

双向环形水槽模拟变化水位和流速下洞庭湖沉积物氮释放特征*

童亚莉, 梁涛**, 王凌青, 田舒菡***

(中国科学院地理科学与资源研究所, 中国科学院陆地表层格局与模拟重点实验室, 北京 100101)

摘要: 浅水湖泊生态系统中的沉积物-水界面是湖泊内源氮释放的重要界面, 而水动力因素是改变沉积物氮释放的重要因素。三峡大坝修建以后, 长江中下游通江湖泊的水动力条件发生了明显的变化。通过采集洞庭湖湖口区域的沉积物和水样, 在双向环形水槽动力模拟装置内模拟湖泊水位和流速的变化, 探讨湖泊沉积物氮在沉积物和水系统中的二次释放特征。结果表明, 随着扰动强度的增加, 上覆水悬浮物浓度增大, 上覆水中总氮浓度增加, 沉积物向上覆水释放氮的强度增强, 水动力条件的改变所引起的沉积物内源氮释放不容忽视。在该模拟实验条件下, 沉积物存在最优扰动水位(20 cm), 此水位下上覆水中悬浮物浓度最低, 总氮浓度最小。水动力条件的改变对上覆水和沉积物-水界面处铵态氮和硝态氮浓度的影响并不明显, 孔隙水中铵态氮与硝态氮之间发生形态的转化。

关键词: 洞庭湖; 氮; 沉积物; 沉积物-水界面; 水位; 流速

Characteristics of nitrogen release from Lake Dongting sediments under variable water level and velocity in the two-way annular flume

TONG Yali, LIANG Tao**, WANG Lingqing & TIAN Shuhan***

(Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, P.R.China)

Abstract: Sediment-water interface is a crucial place for internal nitrogen release in the shallow lake ecosystem and the hydrodynamic factors have significant influence on sediment nitrogen release. After the construction of the Three Gorges Dam, hydrodynamic conditions for shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River have changed apparently. Water and sediments samples collected from Lake Dongting region were used to simulate the release characteristics of nitrogen from sediments under experience conditions of variable water level and velocity. The results showed that as the water level/velocity increased, concentrations of the suspended solids (SS) and total nitrogen (TN) in the overlying water increased and the nitrogen release intensity from sediments to overlying water enhanced. This internal nitrogen release caused by variable hydrodynamic conditions should not be ignored. Under the simulation conditions there was an optimal disturbance water level of 20 cm, where concentrations of the SS and TN were lowest in the water level nearby. The influence of variable water level and velocity on ammonium nitrogen and nitrate nitrogen in the overlying water and sediment-water interface were unapparent, while there was a form transformed between ammonium nitrogen and nitrate nitrogen in the pore water.

Keywords: Lake Dongting; nitrogen; sediments; sediment-water interface; water level; velocity

氮是湖泊水生生态系统的必要营养元素, 是限制水生生态系统初级生产力的关键因素^[1]。但由于湖泊氮、磷营养元素的过量摄入, 湖泊富营养化问题一直受到广泛的关注。当天然水体中总磷(TP)浓度大于0.02 mg/L、无机氮浓度大于0.2 mg/L时, 可认为水体处于富营养化水平^[2]。湖泊营养程度的限制因子与水体中氮、磷浓度的比例有关, 当水体中N/P低于10时, 氮成为限制湖泊营养程度的主要因子^[3]。湖泊水体营养

* 国家重点基础研究发展计划“973”项目(2012CB417004)资助。2015-02-18收稿;2015-05-28收修改稿。童亚莉(1991~), 女, 硕士研究生; E-mail: tongyali123@163.com.

** 通信作者; E-mail: liangt@igsrr.ac.cn.

*** 共同通信作者; E-mail: tiansh.15s@igsrr.ac.cn.

盐来源包括外源输入和内源释放两种方式,目前,对多数湖泊的研究表明,在营养盐外源输入已经得到有效控制的条件下,沉积物向上覆水释放污染物的速率明显增加^[4-5],内源释放已成为造成湖泊富营养化的重要原因。

湖泊沉积物中氮形态可分为总氮(TN)、可交换态氮和固定态铵等。硝态氮(NO_3^- -N)、亚硝态氮(NO_2^- -N)和铵态氮(NH_4^+ -N)是沉积物 TN 中较活跃的部分,也是沉积物-水界面交换频繁的氮形态^[6]。其中 NH_4^+ -N 以可交换态形态存在,而 NO_3^- -N 以可溶形态存在,能够直接被初级生产者吸收用于光合作用,对湖泊富营养化程度具有重要的生态意义^[7]。湖泊沉积物表面 2 cm 以上是沉积物与上覆水氮、磷循环最活跃的場所,氮在沉积物-水体界面的迁移和交换是一个复杂的生物化学过程,而硝化和反硝化作用是氮在沉积物-水界面进行迁移和交换的主要形式^[8-10]。

