生态型水源水体生态净化及其影响因素^{*}

吴建强¹, 卢士强¹, 朱永清¹, 陈宇², 杨漪帆¹, 陈立³, 陈建国⁴, 郭晋川⁴, 熊丽君¹, 吴健¹, 唐浩¹, 王敏^{1**}

(1: 上海市环境科学研究院, 上海 200233)

(2: 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

(3: 上海城投原水有限公司, 上海 200000)

(4: 广西壮族自治区水利科学研究院, 广西水利工程材料与结构重点实验室, 南宁 530023)

摘要: 水库水体污染控制及富营养化防治是保障城市原水供应安全的重要环节. 本研究针对金泽水源水库太浦河来水氮、磷浓度较高的特点, 自行设计建设了 5 个面积均为 240 m² 的生态净化模拟试验池 (A、B、C、D 和对照) 开展模拟试验, 研究了不同水库形态、水生植物种植面积比例及种植方式对水体氮、磷污染物去除的影响. 结果表明, 通过模拟试验池的生态净化, 原水中铵态氮 (NH₄⁺-N)、总磷 (TP) 和总氮 (TN) 的平均去除率分别为 50.36%、53.73% 和 22.25%, C 池 TN 和 NH₄⁺-N 去除率最高分别达到了 24.97% 和 54.61%, D 池 TP 去除率最高, 达到 62.16%, 水体溶解氧 (DO) 平均浓度提高了 1.11 mg/L, 平均透明度提高了 27.6 cm, 均显著高于对照池. 水库形态结构、水生植物面积比例及种植方式对水体氮、磷污染物净化效果影响明显, 增大水库浅水区面积能有效提高对水体氮、磷污染物的去除能力, 增加水生植物种植面积能有效提高水体氮污染物去除和 DO、透明度的提升能力, 采用浮床种植方式能有效提高水体磷污染物去除和透明度提升能力. 本研究结果能为金泽水源水库及其他类似水库的设计和建设提供科学依据.

关键词: 水库; 形态结构; 种植面积; 生态净化; 金泽水源水库

Characterizing the purification effect on the ecological reservoir and its influencing factors

WU Jianqiang¹, LU Shiqiang¹, ZHU Yongqing¹, CHEN Yu², YANG Yifan¹, CHEN Li³, CHEN Jianguo⁴, GUO Jinchuan⁴, XIONG Lijun¹, WU Jian¹, TANG Hao¹ & WANG Min^{1**}

(1: *Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, P.R. China*)

(2: *College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, P.R. China*)

(3: *Shanghai SMI RAW Water Co. Ltd, Shanghai 200000, P.R. China*)

(4: *Guangxi Key Laboratory of Water Engineering Materials and Structures, Guangxi Hydraulic Research Institute, Nanning 530023, P.R. China*)

Abstract: Water pollution and eutrophication control in reservoirs are important to ensure the safety of urban water supply. Four ecological purification pilot reservoirs (A, B, C and D) and one controlled reservoir with 240 m² area were constructed in Linjiang Water Plant characterized by high concentrations of nitrogen and phosphorus. The effects of different reservoir configurations, the proportion of aquatic plant planting area, and planting methods on the removal of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were determined according to the pilot reserves. The results showed that the average removal rates of ammonium nitrogen (NH₄⁺-N), TP and TN for the inflow water were 50.36%, 53.73% and 22.25% by the ecological purification of the pilot reservoirs, respectively; C reservoir had the highest removal rates of TN and NH₄⁺-N of 24.97% and 54.61%, respectively; the highest removal rate of TP was found at D reservoir of 62.16%; the average dissolved oxygen (DO) concentration and transparency of the four pilot reservoirs increased by 1.11 mg/L and 27.6 cm, respectively, which was significantly higher than those of the controlled reservoir. The shape

^{*} 国家自然科学基金项目 (51679141)、上海市科委科技攻关计划项目 (14231200100) 和“广西特聘专家”专项经费项目联合资助. 2017-07-20 收稿; 2017-10-10 收修改稿. 吴建强 (1977 ~), 男, 硕士, 高级工程师; E-mail: wujq@saes.sh.cn.

