

DOI:10.3969/j.issn.1004-6933.2013.05.004

含水介质中生物堵塞模型的建立和检验

王宏宇, 郑西来

(中国海洋大学环境科学与工程学院, 山东 青岛 266100)

摘要:根据微生物生长、营养物质降解、孔隙度-渗透系数理论, 针对砂柱渗流试验的水动力和定解条件, 建立了一维定流量回灌过程中含水介质中生物堵塞的数学模型, 利用试验结果对模型进行检验。结果表明, 数值模拟曲线与实测值吻合程度很高, 说明建立的模型是可靠的, 可以用来预测回灌过程中含水介质堵塞的发生和发展。

关键词:生物堵塞; 地下水人工回灌; 含水介质; 数值模拟

中图分类号:P641.3 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2013)05-0015-05

Mathematical model establishment and examination of biological clogging of aquifer medium

WANG Hongyu, ZHENG Xilai

(College of Environmental Science and Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China)

Abstract: Based on the theories of microbial growth, nutrition degradation, and the porosity-hydraulic conductivity coefficient relationship, and combined with the actual hydrodynamic and solution conditions in sand column experiments, a mathematical model of biological clogging during the recharge process under one-dimensional constant flow conditions was established. The model was examined with experimental data. The results show that the numerical simulation results fit with the experimental data, indicating that the model is reliable and can be used to forecast the occurrence and development of biological clogging in the aquifer medium during recharge progress.

Key words: biological clogging; groundwater artificial recharge; aquifer medium; numerical simulation

近年来,随着经济社会的发展,地下水危机日益突出,沿海地区出现大范围的海水入侵,地面塌陷等在很多地区屡有发生。实践证明,地下水人工回灌是解决上述问题的有效措施^[1]。但是在人工回灌工程实施中,含水介质的堵塞是限制回灌工程效率的主要因素,所以研究含水层的生物堵塞问题具有重要的理论意义与应用价值。

在咸水含水层的人工回灌过程中,回灌水中含有溶解类有机物(有机碳、氮、磷等)及无机盐类,改变了地下水原来的环境,为含水层中微生物发育创造了有利条件,微生物大量繁殖,形成的生物体和代谢产物附着或堆积在含水介质表层,使含水介质的

渗透能力降低,从而发生生物堵塞^[2]。因此,回灌系统堵塞是一个复杂的物理、化学和生物化学过程。国外学者采用室内砂柱或砂槽试验研究生物堵塞效应,结果表明,回灌系统的生物堵塞一般发生在入渗区表层的几厘米范围内^[3],而渗透系数的降低可达3~4个数量级^[4]。

控制和预测回灌过程中含水层的堵塞是研究生物堵塞的最终目的,建立符合其实际规律的数学模型是一个重要途径。目前,国外在这方面的研究多集中于探讨生物量与渗透系数的关系,代表性模型可以分为3种:①Taylor模型^[5]假定颗粒表面附着等厚的微生物;②Seki模型^[6]认为土壤颗粒表面微

基金项目:国家自然科学基金(41172209);水利部公益性项目(201001075)
作者简介:王宏宇(1987—)女,硕士研究生,研究方向为水资源利用与水污染控制。E-mail:w_h_yapple@163.com
通信作者:郑西来,教授。E-mail:zhxilai@ouc.edu.cn

生物以菌落形式存在;③Clement 模型^[7]是一种不考虑微生物具体形态的宏观模型。以往文献资料对含水层生物堵塞的定量模拟研究比较少见,路莹^[8]建立了地下水回灌过程中沿入渗途径上微生物堵塞程度的预测模型,对模型中最关键的要素——微生物生长规律的描述较为简单,没有考虑营养物质的消耗对微生物生长速率的影响,且模型未经实际数据检验。Brovelli 等^[9]建立的模型能够充分考虑到各个过程的规律,但由于采用文献试验数据检验模型,只能用拟合和经验估值的方式对参数赋值,其结果不够严谨。