沉积物-水界面系统氮素循环过程比较复杂,容易受到 pH 值、温度、溶解氧、微生物扰动、氧化还原电位、营养盐^[11-13]等因素的影响,而河流水动力条件包括水位和流速的变化能引起这些因素的波动,或者产生直接的作用,导致氮、磷在沉积物包括悬浮物上会出现明显的释放、分解或解析作用^[13-14],从而加重上覆水体营养程度^[15]。已有室内模拟试验表明,浅水湖泊中水动力条件的改变所造成的影响在所有因素中占主导地位,剪切流速对内源营养盐的释放起着决定性作用,沉积物中氮的释放随着水体扰动强度的增强而增强^[16]。扰动能造成水体中氮浓度的急骤升高^[16-17],而不同波高会改变水体、水土界面、底泥间隙水的溶解氧等条件,从而影响氮的迁移转化^[18]。在强波浪扰动条件下,水体中悬浮物(SS)、TN、 NH_4^+ -N 浓度显著提高^[19-21]。但是目前针对水动力条件的改变对通江湖泊沉积物-水系统中氮二次释放的影响机制尚不清楚,水位变化对湖泊沉积物氮释放的研究较少。

水动力因素对浅水湖泊营养盐内源释放有重要的作用^[22]。营养盐一旦进入湖泊,就会在沉积物和水体之间反复循环。当湖泊底部沉积物受到湖流的扰动,沉积物再悬浮会强烈地影响氮在沉积物和水体之间的再分配。研究发现在底泥悬浮过程中,内源氮的释放与水体中氮被悬浮物吸附同时发生^[23]。目前室内模拟湖泊沉积物营养盐释放主要有 3 种方法,即振荡法、波浪水槽法和环形水槽法。振荡法和波浪水槽法受设备的限制不能模拟湖流流速的变化,所需样品量较大,成本较高;而环形水槽能够模拟无限长的水面,槽内流场基本均匀的特征为粗略模拟湖体实际水流状况提供了可能。

洞庭湖是我国第 2 大淡水湖泊,是长江中游重要的吞吐性湖泊,目前是长江流域仅存的 3 个通江湖泊之一^[32]。长江和洞庭湖以岳阳城陵矶为汇合口,构成湖水下泄入江或江水倒灌入湖的错综复杂的江湖关系。洞庭湖不仅调蓄着长江洪水,长江和洞庭湖因水量、物质能量交换而导致江湖冲淤演变、水文情势变化以及引起水资源、水环境和水生态效应^[24-27]。自三峡大坝修建以来,长江水文情势发生了改变,进而影响到洞庭湖的水位和流速,因而研究变化水位和流速条件下洞庭湖沉积物氮释放特征具有巨大的现实意义与研究价值。

本文利用双向环形水槽进行室内模拟实验,研究变化水位和流速条件下洞庭湖沉积物-水界面氮的释放,为进一步认识浅水湖泊水动力作用对湖泊内源营养盐释放的影响提供依据,为流域尺度变化水动力条件下沉积物氮的释放估算提供基础参数,为通江湖泊富营养化研究与控制提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 实验装置及工作原理

双向环形水槽动力模拟装置见图 1,由上、下盘及驱动控制系统 3 部分组成,下盘为 1 个外直径 120 cm、内直径 80 cm、槽宽 20 cm、槽深 40 cm 的有机玻璃环槽,上盘为有机玻璃环片,可根据水深自动调节高度以覆盖于水面之上。在下盘槽壁不同深度上设有多个取样孔,可自动控制接取浑水样品,以便测定不同时间与水深条件下的水样参数。

环形水槽上、下盘各由一台无级调速电机带动。下盘顺时针运动时会使水流产生沿半径向外的离心力,而上盘向相反方向即逆时针转动时,会使水流产生沿半径向里的离心力,由此可实现内外离心力的抵消,实现水体的稳定流动。离心力的大小与转盘的转速大小有关,故可通过分别调节上下盘的转速,使上下盘的离心力大小相等,进而实现内外离心力的相互抵消,达到均匀稳定的流场。设备的前期流速率定实验显示,水槽可允许的流速范围为 0~0.5 m/s。通过改变装置上盘的高度可以模拟不同水位的变化情况,改变上下盘流