^{**} 通信作者: E-mail: wangm@saes.sh.cn.

and structure of the reservoirs, the proportion of aquatic plant planting area, and the planting methods had obvious influences on the purification of TN and TP. The increase of shallow water area can effectively improve the removal of TN and TP; the increase of the planting area of aquatic plants can effectively increase DO concentration, improve the removal of TN, and enhance the transparency; the planting method of floating bed can effectively promote the removal of TP and enhance the transparency. The results of this study provide a scientific basis for the design and construction of Jinze Reservoir and other similar reservoirs as water sources.

Keywords: Reservoir; morphological structure; planting area; ecological purification; Jinze Reservoir

水质的不稳定和富营养化是危害供水安全的最大问题. 水库水质改善主要包括物理化学方法及生物方法, 而传统的物理化学方法对于水库水质改善和富营养化防治存在一定的局限性, 且易引发二次污染^[1]. 生物-生态方法以其健康、稳定的优点受到越来越多研究者的关注^[2-4], 该方法的关键是确定合理的水库水生生态构建方案, 恢复健康、稳定的水生生态系统功能, 在提高系统抵抗外界干扰能力的同时, 提高水体自身的净化能力^[5]. 稳定水生生态系统构建的重要手段就是通过建立和恢复以水生植物为主导的生态系统, 因此近年来, 国内外对于水库水生生态净化的研究多致力于对水库初级生产力的研究, 包括水生植物的物种配置、种植方式、覆盖比例以及微生物微生态系统的构建等^[6-9]. 实质上形态结构也是水库水生生态功能恢复的重要因素, 包括形状、面积、水动力、水深和岸坡形态等参数. 目前相关研究中, 水力停留时间对控制水库富营养化的重要作用、不同水深条件对单一植物去除氮磷能力的影响等方面报道较多^[10-12], 而对于水库形态结构、水深配置及其相对应的水生植物配置模式等对水库水生生态净化影响方面的研究鲜见报道.

为进一步提升上海城市原水供应安全保障能力, 全面改善和提升城市供水水质, 上海市立项开展从太浦河取水的金泽水源水库的建设. 该水源地作为上海市“两江并举、多源互补”水源地战略格局的重要一环, 从立项之初就定位为生态型水库, 致力于构建稳定、健康的水生生态系统, 提升水体自我改善和维持能力. 水库建设初步建议在保障安全和库容的前提下, 分成浅水生态沉淀净化区、生态强化净化区和深水生态蓄水 3 部分. 3 个分区的面积和形态、水生植物的种植比例和种植方式等都是生态型水库设计重点考虑的因素. 为此, 本研究在上海市临江原水厂构建了生态水库水体生态净化模拟试验基地, 针对太浦河来水氮、磷浓度较高以及水库富营养化防治的需求, 开展不同形态结构、水生植物种植比例及种植方式等对水体氮、磷营养盐的净化效果试验, 以为金泽水源水库及其他类似水库的设计和建设提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 中试区域位置

金泽水库拟建设于黄浦江上游青浦区金泽镇, 以原有李家荡、乌家荡为基础, 闸引太浦河水, 连通建设新的封闭式生态型水源水库, 规划供水规模为 500 万 m³/d, 服务人口约 950 万人, 设计停留时间 2~3 d. 为了模拟水源水库引水河道与太浦河水体水质相似度, 以及考虑建设、运行维护难易程度等方面的因素, 将中试试验基地选址于临江原水厂. 试验原水取自黄浦江.

1.2 中试工程设计与试验方法

1.2.1 试验池设计 整个基地设计建设 5 个生态净化模拟试验池 (A、B、C、D 和对照), 面积均为 240 m², 长 20 m, 宽 12 m. 每个试验池分 3 个净化单元 (从试验池进水到出水按 1、2、3 排序), 由于金泽水库不同区域设计水深为 2~5 m 左右, 考虑到临江原水厂结构、人员、供水安全等因素, 本试验池各净化单元设置水深为金泽水库设计水深的 1/2 左右, 依次为 1.5、2.0 和 2.5 m, 用于模拟水源水库的 3 个分区及相对的浅水区和深水区, 每个单元之间采用跌水堰相连接 (图 1). 所有试验池边坡均建设成 1:2 的缓坡, 并铺设生态种植孔砖, 底部均为自然土状态.