笔者根据质量守恒原理,建立一维渗流条件下含水介质的生物堵塞数学模型,并根据独立试验确定模型中的主要参数,并验证该模型的可靠性,对预测和控制回灌过程中含水介质生物堵塞有重要的指导意义。

1 含水介质中生物堵塞数学模型的建立

含水介质的生物堵塞模型构建主要考虑三个方面:一是营养的变化,即营养物质随着水流在介质孔隙中运移,同时不断地被微生物利用和消耗;二是微生物量的变化,即微生物利用营养物质生长繁殖的过程;三是孔隙度和渗透性的关系,微生物在孔隙中积聚,堵塞了原来的水流通通道,造成含水介质的渗透系数降低。这样,生物堵塞模型应该包括3个耦合的控制方程:悬浮于渗流液中的微生物量变化方程、附着于介质表面的微生物量变化方程、渗流液中营养物质浓度变化方程。

由这3个耦合方程计算出附着生物量,进而利用孔隙度-渗透系数关系模型计算出渗透系数的变化。微生物生长、衰亡和吸附-脱落是引起介质附着微生物量变化的主要原因,也是耦合在3个控制方程中的核心模块,其参数的正确选择是确保模拟成功的关键因素。

1.1 微生物-营养物运移模型

悬浮态微生物和营养物质随水流进行迁移-弥散运动,一维流场中对流-弥散方程可以表示为

$$\frac{\partial(nB)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(Dn \frac{\partial B}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial x} (vnB) + F_B \quad (1)$$

$$\frac{\partial(nS)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(Dn \frac{\partial S}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial x} (vnS) + F_S \quad (2)$$

式中: n 为孔隙度; D 为弥散系数, cm^2/s ; v 为孔隙水流速, cm/s ; F_B 和 F_S 分别为悬浮微生物浓度和基质浓度变化的源汇项, $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{s})$; B 为悬浮态微生物质量浓度(单位体积渗流液中的微生物质量), mg/L ; S 为营养物质质量浓度, mg/L 。

1.2 微生物生长-衰亡模型

在适宜的环境条件下,微生物增长速度与微生物浓度成正比,其比例系数是微生物的比生长速率(式(3))。微生物群体增长的决定性条件是营养程度,因此描述微生物生长规律的模型与营养程度密切相关,可以采用 Monod 方程计算微生物的生长量^[10],而微生物衰亡过程可用一级动力学方程来计算,分别见公式(4)和(5)。

$$r_g = X\mu \quad (3)$$

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad (4)$$

$$r_1 = k_1 X \quad (5)$$

式中: r_g 为微生物的生长速率, $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{s})$; μ 为微生物的比生长速率, $1/\text{s}$; $\mu_{\max}$ 为最大比生长速率, $1/\text{s}$; X 为微生物质量浓度, mg/L ; K_s 为半饱和常数, mg/L ; r_1 为微生物衰亡速率, $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{s})$; k_1 为微生物衰亡速率系数, $1/\text{s}$ 。

微生物依靠消耗营养物质而生长,通过引入产率系数 Y ^[10],可得到营养物质的降解速率方程:

$$r_s = \frac{\mu_{\max} X}{Y} \left(\frac{S}{K_s + S} \right) \quad (6)$$

式中: r_s 为营养物质的降解速率, $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{s})$; Y 为产率系数,即微生物增长量与营养物质消耗量的比值。

1.3 微生物吸附-脱落模型

回灌系统中微生物的存在形式可归结为两种:附着于介质颗粒表面的附着态和悬浮于液相中的悬浮态,两种形态之间通过吸附和脱落过程互相转化。通常情况下,微生物的吸附和脱落行为可用一级动力学方程表示:

$$r_a = k_a B \quad (7)$$

$$r_d = k_d M \quad (8)$$

式中: r_a 是微生物的吸附速率, $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{s})$; k_a 为吸附速率系数, $1/\text{s}$; r_d 为脱落速率, $\text{mg}/(\text{L} \cdot \text{s})$; k_d 为脱落速率系数, $1/\text{s}$; M 为单位体积固体介质附着微生物的质量, mg/L 。

