

余岑岑, 马杰, 许晓光, 等. 太湖近岸带草藻残体分解对水质的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(2): 302–308.

YU Cen-cen, MA Jie, XU Xiao-guang, et al. Influence of decomposition processes of higher aquatic plants and algae on water quality near the shoreline of Lake Taihu[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(2): 302–308.

太湖近岸带草藻残体分解对水质的影响

余岑岑¹, 马杰², 许晓光^{1,3}, 王国祥^{1,3*}, 刘慧超¹

(1.南京师范大学环境学院, 南京 210023; 2.南京师范大学地理科学学院, 南京 210023; 3.江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心, 江苏省环境演变与生态建设重点实验室, 江苏省水土环境生态修复工程实验室, 南京 210023)

摘要:为探究蓝藻(*Cyanobacteria*)、芦苇(*Phragmites australis*)残体及其混合分解过程对水质的影响,在实验室进行了模拟实验,共设置B、C、D三个处理组,分别加入2 g蓝藻、2 g芦苇及蓝藻、芦苇各2 g,监测其分解过程中水体溶解氧(DO)、氧化还原电位(Eh)、总氮(TN)和总磷(TP)等理化指标变化情况。结果表明:加入草藻残体后,水体DO和Eh迅速下降。蓝藻-芦苇混合分解组一直处于厌氧状态,水体Eh值最终稳定在-150 mV左右,水体具极强还原性;同时,厌氧强还原条件又加速了草藻残体分解过程,促进了营养盐向上覆水的释放,B、C、D组TN含量分别于实验第2 d、第7 d和第2 d达到峰值,是初始值的5倍、2倍和6倍,水体无机氮以 NH_4^+-N 为主;厌氧环境下,间隙水中磷酸盐向上覆水迁移转化以及沉积物中Fe-P的还原释放,使水体TP和 Fe^{2+} 浓度升高,TP平均增长速率分别为0.38、0.10、0.52 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, Fe^{2+} 最高浓度达到1.62 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。研究表明,蓝藻和芦苇在分解过程中会向水体中释放大量的营养盐,引发“湖泛”或“黑水团”现象,加剧水体富营养化。因此,应当密切关注芦苇丛及近岸带漕沟等区域,避免引发水质快速恶化等问题。

关键词:水生植物;蓝藻;分解;水质;太湖

中图分类号:X524 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2018)02-0302-07 doi:10.11654/jaes.2017-1184

Influence of decomposition processes of higher aquatic plants and algae on water quality near the shoreline of Lake Taihu

YU Cen-cen¹, MA Jie², XU Xiao-guang^{1,3}, WANG Guo-xiang^{1,3*}, LIU Hui-chao¹

(1.School of Environment, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 2.School of Geography Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 3.Jiangsu Center for Collaborative Innovation in Geographical Information Resource Development and Application Jiangsu Key Laboratory of Environmental Change and Ecological Construction, Institute of Water Environmental Eco-remediation, Nanjing 210023, China)

Abstract: *Cyanobacteria* and *Phragmites australis* from Lake Taihu were collected to simulate the influence of decomposition processes of higher aquatic plants and algae on water quality in the laboratory. *Cyanobacteria*, *Phragmites australis*, and cyanobacteria and *Phragmites australis* samples of 2 g each were arranged into groups B, C, and D, respectively, for three treatments to continuously monitor the concentration variations of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and other physico-chemical parameters of water. Results showed that DO and

收稿日期:2017-08-30 录用日期:2017-10-16

作者简介:余岑岑(1994—),女,硕士研究生,从事水环境生态修复研究。E-mail:2607802009@qq.com

*通信作者:王国祥 E-mail:wanguoxiang@njnu.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(41573061);国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07101-008-02);江苏省太湖水环境综合治理科研项目(JSZC-G2014-212);江苏省研究生科研与实践创新计划项目(KYCX17_1064)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41573061); The National Major Science and Technology Program for Water Pollution Control and Treatment(2012ZX07101-008-02); The Comprehensive Management of Water Environment of Taihu Scientific Research Project of Jiangsu Province(JSZC-G2014-212); Postgraduate Research & Practice Innovation Program of Jiangsu Province(KYCX17_1064)

Eh rapidly decreased after adding cyanobacteria and aquatic plants. The mixed decomposition group remained anaerobic throughout the experiment, and Eh values of the water body were finally stabilized at about -150 mV, suggesting that the water was in a strongly reducing state. Simultaneously, the strong anaerobic and reducing environments accelerated the decomposition of cyanobacteria and *Phragmites australis*, and promoted the release of nutrients to the overlying water. The TN contents of B, C, and D groups peaked on the 2nd, 7th, and 2nd days, and their maximum concentrations were 5, 2 times, and 6 times that of the control, respectively. Inorganic nitrogen was dominated by NH_4^+-N . Under anaerobic conditions, the migration and transformation of phosphate from the interstitial water to the overlying water and the reduction of Fe-P in the sediments increased the concentrations of TP and Fe^{2+} in the water. The average increasing rates of TP were 0.38 , $0.10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, and $0.52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, and the highest concentration of Fe^{2+} was $1.62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. These observations clarified that a large amount of nutrients was released during the decomposition processes of higher aquatic plants and algae, which intensified eutrophication. Therefore, it is necessary to pay close attention to reeds and the shoreline of eutrophic lakes to avoid rapid deterioration of water quality.

