

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2016.02.024

沉积物-水界面中可交换态氮对不同菹草密度的响应

燕文明¹, 麻 林², 向 龙¹, 杨家亮³

(1. 河海大学水文水资源与水利工程科学国家重点实验室, 江苏 南京 210098;
2. 湖南省水利厅, 湖南 长沙 410007; 3. 湖南省水利水电勘测设计研究院, 湖南 长沙 410007)

摘要: 为了认清沉水植物对富营养化浅水湖泊沉积物-水界面可交换态氮的影响, 通过模拟试验, 利用连续流动注射分析仪测定了 NO_3^- -N、 NH_3 -N 等指标, 并结合其他环境指标, 研究了沉积物-水界面中 TN、 NO_3^- -N、 NH_3 -N 对不同菹草量(0 g、150 g、300 g)的响应。结果表明, 菹草的存在增加了间隙水氧化还原电位(Eh), 降低了 pH, 且菹草量越大, 间隙水中 Eh、pH 值变化越明显; 利用单因素方差分析, 得出 300 g 菹草组与对照组的间隙水 TN 质量浓度有显著差异($P<0.05$); 菹草量越大, 间隙水中 TN、 NO_3^- -N 和 NH_3 -N 以及表层沉积物中固定态铵、有机氮、 NH_3 -N 和 NO_3^- -N 的去除效果越好。

关键词: 菹草; 沉积物; 间隙水; 硝氮; 氨氮

中图分类号: X171 文献标志码: A 文章编号: 1004-6933(2016)02-0119-04

Effects of different densities of *Potamogeton crispus* L. on exchangeable nitrogen at sediment-water interface

YAN Wenming¹, MA Lin², XIANG Long¹, YANG Jialiang³

(1. State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China;
2. Department of Water Resources of Hunan Province, Changsha 410007, China;
3. Hunan Hydro & Power Design Institute, Changsha 410007, China)

Abstract: In order to investigate the effects of submerged plants on the exchangeable nitrogen across the interfaces between sediments and water in eutrophic shallow lakes, the concentrations of NO_3^- -N and NH_3 -N were detected with the continuous flow-injection analyzer through simulation experiments. With other environmental indicators taken into account, the effects of different densities of *Potamogeton crispus* L. (0 g, 150 g, and 300 g, respectively) on TN, NO_3^- -N, and NH_3 -N at the sediment-water interface were examined. The experimental results show that *Potamogeton crispus* L. increased the oxidation-reduction potential (Eh) and decreased the pH of the interstitial water. Moreover, the higher the density of *Potamogeton crispus* L. was, the more significantly the Eh and pH in the interstitial water changed. According to the results of one-way analysis of variance, there was a significant difference ($p<0.05$) in TN in the interstitial water with 0g and 300g of *Potamogeton crispus* L. The higher the density of *Potamogeton crispus* L. was, the greater the amounts of TN, NO_3^- -N, and NH_3 -N in the interstitial water, and the greater the amounts of fixed ammonium, organic nitrogen, NH_3 -N, and NO_3^- -N that were removed from surface sediments.

Key words: *Potamogeton crispus* L.; sediments; interstitial water; nitrate nitrogen; ammonia nitrogen

沉水植物可以为底栖动物提供栖息场所, 促进其根系可以吸收沉积物和间隙水中的营养物质。悬浮物的物理过滤过程, 抑制浮游植物的生长^[1], 水植物对沉积物中氮的形态和迁移过程都有一定的

基金项目: 湖南省水利基金(201524507); 国家自然科学基金(41301531)
作者简介: 燕文明(1982—), 女, 实验师, 博士, 主要从事环境水文及水环境保护研究。E-mail: ywm0815@163.com
通信作者: 麻林, 助理研究员, 博士。E-mail: 155327259@qq.com

影响^[2-3]。有研究^[4-5]指出,沉水植物的生长能够明显降低间隙水中的 $\text{NH}_3\text{-N}$,并抑制氮素释放。沉水植物的根系可以固持底泥,减少沉积物的再悬浮;还可为根际好氧微生物输送氧气,改变根际附近氧化还原电位 (Eh) 和 pH 值,影响氮的迁移转化过程^[1]。沉水植物死亡腐烂会增加沉积物中的有机质含量,并将从上覆水中吸收到自身体内的氮转移到沉积物中,这一过程也在氮的地球化学循环过程中起到了重要作用。