A、B、C、D 试验池分别用于对比不同形态结构、不同水生植物种植比例和不同水生植物种植方式, 以 A 池为基准, 其中: A、B 两池对比浅水区和深水区面积配置的差异, A 池 A1 区段 (浅水区) 面积为 120 m², A3 区段 (深水区) 面积为 48 m², 而 B 池则正好相反; A、C 两池对比不同水生植物种植比例的差异, A 池的种植植物面积比例为 30%, 而 C 池则为 50%; A、D 两池对比不同水生植物种植方式的差异, A 池 A3 区段种植浮叶植物, 而 D 池 D3 区段 (深水区) 采用生态浮床的种植方式; 对照池不种植水生植物, 其他设置与 A 池一致.

1.2.2 水生植物配置 水生植物的选择及配置是整个试验研究的关键, 为了更好地模拟实际情况, 本研究主

图 1 中试工程试验池设计
Fig.1 Test reservoirs in pilot project

要基于水源水库水生植物现状调查结果,确定具体的水生植物种类. 各试验池水生植物种类相同,其中岸坡均种植挺水植物,1.5 和 2.0 m 水深池底种植沉水植物,A、B、C 池 2.5 m 水深种植浮叶植物,D 池 2.5 m 水深采用浮床种植挺水植物. 具体水生植物种类及特性见表 1.

表 1 试验池水生植物种类及配置
Tab.1 Aquatic plant species and configuration in test reservoirs

植物类型	生长特性	选择种类	种植分配	种植密度
挺水植物	根茎生于底泥中,植物体上部挺出水面	菰(<i>Zizania latifolia</i>)、芦苇(<i>Phragmites australis</i>)、再力花(<i>Thalia dealbata</i>)	各 1/3	20 株/m ²
沉水植物	植物完全沉于水气界面以下,根扎于底泥或漂浮于水中	金鱼藻(<i>Ceratophyllum demersum</i>)、苦草(<i>Vallisneria natans</i>)	各 1/2	10 丛/m ²
浮叶植物	根茎生于底泥,叶片漂浮于水面	菱(<i>Trapa bispinosa</i>)、荇菜(<i>Nymphoides peltatum</i>)	各 1/2	10 株/m ²

1.2.3 试验方法 (1) 进出水设置:现场试验进出水采用自动控制系统控制,首先用潜水泵抽取黄浦江水进入配水池,配水池内安装超声波液位仪自动控制潜水泵工作;配水池水通过管道和分体式流量仪控制系统输送至各试验池,经各试验池净化后,重新回到黄浦江.

根据水源水库初步设计方案,水库常规运行水力停留时间为 3 d,本模拟试验水力停留时间也采用 3 d,综合各试验池有效容积、停留时间、蒸发、渗透等因素,计算各试验池进出水量:

$$Q_{\text{out}} = W/t/24 \tag{1}$$

表 2 各试验池进出水量设置
Tab.2 Settings of water flow for inflow and outflow

试验池	有效容积/ m ³	进水量/ (m ³ /h)	出水量/ (m ³ /h)
对照	366	5.15	5.08
A	366	5.15	5.08
B	439	6.17	6.10
C	366	5.15	5.08
D	366	5.15	5.08

$$Q_{in} = Q_{out} + Q_s + Q_z \tag{2}$$

式中, Q_{out} 为各试验池出水水量 (m³/h); W 为各试验池有效容积 (m³); t 为各试验池停留时间 (d); Q_{in} 为各试验池进水量 (m³/h); Q_s 为各试验池渗透流失量 (m³/h), 按当地粘壤土渗透系数 1×10^{-8} m/s 计算获取; Q_z 为各试验池蒸发量 (m³/h), 取值当地年蒸发量 1400 mm/a, 计算获取. 最终计算获得各池进出水调节流量 (表 2).

(2) 试验时间: 试验基地 2014 年 6 月建成, 正常运行 3 个月, 于 2014 年 9 月开始现场试验工作, 至 2015 年 10 月结束, 共开展 5 次试验. 每次试验按照设计停留时间, 从进水开始, 到末端稳定出水, 历时 3 d.