Keywords: aquatic plants; cyanobacteria; decomposition; water quality; Lake Taihu

受人类活动影响,我国部分湖泊富营养化严重^[1-3],藻类水华爆发(藻型富营养化)或水草疯长(草型富营养化),导致大量藻类及水草碎屑堆积腐烂。水生植物残体分解会向水体释放大量 N、P 等营养物质,使水体营养盐浓度在短时间内达到较高水平^[4-5]。植物残体分解耗氧致使水体缺氧、水质恶化^[6-7],同时在局部水域引起“黑水团”、“湖泛”事件^[8-9],且导致沉积物中磷的内源释放量增大^[5]。湖泛导致水体长时间处于厌氧还原环境,对湖泊水体及沉积物中敏感元素 Fe 的迁移转化过程影响极大^[10-11],沉积物中 Fe 的氧化和还原又对磷的释放具有重要作用^[12]。在大型浅水富营养化湖泊中,蓝藻水华易受风浪、水流等因素的影响,在下风向的近岸区尤其是芦苇丛聚集。大量蓝藻水华和芦苇残体混合堆积、腐烂,对富营养化湖泊水环境质量和物质循环过程都具有重要影响。

目前,已有大量研究关注蓝藻水华堆积-衰亡过程对水体氮磷营养盐的不同形态以及浓度的影响^[5,13-15],水生植物残体分解对水质变化的影响也有诸多报道^[16-18]。藻类和水生高等植物残体快速淤积形成的沉积结构较一般沉积物而言,其代谢过程有明显差异^[19-21],对此尚未见有针对性的研究报道。藻类是否会促进水生植物的分解,加快营养盐释放等问题尚未清楚。本文通过室内模拟实验,研究蓝藻、芦苇残体及其混合分解对水质的影响,为密切关注芦苇丛及近岸带漕沟等区域,及时消除蓝藻芦苇堆积,防止水源污染提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

以透明塑料瓶作为试验容器(直径 10 cm,高 18 cm,底部密封,上部开口),瓶中加入 300 g 沉积物和 450 mL 太湖水。共设置 4 个试验组,分别标记为 A、

B、C、D,每个试验组 3 个平行,其中对照组 A 不添加植物残体,B、C、D 组为处理组。根据曹勋^[22]、李柯等^[15]研究中的蓝藻浓度,分别添加蓝藻 2 g(干重,B 组),芦苇 2 g(干重,C 组),蓝藻和芦苇各 2 g(干重,D 组)。

试验在恒温培养箱进行,控制温度为 $26 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1 \text{ }^{\circ}\text{C}$,避光,模拟太湖蓝藻-芦苇残体分解过程。试验开始后,分别于第 1、2、4、7、11、16、24、31、40、51 d 进行样品采集,采用便携式探头(美国)测定水体 DO、pH、EC 和 Eh 等水质参数,采集水样测定总磷(TP)、总氮(TN)、氨氮(NH_4^+-N)、硝氮(NO_3^--N)等指标。用蒸馏水补足蒸发流失的水量。

1.2 样品采集与处理

用比特森采泥器采集太湖沉积物样品,装入聚乙烯自封袋中保存带回;在采样点附近采集上覆水,作为实验装置填充用水。沉积物样品运回实验室后过筛,去除底栖动物和大颗粒物,以保证样品的均质性,水样过 $0.45 \text{ }\mu\text{m}$ 滤膜去除大颗粒物待用。将处理后的沉积物样品填充在透明塑料瓶中,再用注射器沿瓶壁缓慢添加处理后的太湖水 450 mL,在室内稳定一周后再添加植物残体。

采集太湖近岸带芦苇枯萎植株,洗净,烘干后用植物粉碎机磨成粉末状;同时采集堆积的蓝藻藻浆,用清水冲洗,冷冻干燥,研磨待用。

1.3 测定方法

TN 采用碱性过硫酸钾氧化紫外分光光度法测定(GB 11894—1989),TP 采用钼酸铵分光光度法(GB 11893—1989)测定,溶解性营养盐 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 经 $0.45 \text{ }\mu\text{m}$ 玻璃纤维膜抽滤后,用 AAC3 流动水质分析仪(德国)测定; Fe^{2+} 采用邻菲罗啉分光光度法测定(HJ/T 345—2007)。