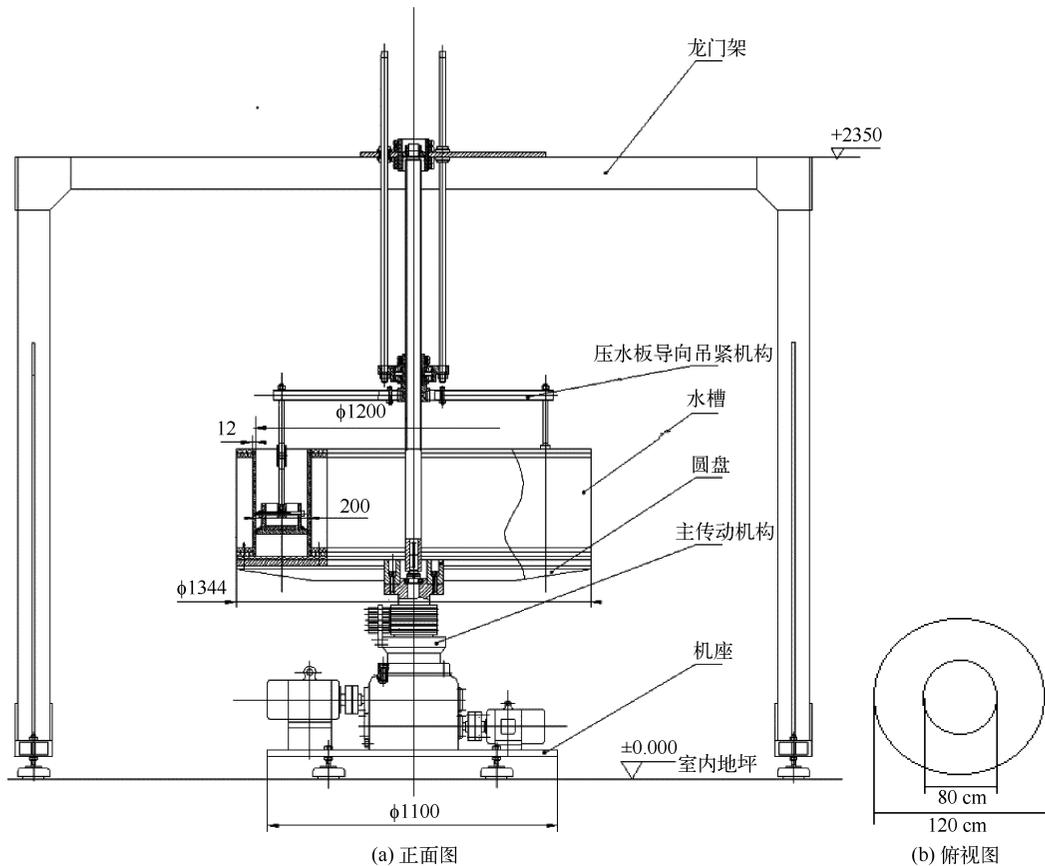


图1 双向环形水槽动力模拟系统结构示意图

Fig.1 The structure of two-way annular flume device

速,可以模拟不同上覆水流速的变化情况,完成对湖泊水—沉积物界面环境的模拟。

1.2 实验设计

1.2.1 实验准备 模拟实验所用沉积物和水样采集于洞庭湖湖口区域(29°26′32″N, 113°8′5″E),沉积物平均含水率为44.68%,容重为1.74 g/cm³,沉积物100 kg为用抓斗式采样器采集的沉积物表层样品,并将其装入清洁的聚乙烯储物箱中低温保存并即日带回,上覆水样品150 L用塑料水箱采集带回。将带回的沉积物混合后均匀铺于容器底部,泥厚约6 cm。沉积物铺好后,用虹吸管沿槽壁向水槽内缓缓注入采集的水样至10 cm。待铺设的沉积物和水样静置两天,使底泥逐渐恢复层理结构后进行模拟实验。模拟实验前先采集背景水样。

1.2.2 模拟实验阶段 (1) 变化水位的模拟实验

设定流速为0.3 m/s,改变上覆水水位,每一水位均保持水流作用60 min,然后分上覆水和沉积物采集样品,并及时进行分析,之后进入下一水位,如此直到实验研究的最高水位。水位设定为:10、15、20、25 cm。每完成一次水位的模拟之后,用虹吸管沿槽壁缓慢注入采集的水样至下一水位高度,静置一天待沉积物、上覆水恢复层理结构,进入下一水位的实验。

(2) 变化流速的模拟实验

设定水位为15 cm,实验从静置开始,逐步加速,每一流速均保持水流作用60 min,然后分上覆水和沉积物采集样品,并及时进行分析,之后进入下一流速。如此直到实验研究的最高流速。流速设定为:0、0.10、0.15、0.20、0.25、0.30 m/s。