1.4 介质渗透性变化模型

在回灌过程中,含水层中的微生物获得水分和营养而生长、富集,不断占据介质的孔隙,介质孔隙的减小是导致渗透系数降低的直接原因。孔隙度 n 的变化可以按下式计算:

$$n = n_0 - M/\rho_m \quad (9)$$

式中: n_0 为初始孔隙度; ρ_m 为微生物密度,即单位体积微生物质量, mg/L 。

Clement 模型^[7]表示孔隙度和渗透系数的关系,该模型不需要颗粒表面生物膜生长的厚度、颗粒形状因子等具体参数,仅需要生物量数据,符合本文

的试验条件,且有文献[11]通过比较证明了该模型预测结果的可靠性,故笔者采用该模型计算渗透系数的变化。Clement 模型为

$$\frac{k}{k_0} = \left(\frac{n}{n_0}\right)^{\frac{19}{6}} \tag{10}$$

式中: k, k_0 分别为渗透系数和初始渗透系数。

2 含水介质中生物堵塞模型的检验

在实验室利用砂柱渗流试验模拟回灌过程,然后比较渗透系数变化测定值与模型计算值,以检验上述模型理论对地下水回灌系统生物堵塞过程的数值模拟效果。模型中涉及参数较多,对于几个关键参数($D, \mu_{\max}, Y, K_s, k_a$),利用相近试验条件下的弥散试验、微生物生长试验和吸附试验测算,其他参数采用文献[12]和试算拟合法确定。

2.1 渗流试验

在有机玻璃柱中进行一维流场中的生物堵塞模拟试验。柱中填充预先接种了经过富集培养的池塘水复合菌群菌液的砂土,渗流液中添加 $\rho = 60 \text{ mg/L}$ 的葡萄糖作为微生物生长利用的碳源,用蠕动泵以定流量对砂柱供水,水流方向自下而上,根据布设在距进水端 0、2、4、6、12、18 cm 处的测压管水头读数计算各层介质的渗透系数。