1.4 数据处理

本文运用 Origin 处理图表,SPSS 17.0 软件进行

单因素方差分析、Pearson 相关性分析。

2 结果与分析

2.1 水体 DO 及 Eh 变化特征

水体溶解氧(DO)不仅影响水生生物的生存,还影响水体的自净能力,是反映生物生长状况和污染状况的重要指标。添加草藻残体后水中 DO 浓度和 Eh 值如图 1 所示,对照组水体 DO 浓度相对稳定,与各处理组之间呈极显著差异($P<0.01$)。加入植物残体 24 h 后,B、C、D 处理组 DO 浓度分别下降了 6.03、5.95 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 5.91 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,究其原因是植物残体分解过程耗氧,且微生物对植物及其释放的有机物的分解同样需要消耗水中溶解氧。随着草藻残体分解速度减缓,水体 DO 消耗速率降低,空气中的氧气不断补充进入水体,水体 DO 浓度逐渐升高并趋于稳定。到实验后期,B、C、D 处理组 DO 浓度稳定在 1.29、2.53 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 0.34 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

相关性分析表明,水体 $\rho(\text{DO})$ 与氧化还原电位(Eh)呈极显著正相关关系($P<0.01$)。加入草藻残体后,各处理组 Eh 值迅速降低。B 组在第 11 d 降至最

低,为 -166.47 mV,后逐渐升高;C 组在 24 h 内降至 -175.8 mV,试验后期稳定在 53 mV;D 组一直处于厌氧状态,水体 Eh 值最终稳定在 -150 mV 左右,水体具极强还原性。试验期间,对照组水体 Eh 值在 50~120 mV 之间波动。

2.2 水体 TP、 Fe^{2+} 变化特征

随着植物残体的分解,对照组水体 TP 含量无明显变化,维持在 0.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,与各处理组差异极显著($P<0.01$)。在试验前期,水体 TP 浓度显著升高,主要源于植物残体的释放。各处理组 TP 浓度峰值及达到峰值的时间不同,B 组和 D 组均在第 11 d 达到峰值,分别为 4.26 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 5.75 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。芦苇分解速度相对较慢,在第 24 d 达到峰值 2.56 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。B 组和 C 组呈极显著差异($P<0.01$),达到峰值后各处理组 TP 含量呈逐渐下降趋势。

在强还原性条件下,沉积物中的 Fe^{3+} 由于有机质的矿化等因素转化为 Fe^{2+} ,铁的氧化与还原会影响沉积物中磷的释放。试验初期,各处理组 Fe^{2+} 含量迅速上升,均于 24 h 内达到峰值,B 组含量最高达到 1.62 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,增长速率为 1.53 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,C 组和 D 组最高