可见,沉水植物可以通过光合作用、呼吸作用和残体分解作用等对周边的 pH、DO、Eh、氮等产生影响,目前虽然已经进行了一些研究,但关于不同密度沉水植物对氮的迁移转化影响这方面的报道较少。菹草是眼子菜科多年生沉水植物,受温度、光照、底泥的氮及 DO 条件等多种环境因子的影响^[6],可以通过根系获得沉积物-水界面中大量的可交换态氮,菹草的生物量及植株密度也影响着环境中的可交换态氮浓度。本研究选用了菹草进行模拟试验,以探讨不同密度沉水植物对沉积物-水界面可交换态氮 ($\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$) 迁移转化的影响。

1 试验材料与设计

1.1 材料与设计

将采集的湖泊沉积物自然风干后过 100 目筛,去除粗粒及动植物残体,混匀后铺设在整理箱中(预先经过 5% 的 HCl 处理后用蒸馏水冲洗干净),铺设厚度为 10 cm,每箱的沉积物干重为 9 820 g,注入 100 L 暴晒 3 d 后的上覆水。试验设置总计 9 箱,其中 6 箱种植沉水植物菹草,其余 3 箱作为对照组。菹草用蒸馏水浸泡,自然光照下培养驯化一周,将性状均一的植株种植于 6 个整理箱中,其中 3 箱的种植密度为 0.4 kg/m^2 ,每箱种植 150 g 菹草,为 150 g 菹草组;另外 3 箱的种植密度为 0.8 kg/m^2 ,每箱种植 300 g 菹草,为 300 g 菹草组。常规培养 2 个月。每个整理箱中埋设 4 个 1 m 长的陶土头渗滤装置,用细铁丝固定陶土头。用虹吸法往桶里添加上覆水,水深 30 cm。暴雨和大风天气将其收到室内。

1.2 取样与分析

试验期限为 60 d,每隔 10 d 取一次间隙水。用针筒采集陶土头中的间隙水,使用多参数水质监测仪(YSI,6600V2,美国)测定间隙水中的 DO、pH 和 Eh。试验过程中,没有进行除雨水外的补水处理。在试验开始前和试验结束后,分别测试 3 组试验沉积物中的氮含量。最后一次采样结束时,采集植物根际区的沉积物, -80°C 冷冻干燥 48 h 后,研磨过 100 目筛,充分混匀,然后进行沉积物中营养盐分

析。间隙水中 TN 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的测定采用流动注射分析法^[7]。

1.3 数据处理

试验所得数据采用 SPSS 17.0 统计软件进行单因素方差分析, $p<0.05$ 为差异性显著, $p<0.01$ 为差异性极显著,试验数据用“平均值 $\pm$ 标准差”。

2 试验结果与讨论

2.1 间隙水中可交换态氮含量的变化

试验开始时,150 g 菹草组、300 g 菹草组和对照组的间隙水 pH 差别很小。在整个试验过程中 150 g 菹草组和 300 g 菹草组的 pH 整体上减小,但变幅较小;对照组在整个试验期间变化不大(图 1)。3 个处理组的间隙水 pH 平均值大小顺序为:对照组>150 g 菹草组>300 g 菹草组。利用单因素方差分析,得出 150 g 菹草组与 300 g 菹草组的间隙水 pH 无显著差异($P>0.05$),150 g 菹草组与对照组、300 g 菹草组与对照组的间隙水 pH 有显著差异($P<0.05$)。

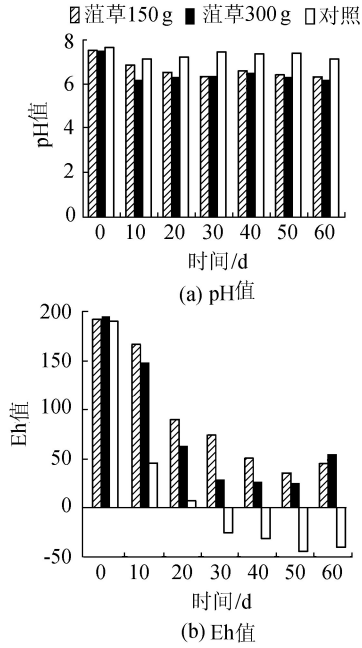


图 1 沉积物间隙水中的 pH 值和 Eh 值随时间变化情况

试验开始时,150 g 菹草组、300 g 菹草组和对照组的 Eh 基本一致。有研究^[8]指出沉积物间隙水的氧化还原特性与 Eh 的关系为:①Eh 值在 400 ~ 650 mV 变化,沉积物表现为氧化性;②Eh 值在 200 ~ 400 mV,沉积物表现为弱氧化性;③Eh 在 0 ~ 200 mV 变化,表现为弱还原;④Eh 值在 Eh 在 $-200\sim 0\text{ mV}$ 变化,沉积物表现为还原性。本研究中,150 g 菹草组、300 g 菹草组和对照组的间隙水 Eh 值变化表现出相似的规律,呈先降后升的趋势,呈弱还原性,最小值出现在第 50 天。且在前 30 d Eh 的变化较大,在后 30 d Eh 变化较小。对照组间隙水的