图 1 为渗流试验装置图。渗流试验条件及介质的理化性质参数见表 1。

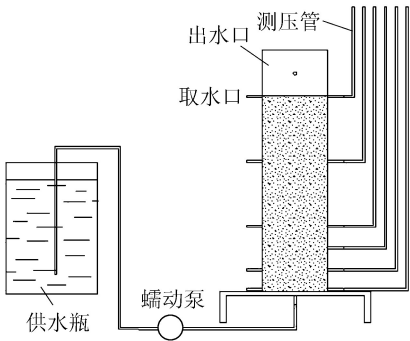


图 1 渗流试验装置示意图

在试验过程中,通过监测测压管中水位变化,计算砂柱各层平均渗透系数 k 。计算渗透系数与初始渗透系数的比值可得到相对渗透系数。

$$k = \frac{4Q\Delta x}{\pi d^2 \Delta h} \tag{11}$$

式中: Q 为渗流流量, mL/min ; d 为砂柱内径, cm ; Δx 为相邻两测压管的间距, cm ; Δh 为对应测压管水头差, cm 。

2.2 基于试验条件的生物堵塞数学模型

根据试验水动力条件、初始条件、边界条件,并整合上节介绍的各模块,联合建立一维流场定流量供水条件下的生物堵塞模型。

$$\left\{ \begin{aligned} \frac{\partial(nB)}{\partial t} &= \frac{\partial}{\partial x} \left(Dn \frac{\partial B}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial x} (v n B) - \\ &\quad k_a n B + k_d M + \mu_{\max} n \left(\frac{S}{K_s + S} \right) B - k_1 n B S \\ \frac{\partial M}{\partial t} &= -k_d M + \mu_{\max} \left(\frac{S}{K_s + S} \right) M - k_1 M + k_a n B \\ \frac{\partial(nS)}{\partial t} &= \frac{\partial}{\partial x} \left(Dn \frac{\partial S}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial x} (v n S) - \\ &\quad \frac{\mu_{\max}}{Y} \left(\frac{S}{K_s + S} \right) (n B + M) \\ n &= n_0 - \frac{M}{\rho_m} \\ k &= k_0 \left(\frac{n}{n_0} \right)^{\frac{19}{6}} \\ B(x, 0) &= 0 \quad 0 \leq x \leq L \\ S(x, 0) &= 0 \quad 0 \leq x \leq L \\ M(x, 0) &= M_0 \quad 0 \leq x \leq L \\ S(0, t) &= S_0 \quad t > 0 \end{aligned} \right. \tag{12}$$

2.3 关键参数的确定

2.3.1 砂柱弥散试验

进行砂柱弥散试验可测算弥散系数的大小。采用与渗流试验相同的试验装置(图 1),在饱水砂柱中以恒定流量连续注入示踪剂,测定出水示踪剂浓度的变化,对对流-弥散方程进行一系列数学变换,可以得出弥散系数的计算式^[12]:

$$D = \frac{1}{8} \left[\frac{x - v t_{0.159}}{\sqrt{t_{0.159}}} - \frac{x - v t_{0.841}}{\sqrt{t_{0.841}}} \right]^2 \tag{13}$$

式中: x 为出水端与进水端的距离, L ; $t_{0.159}$ 和 $t_{0.841}$ 分别为出水示踪剂相对浓度达到 0.159 和 0.841 的时间, min 。

用 $\rho = 1 \text{ g/L}$ 的 NaCl 作示踪剂,按照与渗流模拟试验相同的装柱条件和水动力条件进行弥散试验,出水口距离进水端 18 cm,从开始注入示踪剂计时,测定出水中示踪剂的相对浓度。试验测得 $t_{0.159}$ 和 $t_{0.841}$ 分别为 25.2 min 和 31.6 min,据此计算得弥散系数为 $0.0012 \text{ cm}^2/\text{s}$ 。

2.3.2 微生物生长试验

温度是影响微生物生长的重要因素,为了使测

表 1 渗流试验控制条件和介质的理化性质参数

柱长/ cm	柱内径/ cm	平均粒径/ mm	孔隙度	流量/ ($\text{mL} \cdot \text{min}^{-1}$)	初始渗透系数/ ($\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$)	渗流液 COD 质量浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	干土微生物质量比/ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)
19	5	0.65	0.425	5	3.54	64	0.027

定的微生物生长参数更加接近渗流试验的情况,生长试验环境的温度应当和渗流试验期间温度基本一致。渗流试验在 23 ~ 30℃ 的室温下进行,25 d 的试验期间日温度变化幅度平均为 7.3℃,故选择微生物生长试验温度为 27℃,能够代表渗流试验的平均温度。

渗流试验中营养物质浓度较小,若生长试验也采用该浓度,则会由于微生物生长量过少而影响参数计算的准确度,因此在生长试验中等比例增加各营养物浓度。在锥形瓶中加入 500 mL 与渗流液成分相同、浓度 1.67 倍的溶液,再加入介质接种用菌液 5 mL,27℃ 下培养。采用比浊法测定细菌浓度,用 600 nm 下的吸光度值 (OD) 代表微生物质量浓度,式(14)为吸光度与微生物质量浓度的换算关系,复相关系数 $R^2=0.9940$ 。每隔一定时间测定微生物质量浓度、营养物质量浓度(测定结果见图 2),计算微生物的比生长速率,然后计算 Monod 方程中的参数。

$$B=480(OD) \tag{14}$$

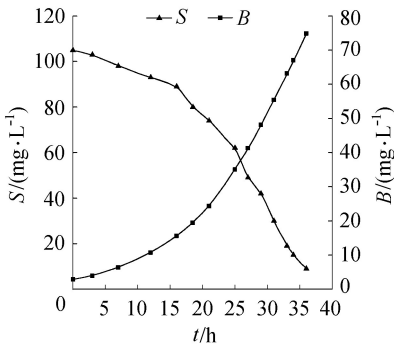


图 2 微生物生长试验过程中 $B \sim S$ 随时间的变化

对 Monod 方程(式(4))取倒数得:

$$\frac{1}{\mu}=\frac{K_s}{\mu_{\max}}\frac{1}{S}+\frac{1}{\mu_{\max}} \tag{15}$$