每次采样位置分别为距离水槽底面以上3.5、6和17 cm。3.5 cm处样品代表沉积物孔隙水样品,6 cm处

水样代表沉积物-水界面处样品, 17 cm 处水样代表上覆水样品。由于实验容器容积的限制, 为保持一定的水量, 在实验进行期间, 每次采完水样, 立即向水槽缓缓补充入等量的去离子水, 由于扰动充分混合并使沉积物-水界面的物质交换达到平衡。

1.3 分析测定

TN 浓度的测定采用碱性过硫酸钾消解后钼锑抗分光光度法(方法检测限为 0.01 mg/L), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的测定采用分光光度法, SS 浓度的测定采用 Whatman GF/C 玻璃纤维滤膜抽滤后 105℃ 烘干称重的方法, 沉积物容重的测定采用环刀法, pH 值采用 PB-21 型精密酸度计测定^[16, 22]。数据分析在 Rstudio (Server v0.98.1091) 软件中完成。

2 实验结果

2.1 沉积物和水样的本底分析

待沉积物和水样静置两天恢复结构层理之后, 分别在距水槽底面 3.5、6 和 17 cm 的高度采集孔隙水水样、沉积物-水界面处水样和上覆水水样各 2 个平行样, 在模拟实验进行前对样品进行分析。结果表明, 3 个取样点测的 TN 浓度都比较高, 其中孔隙水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度远远高于沉积物-水界面和上覆水, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度则没有明显的差异(表 1)。

表 1 洞庭湖孔隙水、沉积物-水界面和上覆水水样的本底值

Tab.1 The basic analysis of sediments and overlying water

| 取样点 | pH 值 | SS/(mg/L) | TN/(mg/L) | $\text{NH}_4^+\text{-N}/(\text{mg/L})$ | $\text{NO}_3^-\text{-N}/(\text{mg/L})$ |
|---------------|------|-----------|-----------|--|--|
| 17 cm(上覆水) | 7.89 | 52.35 | 1.12 | 0.46 | 1.73 |
| 6 cm(沉积物-水界面) | 7.83 | — | 3.07 | 0.36 | 1.95 |
| 3.5 cm(孔隙水) | 8.01 | — | 6.13 | 3.49 | 1.82 |

“—”表示未测。

2.2 变化水位的影响

2.2.1 变化水位对水体 SS 浓度的影响 在实验模拟水位范围内, 水体中 SS 浓度随着水位的升高先降低后升高, 在水位为 20 cm 时达到最小值, 随后增大。低水位扰动时, 底泥少量悬浮; 高水位扰动时, 底泥大量悬浮。低水位(10~20 cm)扰动阶段, SS 浓度从 632.5 mg/L 降低至 117.5 mg/L; 高水位(20~25 cm)扰动阶段, SS 浓度发生突变, SS 浓度从 117.5 mg/L 增至 1672.5 mg/L, 约增加 14 倍。

为了更深入地探究沉积物起动规律, 利用窦国仁^[28]的泥沙起动公式来计算洞庭湖沉积物的起动流速和起动切应力(表 2), 潮流流速保持在 0.30 m/s。根据表 2 的结果来看, 不同水位所对应的起动流速和起动切应力变化较大, 故湖泊水位对沉积物悬浮的影响不容忽视。理论结果显示水位在 10~25 cm 之间时, 随着水位的升高, 泥面的摩阻流速增加, 响应所需要的起动切应力和起动流速也增加。但是实验所观察到的结果是当水位为 25 cm 时, 沉积物有明显的悬浮, 上覆水中 SS 浓度明显增大, 这与理论计算值不符。

表 2 洞庭湖不同水位沉积物起动标准^{*}

Tab.2 The re-suspension criteria under variable water level in Lake Dongting

| 水位/m | k 值 | k' 值 | 摩阻流速/(m/s) | 起动切应力/(N/m^2) | 起动流速/(m/s) |
|------|-------|--------|------------|---------------------------------|------------|
| 10 | 0.088 | 0.16 | 0.20 | 0.218 | 0.28 |
| 15 | 0.106 | 0.27 | 0.27 | 0.321 | 0.32 |
| 20 | 0.127 | 0.31 | 0.31 | 0.428 | 0.38 |
| 25 | 0.168 | 0.44 | 0.37 | 0.583 | 0.41 |