(3) 检测指标及方法: 每次试验统一从配水池采集进水水样, 并在各试验池分区段及末端出水处采集处理水样. 根据水库进水主要存在总氮 (TN)、铵态氮 (NH₄⁺-N) 和总磷 (TP) 浓度超标问题, 本试验测试分析指标主要为 TN、NH₄⁺-N 和 TP 浓度, 同时测定水体溶解氧 (DO) 浓度和透明度.

1.3 指标检测及数据分析

DO 浓度和透明度采用便携式仪器在现场直接测定; TN、NH₄⁺-N 和 TP 浓度在水样采集后立刻带回实验室分析, 检测方法参照文献 [13]. 对 5 次试验测得的初始数据采用 Microsoft Excel 2010 软件进行初步处理, 运用 SPSS 19.0 软件进行方差分析 (ANOVA), 对不同试验池的净化效率进行差异显著性检验.

2 结果与讨论

2.1 水质生态净化效果

2.1.1 各试验池进出水指标浓度变化 试验过程中各试验池水质指标的进出水浓度数据为 2014 年 9 月—2015 年 10 月 5 次试验取水的实测平均值, 由于本研究持续周期跨越了 4 个季节, 进出水水质及水生植物生长状态受季节影响较大, 数值波动较大, 分析中主要以平均值为基准讨论趋势变化. 原水经 A、B、C、D 试验组处理后, 氮、磷物质均得到了有效去除, 水质得到了明显改善. 出水 TN 浓度 B 池最高, C 池最低, 仅为 2.47 mg/L; 出水 NH₄⁺-N 浓度 B 池最高, C 池和 D 池最低, 仅为 0.21 mg/L, 达到地表水 II 类标准 (GB 3838—2002); 出水 TP 浓度 B 池最高, D 池最低, 仅为 0.12 mg/L, 达到地表水 IV 类标准 (GB 3838—2002); 出水 DO 浓度 D 池最低, A 池最高, 为 5.90 mg/L, 达到地表水 III 类标准 (GB 3838—2002); 出水透明度 A 池和 B 池最低, C 池最高, 达到 63.0 cm. 相较于对照组, 4 个试验组出水 TN、NH₄⁺-N 和 TP 平均浓度分别降低了 0.44、0.14 和 0.12 mg/L, DO 浓度提高了 1.11 mg/L, 透明度提高了 27.6 cm (表 3).

表 3 各试验池进出水水质指标
Tab.3 Water quality indexes of inflow and outflow from the test reservoirs

指标	进水	对照组出水	A 池出水	B 池出水	C 池出水	D 池出水
TN/(mg/L)	3.29±0.90	3.00±0.85	2.55±0.80	2.68±0.76	2.47±0.69	2.54±0.82
NH ₄ ⁺ -N/(mg/L)	0.47±0.21	0.37±0.18	0.24±0.14	0.27±0.18	0.21±0.13	0.21±0.10
TP/(mg/L)	0.32±0.05	0.27±0.03	0.16±0.06	0.17±0.05	0.14±0.05	0.12±0.02
DO/(mg/L)	4.11±1.28	4.15±1.20	5.90±1.05	5.12±1.33	5.35±0.75	5.02±0.69
透明度/cm	7.3±2.2	27.8±2.2	48.0±13.0	48.0±9.1	63.0±22.3	62.3±17.6

2.1.2 各试验池净化效率差异分析 试验池对 TN 的去除率为 12.52%~24.97%, 平均值为 22.25%; 对 NH₄⁺-N 和 TP 的去除率相对较高, 分别为 42.11%~54.61% 和 32.99%~62.16%, 平均值分别达到 50.36% 和 53.73%. 本研究得到的最高氮、磷净化效率与常素云等 [6] 在应用水生植物净化天津某水库水源中氮、磷污染物时得到的最高 TN 和 TP 去除率 (TN 为 21.30%, TP 为 62.30%) 非常相近. 对本研究 A、B、C、D 4 个试验池的净化效率进行排序比较, TN 去除率为 C>D>A>B; NH₄⁺-N 去除率为 C=D>A>B; TP 去除率为 D>C>A>B; DO 提高