以 $\frac{1}{\mu}$ 对 $\frac{1}{S}$ 作图,得到如图 3 所示的直线,直线在

纵坐标上的截距和斜率分别代表了 $\frac{1}{\mu_{\max}}$ 和 $\frac{K_s}{\mu_{\max}}$,由此求得 $\mu_{\max}$ 的值为 $2.85\times10^{-5}\text{ s}^{-1}$, K_s 值为 9.17 mg/L 。

根据图(2)中营养物质量浓度变化值和微生物

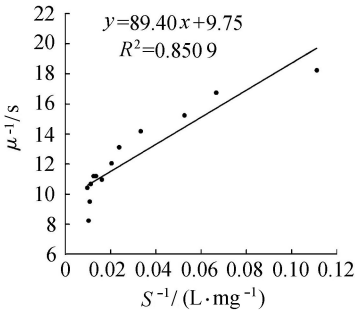


图 3 作图法求 K_s 和 $\mu_{\max}$

质量浓度变化值,计算微生物增长量与营养消耗量的比值,得到 $Y=\frac{73.9-2.9}{105-10}\approx0.75$ 。

2.3.3 含水介质中微生物的吸附试验

微生物吸附试验在 500 mL 锥形瓶中进行,加入 50 mL 稳定生长期的菌液和 12.5 g 砂土,以 120 r/min 恒速振荡,每隔 10 min 取水样测定悬浮微生物质量浓度,测定结果见图 4。

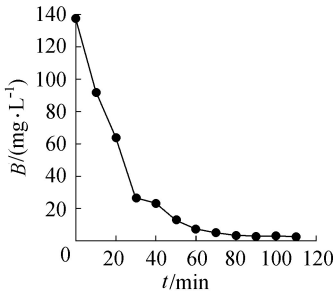


图 4 吸附试验中悬浮态微生物质量浓度随时间的变化

处于稳定生长阶段的微生物基本可以忽略生长和衰亡量,仅发生液-固相传质,因此,在没有对流运移的情况下,锥形瓶中的微生物动态变化可简化为吸附-脱落动力学模型:

$$\frac{dM}{dt}=k_aB-k_dM \tag{16}$$

根据质量守恒关系得到

$$M=\xi(B_0-B) \tag{17}$$

式中: ξ 为液固比,数值为 4。

通常脱落速率系数 k_d 远小于吸附速率系数 k_a ,在长期渗流中由于“累积”效应才会有明显体现,短时间的吸附试验难以测出,因此在这里可近似认为 $k_d=0$ 。将式(16)代入式(15)再积分,并结合初始条件 $t=0,B=B_0$,得到:

$$\ln\frac{B_0}{B}=\frac{k_a}{\xi}t \tag{18}$$

以 $\ln(B_0/B)$ 对 t 作图,得到如图 5 所示的直线,直线的斜率代表了 k_a/ξ 的值,计算得 $k_a=0.0032\text{ s}^{-1}$ 。

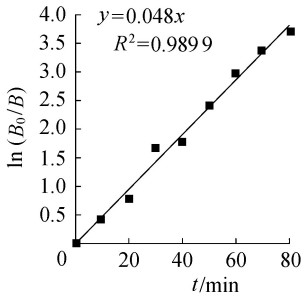


图 5 作图法求 k_a

2.4 模型求解

在 Comsol 有限元计算平台上进行数值模拟。

Comsol 是瑞典 COMSOL 公司开发的一款大型的高级数值仿真软件,该软件以有限元法为基础,通过求解偏微分方程或偏微分方程组来实现真实物理现象的仿真模拟,对于多物理场可以很好地进行计算模拟仿真。本研究使用版本为 Comsol 4.2。