* k 值是起动摩阻流速公式中的系数; k' 值是起动浪速公式中的系数。

2.2.2 变化水位对 TN 浓度的影响 随着水位的升高, 上覆水和沉积物-水界面 TN 浓度变化趋势一致, 均随

着水位升高先降低后升高;而孔隙水中的 TN 浓度在水位为 10~15 cm 时先降低,之后呈现出与上覆水和沉积物-水界面处 TN 浓度相反的变化趋势(图 2).上覆水、沉积物-水界面和孔隙水中 TN 浓度变化范围分别为 1.32~5.71、1.32~6.65 和 4.60~7.55 mg/L.从三者的浓度变化趋势来看,20 cm 为 TN 浓度的最适扰动水位.在水位为 20 cm 时,上覆水和沉积物-水界面处 TN 浓度最小,而孔隙水中 TN 浓度达到最大值.在整个模拟实验过程中,孔隙水中的 TN 浓度一直高于沉积物-水界面和上覆水中的 TN 浓度,表明沉积物作为“源”在起作用,在有外界扰动因素存在或者湖泊生态系统环境因素发生改变时,沉积物中的氮将发生内源释放,造成水体中氮浓度的改变.

2.2.3 变化水位对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的影响
随着水位的升高,上覆水和沉积物-水界面处的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度基本保持不变,分别在 0.31~0.46 和 0.20~0.42 mg/L 之间小范围波动.而孔隙水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度随着水位的增大却发生明显的波动,但总体上呈下降的变化趋势,从 3.52 mg/L 下降到 2.25 mg/L(图 3).

$\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的变化规律相似.上覆水和沉积物-水界面处的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度基本保持不变,分别在 1.73~2.01 和 1.92~2.00 mg/L 之间小范围波动.而孔隙水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度变化趋势却与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 相反,呈升高的趋势,从 0.73 mg/L 增加到 1.35 mg/L(图 3).

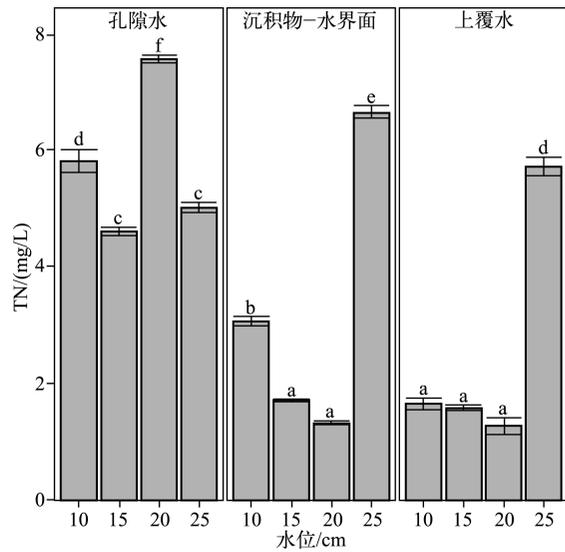


图 2 TN 浓度随水位的变化

Fig.2 Total nitrogen concentration expressed as a function of water level

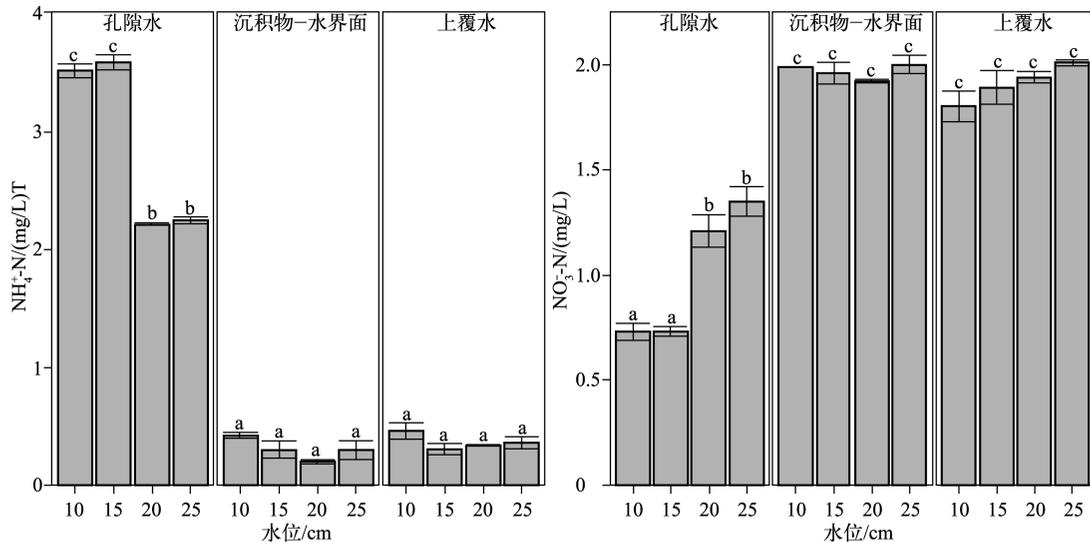
图 3 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度随水位的变化