Eh 也呈先降后升的趋势,但至第 30 天起,Eh 值小于 0,至第 50 天时最低。3 个处理组的间隙水中的 Eh 平均值大小顺序为:300 g 菹草组>150 g 菹草组>对照组。利用单因素进行方差分析,结果表明 3 个处理组的间隙水 Eh 相互之间均无显著差异($P>0.05$)。

由图 2 可见,3 组试验的间隙水 TN 变化表现出相似的规律,呈现先降后增再降的趋势;TN 在实验结束时分别下降为 9.5 mg/L、7.9 mg/L 和 11.2 mg/L;TN 平均质量浓度大小顺序为:对照组>150 g 菹草组>300 g 菹草组。利用单因素方差分析,得出 300 g 菹草组与对照组的水体 TN 有显著差异($P<0.05$),而 150 g 菹草组与对照组、150 g 菹草组与 300 g 菹草组的间隙水 TN 无显著差异($P>0.05$)。

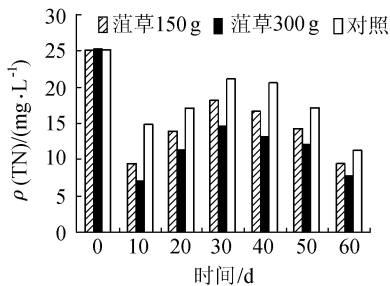


图 2 沉积物间隙水中 TN 质量浓度的变化

由图 3 可见,试验期间 150 g 菹草组、300 g 菹草组和对照组的间隙水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 整体上呈现减小的状态,没有明显的规律性。150 g 菹草组、300 g 菹草组和对照组的间隙水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 最小值出现在第 40 天。3 个处理组的间隙水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均质量浓度大小顺序为:对照组>150 g 菹草组>300 g 菹草组。利用单因素方差分析,得出 3 个处理组的间隙水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 相互

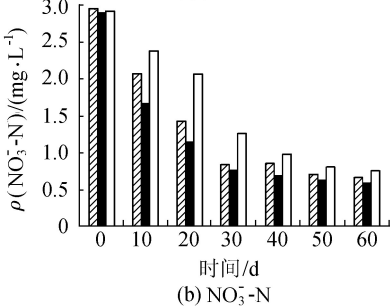
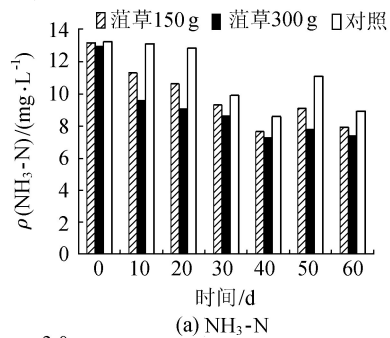


图 3 沉积物间隙水中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 质量浓度变化

之间均无显著差异($P>0.05$)。

整个试验过程中,150 g 菹草组、300 g 菹草组和对照组的间隙水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 呈现减小的趋势,且在试验的前 30 天变化明显,在后 30 天变化不大,到试验结束时,150 g 菹草组、300 g 菹草组和对照组的间隙水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 均出现最小值。3 个处理组的间隙水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 平均质量浓度大小顺序为:对照组>150 g 菹草组>300 g 菹草组。利用单因素方差分析,得出 3 组的间隙水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 相互之间无显著差异($P>0.05$)。