2.5 模型拟合

通过试验得到距离进水端 0~2 cm、4~6 cm、12~18 cm 区段的平均渗透系数变化,利用这些数据与模型计算值比较。将试验测定的参数值代入模型,微生物密度参考文献[13],剩余参数采用试算法确定,最终各参数取值情况见表 2。相对渗透系数的试验值和计算值的拟合曲线见图 6。

表 2 模型中各参数的取值

弥散系数 $D/(\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1})$	基质质量浓度 $S/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	产率系数 Y	半饱和常数 $K_S/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	微生物密度 ^[13] $\rho_m/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
0.0012	60	0.75	8	0.5×10^6
吸附速率系数 k_a/s^{-1}	脱落速率系数 k_d/s^{-1}	最大比增长速率 $\mu_{\max}/\text{s}^{-1}$	衰亡速率系数 k_1/s^{-1}	
0.0032	3.2×10^{-8}	2.85×10^{-5}	1.157×10^{-7}	

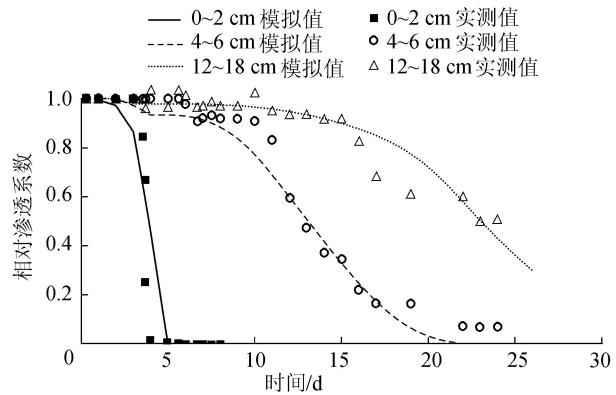


图 6 相对渗透系数实测值和模拟值的对比

由图 6 中看出,介质的渗透系数随着渗流时间延长逐渐减小,距离进水口越近堵塞得越快,堵塞程度也越严重。数值模拟的曲线能够很好地与实测值吻合,说明本文采用的模型是可靠的,该模型可以用来对含水介质回灌过程的堵塞发展进行预测。

3 结 论

综合微生物的 Monod 生长动力学方程、一级吸附-脱落模型、Clement 模型,建立回灌系统的生物堵塞模型,利用 Comsol 软件进行数值计算,并根据实测试验结果对模型进行参数识别和检验,得到结论如下:

a. 在一维渗流路径上,生物堵塞随时间逐渐增加,距离进水口越近,生物堵塞越严重。

b. 实测结果和数值模拟结果吻合良好,生物堵塞模型合理可靠,可为回灌系统堵塞提供预测。

尽管本文模拟的是特定试验条件下生物堵塞的

发展情况,但通过对模型适当修改可以满足更多条件下的堵塞模拟预测要求。在模拟地下水回灌工程的生物堵塞时,可以增加水动力方程以满足复杂流场条件,并调整参数以符合具体条件。

参考文献:

[1] 李恒太,石萍,武海霞. 地下水人工回灌技术综述[J]. 中国国土资源经济,2008(3):41-45. (LI Hengtai, SHI Ping, WU Haixia. Overview of artificial groundwater recharge technic [J]. Natural Resource Economics of China,2008(3):41-45. (in Chinese))

[2] MAUCLAIREI L, SCHUERMANNI A. Influence of hydraulic conductivity on communities of microorganisms and invertebrates in porous media;a case study in drinking water slow sand filters [J]. Aquatic Sciences, 2006, 68(1):100-108.

[3] OKUBO T, MATSUMOTO J. Biological clogging of sand and changes of organic constituents during artificial recharge[J]. Water Resources Research, 1983, 17(7): 813-821.