Fig.3 Ammonia and nitrate nitrogen concentrations expressed as a function of water level

2.3 变化流速的影响

2.3.1 变化流速对水体 SS 浓度的影响 在实验模拟流速范围内,SS 浓度随着流速的升高而逐渐增大.流速的

变化对 SS 的影响可以分为 2 个阶段:低流速(0~0.20 m/s)扰动阶段和高流速(0.20~0.30 m/s)扰动阶段.低流速扰动阶段时,SS 浓度增加不明显,从 53.0 mg/L 增至 117.5 mg/L,而高流速扰动阶段 SS 浓度从 117.5 mg/L 突然增至 5377.5 mg/L,此时上覆水体已经明显浑浊,可以看到大量的颗粒物离开沉积物表面,在湖流的作用下悬浮在水体中.

同样利用窦国仁^[28]的泥沙起动公式来计算洞庭湖沉积物的起动流速和起动切应力.实验中水深 h 控制在 15 cm,沉积物摩阻流速为 0.23 m/s,起动切应力为 0.586 N/m^2 ,起动流速为 0.27 m/s.该理论结果显示当上覆水流速 $>0.27 \text{ m/s}$ 时,沉积物将发生普遍的悬浮,这也与实验中的观察结果一致,流速为 0.30 m/s 时上覆水 SS 浓度突然增加,沉积物大量悬浮,水体明显浑浊.

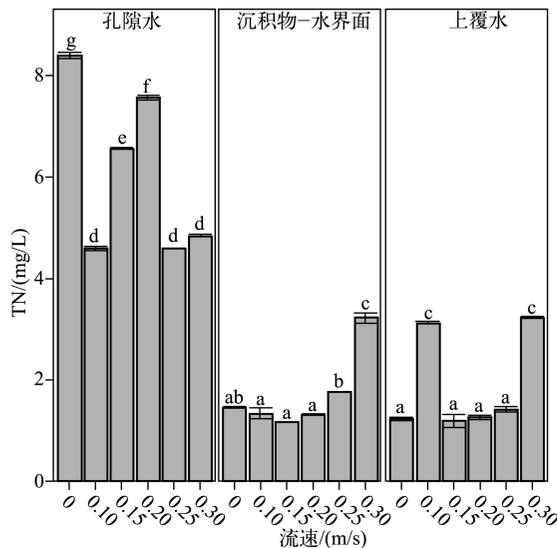


图 4 TN 浓度随流速的变化情况

Fig.4 Total nitrogen concentration expressed as a function of velocity

2.3.2 变化流速对 TN 浓度的影响 从整体变化趋势来看,上覆水和沉积物-水界面处 TN 浓度随着流速的增大而增大,当流速增大到 0.30 m/s 时上覆水和沉积物-水界面处 TN 浓度相同;而孔隙水中 TN 浓度在实验模拟流速范围内随着流速的增大却发生不规则变化,总体呈降低趋势.上覆水中 TN 浓度从 1.24 mg/L 增大到 3.23 mg/L,约为初始浓度的 3 倍;沉积物-水界面处 TN 浓度从 1.48 mg/L 增大到 3.22 mg/L,也约为初始浓度的 2 倍;孔隙水中 TN 浓度从 8.37 mg/L 降低到 4.83 mg/L,约为初始浓度的 0.5 倍(图 4).在整个模拟实验中,孔隙水中 TN 浓度一直高于上覆水和沉积物-水界面,表明沉积物以“源”在起作用,这与上覆水水位变化的模拟实验中得到的结论一致.

2.3.3 变化流速对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的影响

上覆水和沉积物-水界面处 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度随着流速的升高变化不大,这与上覆水水位变化模拟实验得到的实验结果相似. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在上覆水和沉积物-水界面处的变化范围分别为 0.27~0.65 和 0.20~0.36 mg/L. $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度在上覆水和沉积物-水界面处的变化范围分别为 1.89~2.02 和 1.92~2.04 mg/L.孔隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度在模拟流速范围内发生不规则变化, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的变化范围为 1.75~3.72 mg/L, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的变化范围为 0.69~1.35 mg/L(图 5).

