

定参照文献[5-7],并根据本试验数据调整后确定.图 7 为 Am 隔离生态水区中的实测 Chl.a 浓度与模型计算的比较.

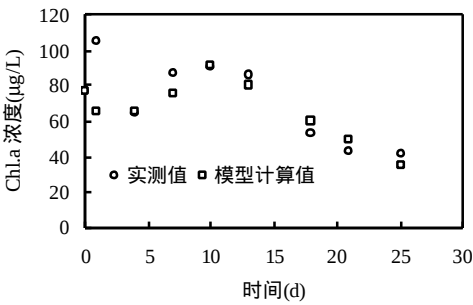


图 7 隔离生态水区中的实测及模拟计算 Chl.a 浓度随时间的变化
Fig.7 Changes in Chl.a concentration in simulated value and measured value of mesocosm Am

由图 7 可见,除在第 2d 由于当天强风影响造成隔离生态水区中浮在水面的藻类被吹集到水区一角而造成的采样误差产生的实测值大于模拟值以外,模拟值与实测值均能较好地吻合,峰值及趋向基本一致,证明模型能较好地反映水体中藻类密度的变化.

针对小型封闭水体应用上述数学模型,将处理后的目标 Chl.a 浓度定为 $10\mu\text{g/L}$ 以下,采用 C_r 为 0.05、0.1、0.2 进行模拟,结果见图 8。

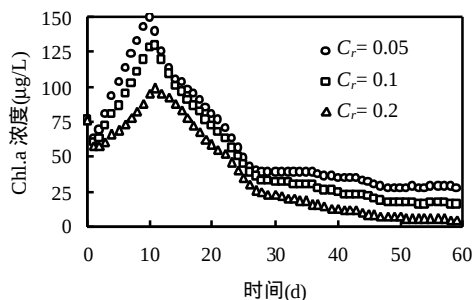


图 8 生态模型的模拟计算结果

Fig.8 Simulated value of ecological model

由于考虑到外界营养物的流入,初始营养物浓度设定得比较高,开始时藻类的增殖速度超过了其去除速度,所以各条模拟曲线 Chl.a 浓度都逐渐增大并在第 10d 左右出现了峰值,随着 C_r 值的增加,Chl.a 峰值浓度明显下降,当 $C_r=0.2$ 时 Chl.a 浓度为 $C_r=0.05$ 时的 $2/3$,表明加大 C_r 值对控制藻类爆发具有积极作用。10d 后随着 HBFM 对藻类及营养物的去除,Chl.a 浓度急剧下降。 $C_r=0.2$ 时,在第 45d 水体 Chl.a 浓度下降到 $10\mu\text{g/L}$ 以下,达到了目标水质指标,此后水质维持在一个低水平上。而 C_r 为 0.05,0.1 时,超过 60d 时 Chl.a 浓度从最高 $150\mu\text{g/L}$ 降至 $25\mu\text{g/L}$ 以下,变化趋缓,但未达到设定的处理目标。

根据模型计算,对面积为 1km^2 、平均水深为 1m、Chl.a 浓度高达 $100\mu\text{g/L}$ 的富营养化封闭水体,使用 $250\text{m}\times 250\text{m}$ 的水培植物过滤法处理设施进行处理($C_r=0.2$),理论上在 45d 内就可将 Chl.a 浓度降至 $10\mu\text{g/L}$ 以下。如果降低 C_r ,可以减少设施占地面积,但考虑到实际水体藻类的爆发一般集中在夏季的 1 个月左右,所以对于小型封闭水体一般可采用 $C_r=0.2$ 进行处理。本试验是在小型围隔中进行的,若将模型应用于实际湖泊,还需作深入验证。

3 结论

3.1 水培植物过滤法具有较强的藻类和氮磷营养物质去除能力,藻类平均去除率可达 61.1%,对有毒藻类 *Microcystis* sp. 的去除效果尤其明显。

3.2 水培植物过滤法对藻类与氮磷营养物的去除速率与原水浓度具有很高的正相关性,适合于处理富营养化严重、藻类及营养物质浓度较高的水体。

3.3 通过计算机运算,得出在 $C_r=0.2$ 的条件下,应用水培植物过滤法理论上在 45d 内可以将封闭水体的 Chl.a 浓度从 $100\mu\text{g/L}$ 降至 $10\mu\text{g/L}$ 。

参考文献：

- [1] Lamber T W, Holmes C F B, Hrudehy S E. Microcystin class of toxins: health effects and safety of drinking water supplies[J]. Environ. Rev., 1994,16(2):167-186.
- [2] Aizaki M, Nakazato H. Succession of benthos and nutrient removal rate in the hydroponic culture system [J]. J. of Japan Society on Water Environment, 1995,18(8):624-627.
- [3] Haberl R, Perfler R, Mayer H. Constructed wetlands in Europe [J]. Wat. Sci. Technol., 1995,32(3):306-315.
- [4] Brij Gopal. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems [J]. Wat. Sci. Technol., 1999,40(3):27-35.
- [5] Ditoro D M, O'Connor D J, Thomann R V. A dynamic model of the phytoplankton population in the Sacramento-San Joaquin delta [J]. Advances in Chemistry Series, 1971,106:131-180.
- [6] 須藤隆一.微生物生態学I [M]. 東京:共立出版社,1986.127.
- [7] 金主弦.生物学的浄化方式を用いた汚濁池沼の水質改善に関する研究 [D]. 日本仙台:東北大学工学研究科土木工学専攻, 1998.103.

作者简介：李先宁(1964-),男,江苏南京人,副教授,博士,主要从事环境生态技术及水处理技术研究.发表论文 20 余篇。