[4] TAYLOR S W, JAFFE P R. Biofilm growth and the related changes in the physical properties of a porous medium:1. experimental investigation [J]. Water Resources Research, 1990, 26(9):2153-2159.

[5] TAYLOR S W, MILLY P C D, JAFFE P R. Biofilm growth and the related changes in the physical properties of a porous medium: 2. Permeability [J]. Water Resource Research, 1990, 26(9):2161-2169.

[6] SEKI K, MIYAZAKI T. A mathematical model for biological clogging of uniform porous media [J]. Water Resources Research, 2001, 37(12):2995-2999.

[7] CLEMENT T P, HOOKER B S, SKEEN R S. Macroscopic models for predicting changes in saturated porous media properties caused by microbial growth[J]. Ground Water, 1996, 34(5):934-942.

[8] 路莹,杜新强,范伟,等. 地下水人工回灌过程中微生物堵塞的预测[J]. 湖南大学学报:自然科学版,2012, 39(1):77-80. (LU Ying, DU Xinqiang, FAN Wei, et al. Prediction of microbial clogging in groundwater artificial recharge, China [J]. Journal of Hunan University: Natural Sciences, 2012, 39(1):77-80. (in Chinese))

[9] BROVELLI A, MALAGUERRA F, BARRY D A. Bioclogging in porous media: model development and sensitivity to initial conditions [J]. Environmental Modeling and Software, 2009, 24(5):611-626.

[10] 代志凯,印遇龙,阮征. 微生物发酵动力学模型及其参数拟合的软件实现[J]. 计算机与应用化学, 2011, 28(4):437-441. (DAI Zhikai, YIN Yulong, RUAN Zheng. Microbial fermentation kinetic model and its parameters estimation by software [J]. Computers and Applied Chemistry, 2011, 28(4):437-441. (in Chinese))

3 结 论

铜离子通过水螳的根系进入水螳体内后累积, 对水螳产生毒害作用, 从而影响水螳的正常生长, 导致水螳生物量降低、叶绿素浓度和叶绿素 a/b 值降低, 进而导致水螳净光合速率下降。影响水螳净光合速率的还有气孔导度, 一般气孔导度越大, 净光合速率也越大。

本试验表明, 在低浓度铜离子的培养液中, 水螳经过一段时间的适应后, 可以继续生长存活, 但在高浓度铜离子的培养液中, 水螳无法生长, 最终死亡。在选用水螳作为净化含铜离子污染水体的水生植物时, 应当在铜离子浓度较低的水体中种植水螳, 高浓度铜离子的水体不适宜水螳生长。

参考文献:

[1] SHUTES R B E. Artificial wetlands and water quality improvement [J]. Environment International, 2001, 26: 441-447.

[2] 黄永杰, 刘登义, 王友保, 等. 八种水生植物对重金属富集能力的比较研究 [J]. 生态学杂志, 2006, 25 (5): 541-545. (HUANG Yongjie, LIU Dengyi, WANG Youbao, et al. Heavy metals accumulation by hydrophytes [J]. Chinese Journal of Ecology, 2006, 25 (5): 541-545. (in Chinese))

[3] 郝怀庆, 施国新, 杜开和, 等. 镉污染对水螳的毒害影响 [J]. 西北植物学报, 2001, 21 (6): 1237-1240. (HAO Huaqing, SHI Guoxin, DU Kaihe, et al. Toxic effect of cadmium on *Hydrocharis dubia* [J]. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 2001, 21 (6): 1237-1240. (in Chinese))

[4] 郝怀庆, 施国新. Zn²⁺ 对水螳的毒性作用 [J]. 应用与环境生物学报, 2001, 7 (6): 526-531. (HAO Huaqing, SHI Guoxin. Toxic effect of zinc on *hydrocharis dubia* [J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2001, 7 (6): 526-531. (in Chinese))