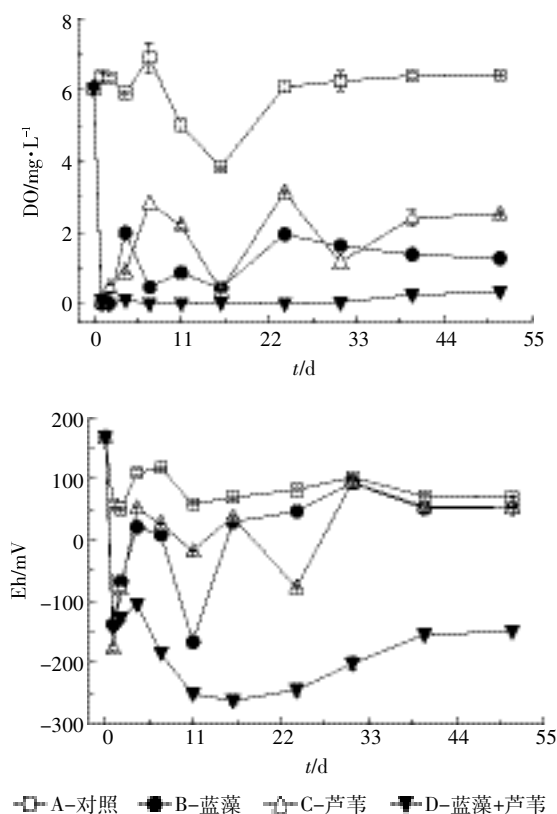


图1 水体 DO 和 Eh 变化特征

Figure 1 Changes of DO concentration and Eh level in the water

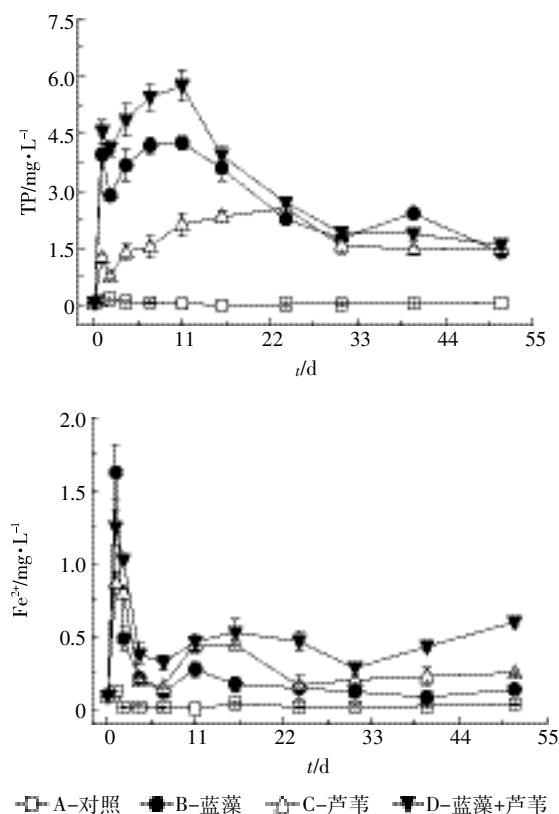


图2 水体 TP 和 Fe^{2+} 变化特征

Figure 2 Trends of the concentrations of TP and Fe^{2+} in the water

值分别是初始值的 10 倍和 14 倍。对照组 Fe^{2+} 含量一直处在较低水平, 低于 $0.13 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。试验 24 d 后, B 组和 C 组 Fe^{2+} 含量趋于稳定, 其浓度范围在 $0.1 \sim 0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间。D 组 Fe^{2+} 含量在第 31 d 降至最低, 为 $0.28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 试验后期略有上升。

2.3 水体 N 含量变化特征

加入植物残体后, 各处理组 TN 含量呈明显上升趋势, B 组和 D 组 TN 浓度与 C 组差异极显著 ($P < 0.01$)。试验期间, B 组第 2 d 达到峰值 $74.24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 增长速率为 $30.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 40 d 后基本稳定。C、D

组 TN 含量分别在试验第 7、2 d 达到峰值 $32.67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $79.11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 是初始值的 2 倍和 6 倍。B 组和 D 组到达峰值时间相同, C 组具延迟性, 该变化与 TP 相似, 可能是蓝藻与芦苇的腐解产物存在某种相互作用机制, 促进了芦苇的分解, 使蓝藻和芦苇混合体系的分解速率加快。

蓝藻-芦苇残体衰亡过程中 NH_4^+-N 的变化趋势如图 3b 所示, 和 TN 变化趋势较为一致。相关性分析表明, 水体 TN 含量与 NH_4^+-N 具极显著正相关关系 ($P < 0.01$)。试验初期 NH_4^+-N 浓度呈迅速上升趋势, 31 d 后趋于稳定。B 组 NH_4^+-N 浓度于第 1 d 达到峰值 $45.93 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, C 组在试验的前 4 d 呈上升趋势, 增长速率为 $3.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, D 组在 2 d 内 NH_4^+-N 含量增长至 $53.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。由图 3c 可知, 试验期间各组 NO_3^--N 含量均维持在较低水平。水体无机氮以 NH_4^+-N 为主。

2.4 水体营养盐的相关性分析

分析蓝藻和芦苇残体分解过程中各营养盐之间的相关关系, 有利于了解不同形态营养盐的转化规律。本研究草藻残体分解过程中水体各营养盐含量的相关关系如表 1 所示。

B 组 TP、TN 和 NH_4^+-N 间呈极显著正相关关系 ($P < 0.01$), NO_3^--N 与其他因子呈显著负相关; C 组各因子间相关性较弱, 水体 TP 和 NO_3^--N 呈显著正相关 ($P < 0.05$); D 组除 NO_3^--N 外, 各因子间具极显著正相关