率为 $A > C > B > D$; 透明度提高率为 $C > D > A = B$ (图 2)。

从差异性分析来看,各池对 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及 TP 的去除率、透明度的提升率相较于对照组均有显著提升 ($P < 0.05$),而对 DO 而言,A、C 池相较于对照组有显著提升,B、D 池与对照组差异不显著。对比 4 个试验池的净化效率:从 TN 去除率来看,B 池和 C 池存在显著差异 ($P < 0.05$);从 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TP 去除率及 DO 和透明度提升率来看,4 个试验池均不存在显著差异 (图 2)。

图 2 不同试验池净化效率比较(不同小写字母表示其两两之间的差异显著($P < 0.05$))

Fig.2 Comparison of purification efficiency of different test reservoirs

(a, b and c indicated the significant difference ($P < 0.05$) between different slope buffer strips)

2.2 水质净化效果影响因素

2.2.1 水库形态和水生植物配置对 DO 和透明度的影响 水体 DO 和透明度的变化,一方面易受水生植物和污染物浓度变化的影响,另一方面也会改变水体水生植物的生长繁殖状况和污染物降解能力。从各试验池不同区段 DO 和透明度的提升率变化情况可知,A、B 池沿区段 1、2、3 DO 提高率逐渐升高,而 C、D 池在区段 2、3 变化不明显。整体来讲,在区段 1、2,C 池 DO 提高率最大,而到了区段 3 则是 A 池提高率最大。相比较而言,无论何区段,都是 A、C 池 DO 提高率高于 B、D 池;且 A、B、C、D 试验池均明显高于对照池 (图 3),平均浓

度高出 1.11 mg/L. 这说明,一方面 4 个试验池由于水生植物的存在,大幅提升了水体 DO 浓度;另外,A、C 池由于浅水区面积的增大和植物种植比例的提升,也明显改善水体 DO 的复氧、充氧效果.

图 3 水库形态和水生植物配置对 DO 和透明度的影响

Fig.3 Effects of reservoir structure and aquatic plant configuration on DO and transparency

图 4 水库形态结构对氮、磷污染物去除的影响

Fig.4 Effect of reservoir structure on nitrogen and phosphorus removal

由图 3 还可以看出,4 个试验池水体透明度提升率也均明显优于对照池,平均透明度提高了 27.6 cm. 其中,A、B、C、D 试验池的水体透明度沿程均逐渐提高. 对于 4 个试验池而言,C、D 两池透明度提升率整体优于 A、B 池,这可能是由于 C 池更大的植物种植比例以及 D 池生态浮床发达的植物根系能够更有效地阻截和吸附水体中的有机碎屑等悬浮物,从而能进一步提高水体的透明度^[11].

2.2.2 水库形态结构对氮、磷污染物去除的影响

本研究水库形态结构设计差异主要包括两方面:一是试验池本身从区段 1 至区段 3 构造水深的变化;二是不同试验池浅水区与深水区面积配置的差异. 试验以不栽种水生植物的池子为对照组,控制 A、B 池的水生植物种植种类、比例、方式一致,只存在不同区段水深、面积的差异,以探究水库水深及面积形态配置对氮、磷污染物去除效果的影响,结果如图 4 所示.

由图 4 可知,A、B 两试验池的氮、磷污染物去除率明显高于对照组. 对试验池本身水深分布而言,A、B 两池的氮、磷污染物去除率沿水深增加逐渐提高,其中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TP 在区段 1 浅水区即达到了较高的去除率($\text{NH}_4^+\text{-N}$: 49.78% 和 42.11%, TP: 42.42% 和 46.99%),而在区段 2、3 增加不明显;TN 在 A、B 两池区段 1 去除率分别为 12.52% 和 11.04%,区段 2 去除率分别为 19.80% 和 17.58%,区段 3 则分别为 22.61% 和 18.51%,两个试验池在 1.5 和 2.0 m 水深状态 TN 去除率接近,但到了 2.5 m 水深 TN 去除效果明显降低. 对于 A、B 两个试验池而言,A 池在不同区段对氮、磷污染物去除的效果

均高于B池,但差异主要发生在区段1,在区段2、3未发生明显变化.可以说, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TP在1.5 m浅水区可以得到很好的去除,TN的去除主要发生在2.0 m以内水深区域,但在2.5 m相对深水区域 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP和TN的去除效果明显低于浅水区.