2.2 沉积物可交换态氮质量比的变化

试验前后,3 个处理组沉积物中的 TN、有机氮、固定铵、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的质量比如图 4 和 5 所示。实验开始时,沉积物 TN 质量比为 2046.5 $\mu\text{g/g}$,其中有机氮、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和固定态铵的质量比分别为 1850.9 $\mu\text{g/g}$ 、69.6 $\mu\text{g/g}$ 、3.1 $\mu\text{g/g}$ 和 122.8 $\mu\text{g/g}$ 。实验结束时,150 g 菹草组的沉积物 TN 质量比下降到 1598.1 $\mu\text{g/g}$,其中有机氮、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和固定态铵质量比分别为 1473.6 $\mu\text{g/g}$ 、40.0 $\mu\text{g/g}$ 、3.0 $\mu\text{g/g}$ 和 81.5 $\mu\text{g/g}$;300 g 菹草组的沉积物 TN 质量比下降到 1534.7 $\mu\text{g/g}$,其中有机氮、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和固定态铵质量比分别为 1438.8 $\mu\text{g/g}$ 、29.2 $\mu\text{g/g}$ 、2.6 $\mu\text{g/g}$ 和 64.1 $\mu\text{g/g}$;对照组的沉积物 TN 质量比下降到 1685.3 $\mu\text{g/g}$,其中有机氮、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和固定态铵质量比分别为 1528.6 $\mu\text{g/g}$ 、50.6 $\mu\text{g/g}$ 、3.4 $\mu\text{g/g}$ 和 102.8 $\mu\text{g/g}$ 。

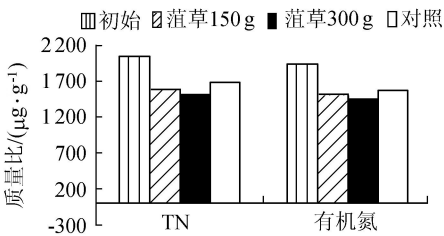


图 4 沉积物中的 TN 和有机氮质量比变化

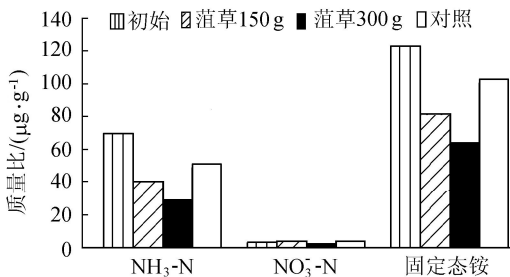


图 5 沉积物中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和固定铵质量比变化

2.3 沉水植物对 TN 和可交换态氮的影响机制

沉水植物对 TN 和可交换态氮的影响主要体现在以下 3 个方面:①沉水植物能够同化吸收沉积物-水界面中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$,降低 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的含量;②沉水植物在腐烂后也会释放出 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和

NO₃⁻-N,增加沉积物-水界面中的含量;③很多诸如菹草等沉水植物的茎叶能形成厚的垫层,阻止沉积物中的 NH₃-N 和 NO₃⁻-N 向上覆水中释放^[9]。

从图 2 可知,实验开始 20 d 后 150 g 菹草组和 300 g 菹草组的间隙水中的 TN 变化较小。这可能是因为试验后期,对照组的沉积物中的氮向间隙水中迁移,由于浓度差,间隙水中的 TN 扩散到了上覆水中,降低了间隙水中 TN。通常情况下,沉水植物和浮游藻类优先摄取溶解态的氮。在试验的前 20 d,3 组间隙水中的 NO₃⁻-N 呈下降趋势,30 d 后趋于稳定。原因主要有以下 3 点:①NO₃⁻-N 作为可以直接利用的氮源被菹草和藻类同化吸收为自身生长所需的物质;②实验后期由于对照组悬浮物浓度增大,上覆水中藻类的光合作用受到限制,造成藻类的死亡和腐烂,增加了上覆水体中有机碎屑和胶体的含量,进而增加了对 NH₃-N、NO₃⁻-N 的吸收量,被吸附的 NH₃-N、NO₃⁻-N 随着颗粒物的沉降作用,进入底泥;③部分 NO₃⁻ 在厌氧氨氧化菌的作用下被还原成 N₂ 或 N₂O^[10]并释放到大气中。

3 组间隙水 NH₃-N 呈下降趋势,且相互之间均无显著差异($P>0.05$)。在试验初期,对照组的上覆水中 NH₃-N 明显低于间隙水 NH₃-N,由于浓度差,间隙水 NH₃-N 向上覆水释放,上覆水的 NH₃-N 增大,间隙水的 NH₃-N 降低;到了试验中期,对照组上覆水体中的浮游藻类大量生长,消耗掉了水体中的 NH₃-N,明显降低了水体 NH₃-N;到试验后期,悬浮物增大导致了光合作用减弱,藻类部分死亡后分解的有机碎屑和胶体吸附了水中的 NH₃-N。