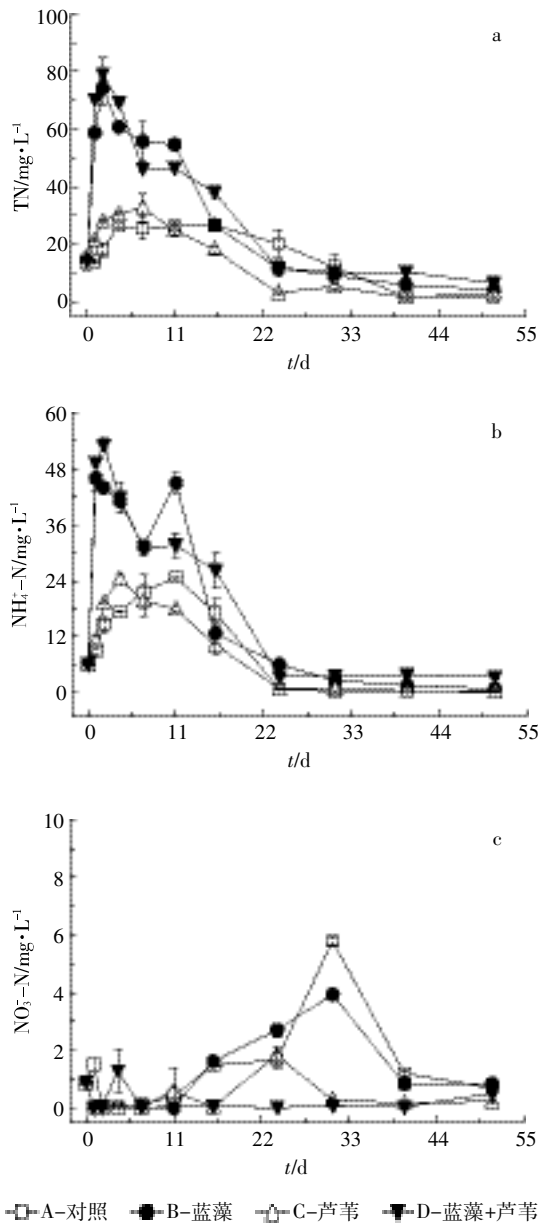


图 3 水体 TN、 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 变化特征
Figure 3 Trends of the concentrations of TN, NH_4^+-N and NO_3^--N in the water

表 1 处理组水体营养盐的相关性分析

Table 1 Correlation analysis of nutrients of water from treated experiments					
组别	因子	TP	TN	NH_4^+-N	NO_3^--N
B 组(蓝藻)	TP	1			
	TN	0.767**	1		
	NH_4^+-N	0.796**	0.971**	1	
	NO_3^--N	-0.636*	-0.713*	-0.728*	1
C 组(芦苇)	TP	1			
	TN	-0.314	1		
	NH_4^+-N	-0.303	0.978**	1	
	NO_3^--N	0.684*	-0.452	-0.406	1
D 组(蓝藻+芦苇)	TP	1			
	TN	0.782**	1		
	NH_4^+-N	0.791**	0.994**	1	
	NO_3^--N	0.069	0.198	0.130	1

注:* 在 0.05 水平(双侧)上显著相关;** 在 0.01 水平(双侧)上显著相关。

Note:* indicates significant differences in 0.05 level,** indicates significant differences in 0.01 level.

关系($P<0.01$),表明水体营养盐具同源性,且TP与TN、TN与 NH_4^+-N 的相关性高于B组。各处理组 NH_4^+-N 与TN呈极显著正相关关系($P<0.01$),进一步说明了草藻残体分解过程中水中无机氮的主要存在形态是 NH_4^+-N ,水体氮素主要以无机氮的形式存在。

3 讨论

3.1 草藻残体分解过程水体TP、 Fe^{2+} 变化特征

水生植物腐烂分解后,所含营养盐的70%以上会在短期内释放进入水体,参与水体营养盐的再循环^[23]。试验初期水体TP浓度迅速升高,一方面是植物残体分解释放出大量磷营养盐,另一方面是由于厌氧条件下间隙水中的磷酸盐向上覆水迁移转化以及沉积物中Fe-P的还原释放^[24-25]。随着试验的进行,植物释放的磷逐渐向底泥中迁移,水中磷含量稍有降低^[26-27]。当上覆水的pH值接近中性时,水中正磷酸盐主要以 HPO_4^{2-} 和 H_2PO_4^- 的形态存在,易与沉积物中金属元素结合^[28]。本试验中性偏弱碱的水体条件有利于底质对水体磷的吸附,这是试验进行16d后TP逐渐降低的重要原因。

沉积物中铁主要以铁锰氧化物结合态存在^[11],极强的还原环境有利于其以 Fe^{2+} 的形态向上覆水释放。当 $\text{pH}>6$ 时, Fe^{3+} 、 Mn^{4+} 发生水解而以铁锰氧化物的形式沉淀。太湖是典型的水体偏碱性湖泊,Fe和Mn主要以铁锰氧化物结合态的形式存在^[29]。大量草藻残体形成厌氧、强还原条件,使得以铁氧化物形态存在的 Fe^{3+} 转化为 Fe^{2+} ,并以 Fe^{2+} 释放到水体及沉积物表面。较低的氧化还原电位条件有助于 Fe^{3+} 向 Fe^{2+} 转化,使铁锰氧化物结合态铁转变成 Fe^{2+} ,以及不溶性氢氧化铁转化成可溶态铁而析出^[30]。试验后期,随着水体Eh值的升高, Fe^{2+} 浓度降低至较低水平。而D组一直处于厌氧状态,水体Eh值最终稳定在-150mV左右,水体具极强还原性, Fe^{2+} 浓度偏高。

3.2 草藻残体分解过程水体N含量变化特征

在厌氧环境下,植物细胞破碎会释放大颗粒有机氮(PON),经微生物作用转化为溶解性有机氮(DON),再进一步分解为溶解性无机氮(DIN)^[14]。加入草藻残体后,各处理组DO浓度迅速降低,植物释放的PON在厌氧微生物作用下通过氨化作用直接生成 NH_4^+-N 或先转化为DON后再逐渐矿化为 NH_4^+-N ,同时还有一部分 NO_3^--N 通过氨异化作用被还原成 NH_4^+-N ^[31],这是试验初期 NH_4^+-N 含量迅速上升的主要原因。