总体而言,水库形态对氮、磷污染物去除的影响主要体现在水深的变化及不同水深区域面积的配置.浅水区域更有利于氮、磷污染物的去除,增大浅水区面积可提高氮、磷污染物的净化效果,这可能是由于一方面浅水区域缩短了水体中污染物的物理沉降行程,另一方面浅水区水底光照、温度等因素更有利于植物生长,从而促进水生植物对污染物的拦截、吸收以及生物降解等作用,使得污染物去除效率得到明显提升^[14].

2.2.3 水生植物种植比例对氮、磷污染物去除的影响

水体生态净化主要依靠物理沉降过滤、植物吸收和微生物降解等协同作用,其中水生植物的存在是关键,而水生植物面积和比例是生态型水库设计和建设需要考虑的主要参数.本研究控制A池和C池的水库形态结构、水生植物种类与种植方式一致,使A池水生植物种植面积比例为30%,C池为50%,以对比水生植物种植面积差异对氮、磷污染物净化效果的影响,结果如图5所示.

由图5可知,A、C试验池各区段的氮、磷污染物去除率均明显高于对照组.就TN去除率而言,A池和C池在区段1、2的去除速率互有高低,差异不大,尤其是2区段,两者TN去除率均在18%~19%之间;第3区段C池TN去除率最高,达到24.97%,比A池高2.42%;对比图3可以发现,A池在区段3的DO浓度要明显高于C池,可能是由于C池在区段3的好氧硝化作用强于A池,消耗了更多水体DO,然后进入更为明显的反硝化作用,从而提高了TN的去除效果,这与赵安娜等^[15]利用沉水植物塘净化污水处理厂尾水的试验结果相似.而对于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 而言,A池和C池在区段1均达到50%左右的较高去除率,在区段2、3 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率增加不明显,但区段3C池 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率最高,达到54.61%,比A池高5.06%.综合TN和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的净化效果,C池总体优于A池,说明C池在更高面积比例的水生植物作用下,一方面植物因生长繁殖所需吸收了更多无机氮,另一方面也促进了微生物在该区段的硝化作用和反硝化作用,从而提高了TN去除率^[16].就TP去除率而言,同样A、C两池在区段1就达到了较高的净化效果,两者去除率相近,分别为42.42%和40.83%;在区段2,TP去除率略有增加,且C池增加幅度也略大于A池;到了区段3,A、C两池TP去除率基本与区段2一致,但A、C两池TP净化效果差异不明显.

总体而言,增大水生植物种植面积比例能够有效促进氮污染物的去除,而对磷污染物去除效果影响不大.在实际应用中,应结合原水水质考虑水生植物种植比例,比例不足会降低水体氮污染物的净化效果,而过量种植一方面会因为水生植物枯萎腐烂引起水体二次污染,另一方面也会增加投资和运行维护成本,从而造成负面影响^[17].

2.2.4 水生植物种植方式对氮、磷污染物去除的影响

图5 水生植物种植面积比例对氮、磷污染物去除的影响

Fig.5 Effect of planting area ratio of aquatic plant on nitrogen and phosphorus removal

图6 水生植物种植方式对氮、磷污染物去除的影响

Fig.6 Effects of planting methods on nitrogen and phosphorus removal

与面积比例一致,使 A 池区段 3 于池底种植浮叶植物,而 D 池区段 3 采用生态浮床种植挺水植物,以对比不同水生植物种植方式对氮、磷污染物净化效果的影响,结果如图 6 所示。