3 讨论

3.1 变化水位/流速对 SS 浓度的影响

湖流的相互作用会对湖底产生切应力,当湖流产生的切应力大于临界切应力时,湖底沉积物发生悬浮,而悬浮深度的大小取决于扰动强度.湖底临界切应力大小与沉积物颗粒粒径、形状、密度及粘性等诸多因素有关^[11].在不同的垂直深度上,由于生物作用^[29]、粒径组成^[30]、化学成分^[31]及其他物理因素的变化,能产生悬浮的临界切应力的大小也不相同^[32].本模拟实验中,低扰动强度即较低水位(10~20 cm)和较低流速(0~0.20 m/s)下,由于临界切应力相对较大,此扰动强度范围所产生的对湖底的切应力小于临界切应力,只能看到泥面附近有一层很薄的稀释层发生悬扬,较轻较细的颗粒物受力发生不明显的悬浮,此时沉积物属于“将动未动”状态;随着扰动强度的增大,即当水位达到 25 cm、流速增大到 0.30 m/s 时,湖流产生的切应力明显大于临界切应力,可以看到沉积物呈散粒状在泥面上滚动并开始悬浮,泥面旋涡不断掀起淤泥,平滑的泥面受到较大破坏,水体完全浑浊,沉积物进入“普遍动”的状态.对洞庭湖沉积物而言,存在最适扰动水位 20 cm,此时水位的影响造成 SS 浓度最低.从总体来讲,随着扰动强度的增大,沉积物泥面经历了从“将动未动”状态到“少量动”状态,最后进入“普遍动”状态,沉积物大量悬浮.这与朱广伟等^[19]模拟太湖沉积物的不同起动状态相同.

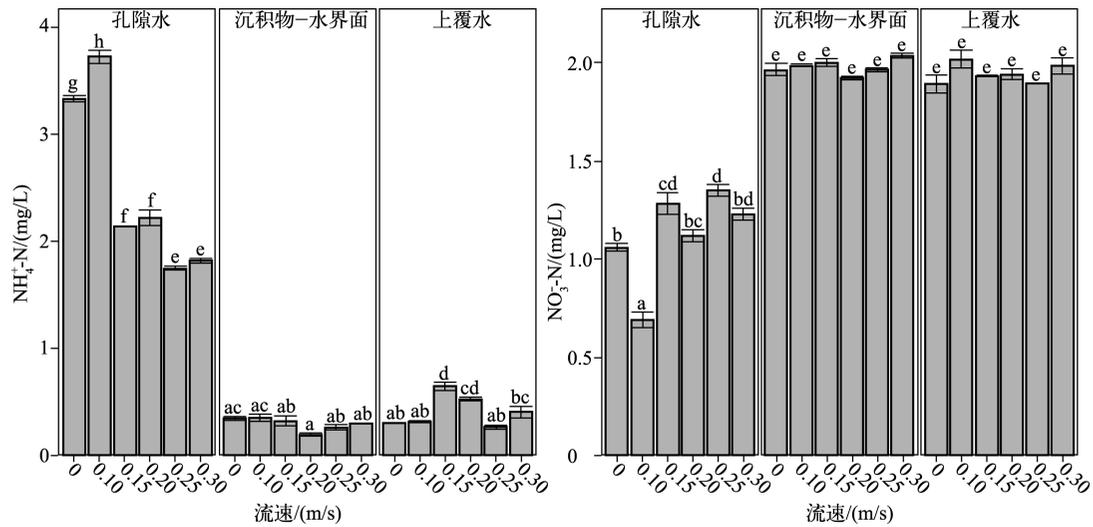
图5 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度随流速的变化

Fig.5 Ammonia and nitrate nitrogen concentrations expressed as a function of velocity

3.2 变化水位/流速对 TN 浓度的影响

上覆水中 TN 浓度的变化是沉积物中颗粒物解吸、空隙水释放和氮迁移转化的综合表现.低水位扰动时,孔隙水中的氮释放通过界面进入上覆水中,底泥颗粒物上结合的氮少量解吸进入孔隙水,不足以补充孔隙水中所减少的氮,因而表现出孔隙水中 TN 浓度降低;随着水位的升高,湖流产生的切应力增大,随着沉积物的再悬浮,大量的氮被颗粒物携同带入到上覆水中, TN 浓度显著升高.沉积物中经扰动进入上覆水的氮以溶解态为主^[33],因而上覆水和界面处的氮同时被悬浮的颗粒物吸附,这也可能是低水位扰动时 TN 浓度降低的一个原因.高水位扰动时,底泥颗粒物的解吸能力增强,氮随着沉积物再悬浮大量释放进入上覆水,造成上覆水和沉积物-水界面处 TN 浓度明显升高.随着沉积物中颗粒物的解吸达到最大值,孔隙水中的 TN 浓度开始降低.影响湖泊沉积物氮素释放强度的主要因子包括 pH 值、温度、溶解氧、水动力条件等,而在短期时间尺度下,水动力条件是造成沉积物氮素释放强度增大的最主要因素^[33].