试验前期水体TN浓度迅速上升,这主要是因为分解过程中植物体内的氮不断释放出来^[32]。随着时间推移,TN含量开始下降,水体处于还原环境, NO_2^--N 等在反硝化作用下易被还原成 N_2 和 N_2O 释放到大气中,造成体系中N的减少^[33]。此外碳氮比(C/N)是影响植物脱氮过程的主要因素^[34],植物残体分解向水体释放了有机质,而增加有机质含量可以增强反硝化作用^[35]。TN含量有所降低。

试验第16d, NH_4^+-N 浓度显著降低,同时水体 NO_3^--N 浓度小幅上升,这是因为水体溶解氧的回升促进了水体硝化作用。一般认为硝化作用需要氧气,在低氧状态下,硝化作用受到抑制,但有研究发现当水体中硝酸盐氮浓度较低时,硝化作用将会加强,生成硝酸盐氮为反硝化提供条件,反硝化过程和硝化过程是相互耦合的^[36],而且在低溶氧状态下,这种耦合关系更强。蓝藻分解产生的大量有机物质,消耗了水中溶解氧,水体Eh值显著降低,加剧了反硝化作用^[35]。 NO_3^--N 和 NO_2^--N 通过反硝化作用被还原,生成氮气和氮化合物释放到空气中^[37],这是试验过程中 NO_3^--N 和 NO_2^--N 含量较低以及分解后期水体氮素有所下降的主要原因。

4 结论

(1)加入草藻残体后,水体DO、Eh迅速下降,蓝藻-芦苇混合分解系统一直处于厌氧状态,水体Eh值最终稳定在-150mV左右,水体具极强还原性。

(2)厌氧环境下间隙水中磷酸盐向上覆水迁移转化以及沉积物中Fe-P的还原释放,使水体TP和 Fe^{2+} 浓度升高;B、C、D组TN含量分别于第2d、第7d和第2d达到峰值,是初始值的5倍、2倍和6倍,水体无机氮以 NH_4^+-N 为主。

(3)近岸带蓝藻、芦苇堆积-腐烂-分解过程中向水体释放大量的营养盐和有机质等物质,加剧湖泊富营养化,建议密切关注芦苇丛及近岸带漕沟等区域,避免引发水质快速恶化等问题。

参考文献:

- [1] Zhang X J, Chen C, Ding J Q, et al. The 2007 water crisis in Wuxi, China: Analysis of the origin[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 182 (1/2/3): 130-135.
- [2] Deng D G, Xie P, Zhou Q, et al. Studies on temporal and spatial variations of phytoplankton in Lake Chaohu[J]. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2007, 49(4): 409-418.
- [3] 秦伯强. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探