由图 6 可知,A、D 试验池的氮、磷污染物去除率明显高于对照组。由于 A 池与 D 池的水生植物种植方式差异主要位于区段 3(2.5 m 水深),所以本节主要针对区段 3 进行讨论。就 TN 去除率而言,A、D 两池在区段 2、3 的去除率基本相同;就 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率而言,A、D 两池差异不大,对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除均集中在区段 1,可分别达到 50.23% 和 50.38%,之后均无明显提升;就 TP 去除率而言,D 池区段 3 出水 TP 去除率达到 62.16%,明显高于 A 池的 51.05%,这是因为浮床挺水植物发达的根系悬浮于水体中,具有较大的比表面积,能够形成大量的生物膜附着,对水中的磷污染物具有很好的吸附作用^[18]。

总体而言,深水区采用生态浮床种植方式更有利于磷污染物的去除,但对氮污染物的去除影响不大。也有研究表明,将传统种植方式与生态浮床相结合,能够有效去除水体中的氮、磷污染物^[19-20]。因此,在实际工程应用中,可以结合实际需求选择水生植物混合种植方式。

3 结论

本研究针对太浦河来水氮、磷浓度较高以及水库富营养化防治的需求,通过建设于临江原水厂的生态型水源水库中试模拟试验池,在设计停留时间为 3 d、水深为 1.5~2.5 m 的条件下,研究了水库形态、水生植物种植面积比例及种植方式对水体氮、磷污染物去除的影响,得到结论如下:

1) 种植水生植物的各试验池对 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TP 的去除能力显著高于对照组 ($P < 0.05$),原水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP 和 TN 的平均去除率分别为 50.36%、53.73% 和 22.25%,水体平均 DO 浓度提高了 1.11 mg/L,平均透明度提高了 27.6 cm。

2) 水库水深、浅水区面积比例、植物种植比例和种植方式等变化对水体氮、磷污染物、DO 浓度、透明度等影响较大,增大浅水区面积和水生植物种植比例,能有效提高水体氮污染物的去除能力和 DO 浓度、透明度的提升能力;采用生态浮床种植方式能有效提高水体磷污染物的去除能力和透明度的提升能力。

3) 在生态型水库的设计、建设等实际应用中,应当充分结合原水水质特征,适当增加浅水区面积、提高水生植物种植比例和采用混合种植方式,以实现水体水质净化及富营养化防治的目标。

致谢:感谢上海市自来水公司临江水厂在本研究试验场地建设、试验过程中给予的支持和帮助。

4 参考文献

- [1] Qin BQ, Gao G, Hu WP *et al.* Reflections on the theory and practice of shallow lake ecosystem restoration. *J Lake Sci*, 2005, 17(1): 9-16. DOI:10.18307/2005.0102. [秦伯强, 高光, 胡维平等. 浅水湖泊生态系统恢复的理论与实践思考. 湖泊科学, 2005, 17(1): 9-16.]