在 3 组中,无论试验前还是试验后,沉积物中的有机氮是最高的氮形态,其次是固定态铵,然后是 NH₃-N,NO₃⁻-N 最低。由于沉积物本身的 NO₃⁻-N 较低,不大于 4 mg/kg,因此,沉积物中 NO₃⁻-N 可释放量也较少,NO₃⁻-N 的释放对于间隙水 TN 的影响较小。试验结束时,3 组表层沉积物的固定态铵呈下降状态,且菹草组的固定态铵减小量明显小于对照组,且高密度菹草组的固定态铵略小于低密度菹草组的固定态铵。

试验结束后,3 组沉积物有机氮差别较小,与初始值相比,菹草组的有机氮减小量更明显,且 300g 菹草组的减小量大于 150g 菹草组的减小量。沉水植物根系释放出的有机酸、酚类、糖类和酶等物质改变了沉积物的物理性状和根际环境,为微生物的生长提供了良好的环境。可见,沉水植物的存在加快了沉积物有机氮的矿化。

本试验中,沉积物中的 NH₃-N 较高,约是 NO₃⁻-N 的 10~20 倍,其向上覆水释放的潜在量明显大于 NO₃⁻-N,NH₃-N 由沉积物向水体的迁移占无机氮迁移的绝大部分,而 NO₃⁻-N 只占很小一部分。有研究指出沉积物中 NH₃-N 的释放是影响湖泊上覆水氮浓度的重要因素^[11]。本试验中,3 个处理组沉积物中的 NH₃-N 均呈现减小状态,菹草组沉积物 NH₃-N 的减小量大于对照组,且在一定的沉水植物密度范围内,密度越大沉积物中的 NH₃-N 减小量也越多。可见,沉水植物的存在促进了沉积物中 NH₃-N 的释放,且释放量的大小与沉水植物的密度有关。

3 结 语

通过模拟试验的对比研究,探讨了 0 g、150 g 和 300 g 等不同密度菹草对沉积物-水界面营养盐的影响。菹草的存在增加了间隙水中的 Eh 值,降低了间隙水中的 pH。在一定的沉水植物密度范围内,沉水植物的密度越大,间隙水中 Eh 的上升趋势和 pH 值的下降趋势越明显。利用单因素方差分析,得出 3 个处理组间隙水中的 Eh、NH₃-N、NO₃⁻-N 相互之间均无显著差异($P>0.05$);300g 菹草组与对照组的 TN 有显著差异($P<0.05$);150g 菹草组与对照组、300g 菹草组与对照组的 pH 值有显著差异($P<0.05$)。3 个处理组间隙水中 TN、NO₃⁻-N 和 NH₃-N 以及表层沉积物中固定态铵、有机氮、NH₃-N 和 NO₃⁻-N 去除效果为:300g 菹草组>150g 菹草组>对照组。本研究成果可为生态修复时更好的发挥沉水植物的作用提供理论支撑。

参考文献:

[1] 杨文斌,李阳,孙共献.两种沉水植物对上覆水和间隙水中可溶性无机氮的影响[J].环境科学,2014(6):2156-2163. (YANG Wenbin, LI Yang, SUN Gongxian. Effects of two submerged macrophytes on dissolved inorganic nitrogen in overlying water and interstitial water [J]. Environmental Science, 2014(6): 2156-2163. (in Chinese))

[2] 王永平,朱广伟,洪大林,等.沉水植物对沉积物-水界面环境特征的影响[J].环境科学研究,2012(10):1133-1139. (WANG Yongping, ZHU Guangwei, HONG Dalin, et al. Effects of macrophytes on the environmental characteristics of sediment-water interface [J]. Research of Environmental Sciences, 2012(10): 1133-1139. (in Chinese))

(下转第 128 页)

rivers[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2001, 29(4): 72-75. (in Chinese))

[5] 逢勇,程伟,赵玉萍. 鹤地水库文官至石角段水环境容量研究[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2003, 31(1): 76-79. (PANG Yong, CHENG Wei, ZHAO Yuping. Calculation of water environment capacity for wenguan to shijiao section of Hedi reservoir [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2003, 31(1): 76-79. (in Chinese))

[6] 罗缙,逢勇,罗清吉,等. 太湖流域平原河网区往复流河道水环境容量研究[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2004, 32(2): 144-146. (LUO Jin, PANG Yong, LUO Qingji, et al. Study on water environment capacity for reversing current channels in plain river network region in Taihu Lake Basin[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2004, 32(2): 144-146. (in Chinese))