[5] 丁春霞, 施国新, 徐勤松, 等. 水螳叶片对不同浓度 Pb²⁺ 胁迫的生理和结构响应 [J]. 广西植物, 2009, 29 (6): 768-773. (DING Chunxia, SHI Guoxin, XU Qinsong, et al. Physiological and structural responses of *hydrocharis dubia* leaves to different [J]. Guihaia, 2009, 29 (6): 768-773. (in Chinese))

[6] 杨顶田, 施国新, 尤文鹏, 等. Cr⁶⁺ 污染对水螳的叶绿素含量和几种酶活性的影响 [J]. 南京师范大学学报: 自然科学版, 1999, 22 (2): 92-96. (YANG Dingtian, SHI Guoxin, YOU Wenpeng, et al. The study of Cr⁶⁺ pollution affecting chlorophyll and activity of enzymes in *hydrocharis dubia* (B. 1) backer [J]. Journal of Nanjing Normal Univesity: Natural Science, 1999, 22 (2): 92-96. (in Chinese))

[7] 谭彩云, 林玉满, 陈祖亮. 凤眼莲净化水中重金属的研究 [J]. 亚热带资源与环境学报, 2009, 4 (1): 47-52. (TAN Caiyun, LIN Yuman, CHEN Zuliang. The use of *eichhornia crassipes* for the removal of heavy metals from aqueous solutions [J]. Journal of Subtropical Resources and Environment, 2009, 4 (1): 47-52. (in Chinese))

[8] 张冬冬, 肖长来, 梁秀娟, 等. 植物修复技术在水环境污染控制中的应用 [J]. 水资源保护, 2010, 26 (1): 63-65. (ZHANG Dongdong, XIAO Changlai, LIANG Xiujian, et al. Application of phytoremediation in water environmental pollution control [J]. Water Resources Protection, 2010, 26 (1): 63-65. (in Chinese))

[9] HUSSNER A. Growth and photosynthesis of four invasive aquatic plant species in Europe [J]. European Weed Research Society Weed Research, 2009, 49: 506-515.

[10] 张志良, 瞿伟菁. 植物生理学试验指导 [M]. 3 版. 北京: 高等教育出版社, 2003: 67-70.

[11] 高俊凤. 植物生理学试验指导 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2006: 74-77.

[12] 李红敬, 谢素霞, 李天煜. 铜对紫背浮萍的影响 [J]. 广西植物, 2003, 23 (4): 362-366. (LI Hongjing, XIE Suxia, LI Tianyu. Effects of enriched-copper *Spirodela polyrhiza* [J]. Guihaia, 2003, 23 (4): 362-366. (in Chinese))

(收稿日期: 2013 - 03 - 01 编辑: 彭桃英)

(上接第 19 页)

[11] 杨靖, 叶淑君, 吴吉春. 生物膜对饱和多孔介质渗透性影响的实验和模型研究 [J]. 环境科学, 2011, 32 (5): 1365-1371. (YANG Jing, YE Shujun, WU Jichun. Study on the influence of bioclogging on permeability of saturated porous media by experiments and models [J]. Environmental Science, 2011, 32 (5): 1356-1371. (in Chinese))

[12] 郑西来, 钱会, 杨喜成. 地下水含水介质的弥散度测定 [J]. 西安工程学院学报, 1998, 20 (4): 33-36. (ZHENG Xilai, QIAN Hui, YANG Xicheng. Measurement on the

dispersivity of porous medium in groundwater [J]. Journal of Xi'an Engineering University, 1998, 20 (4): 33-36. (in Chinese))

[13] 余国忠, 高长海, 贾昌虎, 等. 一种异养生物膜密度分布的分形特征 [J]. 信阳师范学院学报: 自然科学版, 2008, 21 (1): 61-72. (YU Guozhong, GAO Changhai, JIA Changhu, et al. Fractal characteristics of the density distribution in heterogeneous biofilms [J]. Journal of Xinyang Normal University: Natural Science Edition, 2008, 21 (1): 61-72. (in Chinese))

(收稿日期: 2013 - 01 - 24 编辑: 高渭文)