- [2] Kimiko Y, Akira K, Hiroyuki O *et al.* Study on water quality purification method by aquatic plants at a reservoir for small-scale water supply. *Desalination & Water Treatment*, 2015, **54**(13): 3479-3486.
- [3] Hilton J, O' Hare M, Bowes M *et al.* How green is my river—A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment*, 2006, **365** (1): 66-83.
- [4] Xiao LW, Zhu B, Kumwimba M *et al.* Plant soaking decomposition as well as nitrogen and phosphorous release in the water-level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir. *Science of the Total Environment*, 2017, **592**: 527-534.
- [5] Qin BQ, Hu WP, Liu ZW *et al.* Experimental study on ecological engineering of water purification in Taihu Lake. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, **27**(1): 5-12. [秦伯强, 胡维平, 刘正文等. 太湖水源地水质净化的生态工程试验研究. 环境科学学报, 2007, **27** (1): 5-12.]
- [6] Chang SY, Wu T, Zhao JJ. Effects of different submerged water plants on water purification of Beidagang Reservoir. *Chine Journal of Environmental Engineering*, 2016, **10** (1): 439-444. [常素云, 吴涛, 赵静静. 不同沉水植物组配对北大港水库水体净化效果的影响. 环境工程学报, 2016, **10** (1): 439-444.]
- [7] Edivaldo D, Maria L, Fernando T *et al.* Assessment of aquatic plants in the reservoirs of AES-Tietê and development of an integrated control model for the most important species. *Journal of Environmental Science & Health, Part B—Pesticides, Food Contaminants, & Agricultural Wastes*, 2005, **40**(1): 85-100.
- [8] Wu JQ, Wang M, Wu J *et al.* Experimental study on absorption of nitrogen and phosphorus in four kinds of floating bed plants. *Environmental Science*, 2011, **32**(4): 995-999. [吴建强, 王敏, 吴健等. 4种浮床植物吸收水体氮磷能力试验研究. 环境科学, 2011, **32**(4): 995-999.]
- [9] Zhai HB. Microbial remediation of eutrophic water bodies. *Resources Economization & Environment Protection*, 2015, (5): 46. [翟海波. 富营养化水体的微生物修复技术. 资源节约与环保, 2015, (5): 46.]
- [10] Jonas K, Dominik Z, Michael H. Water level fluctuations in a tropical reservoir: the impact of sediment drying, aquatic macrophyte dieback, and oxygen availability on phosphorus mobilization. *Environmental Science & Pollution Research*, 2016, **23**(7): 6883-6894.
- [11] Fang YY, Yang XE, Chang HQ *et al.* In-situ remediation of contaminated water by aquatic plants. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, **19**(2): 407-412. [方云英, 杨肖娥, 常会庆等. 利用水生植物原位修复污染水体. 应用生态学报, 2008, **19**(2): 407-412.]
- [12] Mojtaba S, Ali M, Mohammad K. Modeling of eutrophication and strategies for improvement of water quality in reservoirs. *Water Science & Technology*, 2016, **74**(6): 1376-1385.
- [13] "Water and wastewater monitoring and analysis method" editorial board of State Environmental Protection Administration of China ed. Monitoring and analysis methods of water and wastewater: fourth edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. [国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.]
- [14] Michael C, Ryan M, John D *et al.* Assessing the aquatic plant community within the Ross Barnett Reservoir, Mississippi. *Invasive Plant Science & Management*, 2014, **7**(2): 375-383.
- [15] Zhao AN, Feng MH, Guo X *et al.* Study on the effect and mechanism of underwater plant oxidation pond on the advanced treatment of sewage. *J Lake Sci*, 2010, **22**(4): 538-544. DOI:10.18307/2010.0409. [赵安娜, 冯慕华, 郭萧等. 沉水植物氧化塘对污水厂尾水深度净化效果与机制的小试研究. 湖泊科学, 2010, **22**(4): 538-544.]
- [16] Song H, Wang KH, Chen W *et al.* Removal of pollutants in reservoir by typical hydrophytes: A laboratory simulation study. *Chinese Journal of Ecology*, 2014, **33**(1): 119-124. [宋红, 王孔海, 陈玮等. 典型水生植物对水库环境污染物去除能力的实验室模拟. 生态学报, 2014, **33**(1): 119-124.]
- [17] Song C, Qiu LP, Meng SL *et al.* Simultaneous simulations of four aquatic plant growth and removal of nitrogen and phosphorus under different planting densities. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, **33**(1): 178-184. [宋超, 裴丽萍, 孟顺龙等. 人工模拟不同种植密度下四种水生植物的生长状况及对氮、磷的去除. 农业环境科学学报, 2014, **33** (1): 178-184.]
- [18] Dai QS, Han XR, Huang H *et al.* Application status and prospect of ecological floating bed. *Technology of Water Treatment*, 2014, **40**(7): 7-11. [戴青松, 韩锡荣, 黄浩等. 生态浮床的应用现状及前景. 水处理技术, 2014, **40**(7): 7-11.]
- [19] Wang C, Wang YQ, Wang PF *et al.* Research progress on mechanism and effect of purification of ecological floating. *Journal of Safety and Environment*, 2014, **14**(2): 112-116. [王超, 王永泉, 王沛芳等. 生态浮床净化机理与效果研究进展. 安全与环境学报, 2014, **14**(2): 112-116.]
- [20] Luo ST, Zhang YJ, Li JY *et al.* Study on control of aquaculture pollution by combination of submerged water and ecological floating. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2011, **27**(2): 87-94. [罗思亭, 张饮江, 李娟英等. 沉水植物与生态浮床组合对水产养殖污染控制的研究. 生态与农村环境学报, 2011, **27**(2): 87-94.]