- [J]. 湖泊科学, 2002, 14(3):193-202.
- QIN Bo-qiang. Occurrence mechanism and control approach of eutrophication in shallow lakes of the middle and lower reaches of the Yangtze River[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2002, 14(3):193-202.
- [4] 杨文斌, 王国祥, 王刚. 菹草衰亡腐烂对水质持续性影响试验研究[J]. 安全与环境学报, 2010, 10(2):90-92.
- YANG Wen-bin, WANG Guo-xiang, WANG Gang. Potamogeton crispus experimental study of influence of decay on the decline of sustainable water quality[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2010, 10(2):90-92.
- [5] 朱梦圆, 朱广伟, 王永平. 太湖蓝藻水华衰亡对沉积物氮、磷释放的影响[J]. 环境科学, 2011, 32(2):409-415.
- ZHU Meng-yuan, ZHU Guang-wei, WANG Yong-ping. Influence of scum of algal bloom on the release of N and P from sediments of Lake Taihu[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(2):409-415.
- [6] Juliettel S, Gregl B, Paulv Z. A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites: Impacts and management alternatives in aquaculture[J]. *Aquaculture*, 2008, 280(1/2/3/4):5-20.
- [7] 强蓉蓉, 王国祥, 张利民, 等. 凤眼莲死亡对湖泊水质的持续性影响分析[J]. 中国环境监测, 2005, 21(1):24-27.
- QIANG Rong-rong, WANG Guo-xiang, ZHANG Li-min, et al. The continuous effects of decaying *Eichhornia crassipes* on water quality[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2005, 21(1):24-27.
- [8] Feng Z Y, Fan C X, Huang W Y, et al. Microorganisms and typical organic matter responsible for lacustrine "black bloom"[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 470/471:1-8.
- [9] 刘国锋, 何俊, 范成新, 等. 藻源性黑水团环境效应: 对水-沉积物界面处 Fe、Mn、S 循环影响[J]. 环境科学, 2010, 31(11):2652-2660.
- LIU Guo-feng, HE Jun, FAN Cheng-xin, et al. Environment effects of algae-caused black spots: Impacts on Fe-Mn-S cycles in water-sediment interface[J]. *Environmental Science*, 2010, 31(11):2652-2660.
- [10] 申秋实, 邵世光, 王兆德, 等. 风浪条件下太湖藻源性“湖泛”的消退及其水体恢复进程[J]. 科学通报, 2012, 57(12):1060-1066.
- SHEN Qiu-shi, SHAO Shi-guang, WANG Zhao-de, et al. Fade and recovery process of algae-induced black bloom in Lake Taihu under different wind conditions[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2012, 57(12):1060-1066.
- [11] 刘国锋, 钟继承, 何俊, 等. 太湖竺山湾藻华黑水团区沉积物中 Fe、S、P 的含量及其形态变化[J]. 环境科学, 2009, 30(9):2520-2526.
- LIU Guo-feng, ZHONG Ji-cheng, HE Jun, et al. Effects of black spots of dead-cyanobacterial mats on Fe-S-P cycling in sediments of Zhushan Bay, Lake Taihu[J]. *Environmental Science*, 2009, 30(9):2520-2526.
- [12] Rozan T F, Taillefert M, Trouwborst R E, et al. Iron-sulfur-phosphorus cycling in the sediments of a shallow coastal bay: Implications for sediment nutrient release and benthic macroalgal blooms[J]. *Limnology & Oceanography*, 2002, 47(5):1346-1354.
- [13] 孔明, 张路, 尹洪斌, 等. 蓝藻暴发对巢湖表层沉积物氮磷及形态分布的影响[J]. 中国环境科学, 2014, 34(5):1285-1292.
- KONG Ming, ZHANG Lu, YIN Hong-bin, et al. Influence of algae bloom on distribution of total and speciation of nitrogen and phosphorus in the surface sediments from Lake Chaohu[J]. *China Environment- tal Science*, 2014, 34(5):1285-1292.
- [14] 尚丽霞, 柯凡, 李文朝, 等. 高密度蓝藻厌氧分解过程与污染物释放实验研究[J]. 湖泊科学, 2013, 25(1):47-54.
- SHANG Li-xia, KE Fan, LI Wen-zhao, et al. Laboratory research on the contaminants release during the anaerobic decomposition of high-density cyanobacteria[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2013, 25(1):47-54.
- [15] 李柯, 关保华, 刘正文. 蓝藻碎屑分解速率及氮磷释放形态的实验分析[J]. 湖泊科学, 2011, 23(6):919-925.
- LI Ke, GUAN Bao-hua, LIU Zheng-wen. Experiments on decomposition rate and release forms of nitrogen and phosphorus from the decomposing cyanobacterial detritus[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2011, 23(6):919-925.
- [16] 戚美侠, 王红萍, 陈杰. 冬、春季芦苇(*Phragmites australis*)和狭叶香蒲(*Typha angustifolia*)的腐解过程及其对水质的影响[J]. 湖泊科学, 2017, 29(2):420-429.
- QI Mei-xia, WANG Hong-ping, CHEN Jie. Decomposition of *Phragmites australis* and *Typha angustifolia* and their effects on the water quality in winter and spring[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2017, 29(2):420-429.
- [17] 叶春, 王博, 李春华, 等. 沉水植物黑藻腐解过程中营养盐释放过程[J]. 中国环境科学, 2014, 34(10):2653-2659.
- YE Chun, WANG Bo, LI Chun-hua, et al. Nutrient release process during decomposition of submerged macrophytes(*Hydrilla verticillata* Royle)[J]. *China Environmental Science*, 2014, 34(10):2653-2659.
- [18] 潘慧云, 徐小花, 高士祥. 沉水植物衰亡过程中营养盐的释放过程及规律[J]. 环境科学研究, 2008, 21(1):64-68.
- PAN Hui-yun, XU Xiao-hua, GAO Shi-xiang. Study on process of nutrition release during the decay of submerged macrophytes[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(1):64-68.
- [19] 王国祥, 马向东, 常青. 洪泽湖湿地: 江苏泗洪洪泽湖湿地国家级自然保护区科学考察报告[M]. 北京: 科学出版社, 2014:144-147.
- WANG Guo-xiang, MA Xiang-dong, CHANG Qing. Hongze Lake Wetland: Scientific investigation report of National Nature Reserve of Hongze Lake Wetland in Sihong, Jiangsu[M]. Beijing: Science Press, 2014:144-147.
- [20] 谷孝鸿, 张圣照, 白秀玲, 等. 东太湖水生植物群落结构的演变及其沼泽化[J]. 生态学报, 2005, 25(7):1541-1548.
- GU Xiao-hong, ZHANG Sheng-zhao, BAI Xiu-ling, et al. Evolution of community structure of aquatic macrophytes in East Taihu Lake and its wetlands[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(7):1541-1548.
- [21] 张圣照, 千金良. 东太湖水生植被及其沼泽化趋势[J]. 植物资源与环境学报, 1999, 8(2):1-6.
- ZHANG Sheng-zhao, QIAN Jin-liang. Succession of hydrophytic vegetation and swampy tendency in the East Taihu Lake[J]. *Journal of Plant Resources and Environment*, 1999, 8(2):1-6.
- [22] 曹勋. 草藻残体分解过程及其对水质的影响[D]. 南京: 南京师范大学, 2015.
- CAO Xun. The decomposition processes of higher aquatic plants and algae on the water quality[D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2015.