[7] 朱维斌,张逢甲,卓诚翔. 河流混合带污染物二维浓度分布的计算[J]. 河海大学学报(自然科学版), 1989, 17

(4): 108-113. (ZHU Weibin, ZHANG Fengjia, ZHUO Chengxiang. Evaluation of two-dimensional distribution of pollutant concentration in river mixing zones[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 1989, 17(4): 108-113. (in Chinese))

[8] 胡维平. 平原水网地区湖泊的水环境容量及允许负荷量[J]. 海洋湖沼通报, 1992(1): 37-45. (HU Weiping. Water environmental capacity and allowable water load capacity of the lake in the region of plain water network[J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 1992(1): 37-45. (in Chinese))

[9] 姚国金,逢勇,刘智森. 水环境容量计算中不均匀系数求解方法探讨[J]. 人民珠江, 2000, 21(2): 47-50. (YAO Jinguo, PANG Yong, LIU Zhisen. Apporach to the method of solving for non-uniformity factor in computing the aquatic environmental capacity[J]. Pearl River, 2000, 21(2): 47-50. (in Chinese))

(收稿日期:2016-01-06 编辑:王 芳)

+++++

(上接第 122 页)

[3] 王圣瑞,金相灿,崔哲,等. 沉水植物对水-沉积物界面各形态氮含量的影响[J]. 环境化学, 2006(5): 533-538. (WANG Shengrui, JIN Xiangcan, CUI Zhe, et al. Effects of submerged plant on the concentrations of different nitrogen species in water-sediment interface [J]. Environmental Chemistry, 2006(5): 533-538. (in Chinese))

[4] 孔祥龙,叶春,李春华,等. 苦草对水-底泥-沉水植物系统中氮素迁移转化的影响[J]. 中国环境科学, 2015(2): 539-549. (KONG Xianglong, YE Chun, LI Chunhua, et al. Effect on nitrogen transfer and migration by *Vallisneria natans* (Lour.) Hara in water-sediment-submerged macrophytes system [J]. China Environmental Science, 2015(02): 539-549. (in Chinese))

[5] 耿楠,王沛芳,王超,等. 水动力条件下苦草对沉积物氮释放的影响[J]. 生态环境学报, 2014(7): 1193-1198. (GENG Nan, WANG Peifang, WANG Chao, et al. The impact of *Vallisneria spiralis* L. on the release of nitrogen from sediment [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(7): 1193-1198. (in Chinese))

[6] 张敏,尹传宝,张翠英,等. 沉水植物菹草的生态功能及其应用现状[J]. 中国水土保持, 2015(3): 50-53. (ZHANG Min, YIN Chuanbao, ZHANG Cuiying, et al. Ecological function and application of *Patamogeton crispus* L. [J]. Soil and Water Conservation in China, 2015(3): 50-53. (in Chinese))

[7] 夏倩,刘凌,王流通,等. 连续流动分析仪在水质分析中

的应用[J]. 分析仪器, 2012(2): 64-68. (XIA Qian, LIU Ling, WANG Liutong, et al. Application of continuous flow analyzer in water analysis [J]. Analytical Instrumentation, 2012(2): 64-68. (in Chinese))

[8] 宋金明,李延,朱仲斌. Eh 和海洋沉积物氧化还原环境的关系[J]. 海洋通报, 1990(4): 33-39. (SONG Jinming, LI Yan, ZHU Zhongbin. Relationship between Eh value and redox environment in marine sediments [J]. Marine Science Bulletin, 1990(4): 33-39. (in Chinese))

[9] LI E H, LI W, LIU G. The effect of different submerged macrophyte species and biomass on sediment resuspension in a shallow fresh water lake [J]. Aquatic Botany, 2008, 88(2): 121-126.

[10] 张智,林艳,梁健. 水体富营养化及其治理措施[J]. 重庆环境科学, 2002(3): 52-54. (ZHANG Zhi, LIN Yan, LIANG Jian. Water eutrophication and controls [J]. Chongqing Environmental Science, 2002(3): 52-54. (in Chinese))

[11] 胡俊,刘永定,刘剑彤. 滇池沉积物间隙水中氮、磷形态及相关性的研究[J]. 环境科学学报, 2005, 25(10): 1391-1396. (HU Jun, LIU Yongding, LIU Jiantong. Studying on the form and the relativity of nitrogen and phosphorus in the pore water of sediment in Dianchi Lake [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2005, 25(10): 1391-1396. (in Chinese))

(收稿日期:2015-12-28 编辑:徐 娟)