- [23] Shilla D, Asaeda T, Fujino T, et al. Decomposition of dominant submerged macrophytes; Implications for nutrient release in Myall Lake, NSW, Australia[J]. *Wetlands Ecology and Management*, 2006, 14(5): 427-433.
- [24] 陈国元, 赵超. 不同浓度 NH_3 对富营养化湖泊水体硝化作用的影响[J]. 水生态学杂志, 2011, 32(6): 52-56.
CHEN Guo-yuan, ZHAO Chao. Effects of different concentrations of NH_3 on nitrification in eutrophic lakes[J]. *Journal of Hydroecology*, 2011, 32(6): 52-56.
- [25] 韩沙沙, 温琰茂. 富营养化水体沉积物中磷的释放及其影响因素[J]. 生态学杂志, 2004, 23(2): 98-101.
HAN Sha-sha, WEN Yan-mao. Phosphorus release from sediments of eutrophic water and its influencing factors[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2004, 23(2): 98-101.
- [26] 张智, 刘亚丽, 段秀举. 湖泊底泥磷释放影响因素显著性试验分析[J]. 植物资源与环境学报, 2006, 15(2): 16-19.
ZHANG Zhi, LIU Ya-li, DUAN Xiu-ju. Research on remarkable affecting factors of phosphorus releasing from sediment in Shuanglong Lake[J]. *Journal of Plant Resources and Environment*, 2006, 15(2): 16-19.
- [27] Royer T V, Monaghan M T, Minshall G W. Processing of native and exotic leaf litter in two Idaho (U. S. A.) streams[J]. *Hydrobiologia*, 1999, 400: 123-128.
- [28] 俞振飞. 沉水植物衰亡对上覆水和沉积物之间磷含量再分配的影响[D]. 南京: 南京师范大学, 2012.
YU Zhen-fei. The effect of submerged macrophyte on phosphorus reallocation between water and sediment in the decomposition period[D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2012.
- [29] 孙慧卿, 王平, 江和龙. 不同模拟条件下太湖沉积物-水界面磷行为的研究[J]. 环境科学与技术, 2012, 35(5): 141-146.
SUN Hui-qing, WANG Ping, JIANG He-long. Behavior of phosphorus in interface of sediment-overlying water in Taihu Lake under different simulative conditions[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 35(5): 141-146.
- [30] 李真, 黄民生, 何岩, 等. 铁和硫的形态转化与水体黑臭的关系[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(增刊): 1-3, 7.
LI Zhen, HUANG Min-sheng, HE Yan, et al. The relationship between the form transformation of iron and sulfur and the black-odor water body[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(Suppl): 1-3, 7.
- [31] Downes M T. Aquatic nitrogen transformations at low oxygen concentrations[J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 1988, 54(1): 172-175.
- [32] Reddy K R, Sacco P D. Decomposition of water hyacinth in agricultural drainage water[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1981, 10(2): 228-234.
- [33] Smith R. Limnology: Inland water ecosystems[J]. *Freshwater Science*, 2002, 21(2): 346-347.
- [34] Ghyoot W, Vandaele S, Verstraete W. Nitrogen removal from sludge reject water with a membrane-assisted bioreactor[J]. *Water Research*, 1999, 33(1): 23-32.
- [35] 曾巾, 杨柳燕, 肖琳, 等. 湖泊氮素生物地球化学循环及微生物的作用[J]. 湖泊科学, 2007, 19(4): 382-389.
ZENG Jin, YANG Liu-yan, XIAO Lin, et al. Biogeochemical cycling of nitrogen in lakes and the role of microorganisms in conversion of nitrogen compounds[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2007, 19(4): 382-389.
- [36] 马培, 李新艳, 王华新, 等. 河流反硝化过程及其在河流氮循环与氮去除中的作用[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(4): 623-633.
MA Pei, LI Xin-yan, WANG Hua-xin, et al. Denitrification and its role in cycling and removal of nitrogen in river[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(4): 623-633.
- [37] 刘波, 王文林, 凌芬, 等. 曝气充氧条件下污染河道氨挥发特性模拟[J]. 生态学报, 2012, 32(23): 7270-7279.
LIU Bo, WANG Wen-lin, LING Fen, et al. Characterization of ammonia volatilization from polluted river under aeration conditions: A simulation study[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(23): 7270-7279.