在 0~0.10 m/s 的流速范围内,湖流极缓慢地流动,此时上覆水 SS 浓度很低,几乎没有沉积物的悬浮,该范围内主要发生孔隙水中少量的氮向上覆水的迁移和沉积物颗粒物上氮的解吸;孔隙水中的氮通过沉积物-水界面迁移进入上覆水中,而沉积物颗粒物上结合的氮还来不及解吸进入孔隙水,不能补充孔隙水中减少的氮,因而表现出孔隙水中 TN 浓度略有降低;而上覆水中由于沉积物-水界面处和沉积物孔隙水中氮的双重迁移,氮浓度逐渐升高^[34-35].随着湖流流速的增大,对沉积物的扰动加强,上覆水 SS 浓度增大,大量的氮素伴随着沉积物颗粒物的再悬浮迁移进入上覆水.但高流速时,随着沉积物颗粒物的解吸达到最大值,孔隙水中的 TN 浓度开始降低.流速为 0.15~0.25 m/s 时,沉积物-水界面处 TN 浓度增加缓慢,上覆水中 TN 浓度也逐步增加,但是增加的量比沉积物-水界面处小.沉积物中可交换态氮经扰动进入上覆水,沉积物-水界面和上覆水中的 TN 浓度并没有出现大幅度增加,表明沉积物中可交换态氮含量较低,由于上覆水的稀释作用,上覆水中 TN 浓度增加量少于沉积物-水界面^[33-35].

Pang 等^[23]以太湖沉积物为模拟实验底泥样品和去离子水为上覆水水样进行环形水槽实验,得出上覆水中 TN 浓度在一定扰动强度内,不受扰动时的释放强度比扰动时要大的结论,这与本实验中流速为 0~0.10 m/s 时沉积物-水界面处 TN 浓度降低的结果一致.Reddy 等^[34]在对 Apoka 湖的研究中也发现,悬浮作用(悬浮+扩散)造成上覆水营养盐浓度可以达到单纯由扩散产生的营养盐浓度的数十倍;Søndergaard 等^[25]在对丹麦 Arreso 湖(面积 41 km²,平均水深 2.9 m)的野外调查也发现,动力悬浮产生的营养盐浓度增加可以达到原来的 20~30 倍的数量级,这充分说明水动力作用在湖泊内源营养盐循环中扮演着非常重要的作用.

3.3 变化水位/流速对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的影响

水位扰动强度的变化并不能造成上覆水和沉积物-水界面处 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的明显变化, 而使得孔隙水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度变化明显, 并且两者呈现相反的变化趋势. 王政等^[29]指出, 沉积物中释放进入上覆水的氮以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主, 内源释放涉及两个反应: 硝化反应和反硝化反应. 硝化反应的反应速率与溶解氧浓度呈倍数关系, 溶解氧浓度升高有利于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 转化, 硝化反应是放热反应, 升温不利于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 转化. 另一方面, 必须考虑生物因素, 只有在合适的温度、溶解氧和适宜的酸碱度条件下, 生化反应的效率才相对较高. 综合以上因素, 虽然水位发生改变, 上覆水和沉积物-水界面处物理化学环境条件发生改变, 但是导致 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 转化的综合影响却不明显, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 之间的转化达到基本平衡. 而孔隙水由于与外界的连通性被直接阻断, 各因素对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 转化的影响不能被相互抵消, 随着水位的增加, 孔隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 之间的转化发生明显的改变.

同样地, 在室内模拟实验范围内, 随着湖流流速的增大, 从总体上来看, 上覆水和沉积物-水界面处 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度变化趋势不大, 而孔隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度随流速的增大而降低, 相反地, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度随流速的增大而升高, 孔隙水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 之间发生了转化. 厌氧环境中, 沉积物有机质在兼性厌氧细菌和厌氧细菌的分解作用下, 有机氮经过降解和矿化而产生 $\text{NH}_4^+\text{-N}$; 有氧条件下, 有机质矿化生成的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 可通过硝化反应转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 进一步转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 因而在本实验中, 流速的变化改变了沉积物-水界面处的氧化还原环境, 导致了氮形态之间的转化. 洞庭湖生态系统结构复杂, 氮在沉积物与上覆水之间的循环受到多种因素的综合作用, 如 pH 值、溶解氧、有机质、颗粒物粒级等, 由于作用机理的复杂性以及作用因子间的相互作用, 目前还没有统一的科学解释.

4 参考文献

- [1] Nowlin WH, Evarts JL, Vanni MJ. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshwater Biology*, 2005, **50**(2): 301-322.
- [2] 曲丽梅, 姚 德, 丛丕福. 辽东湾氮磷营养盐变化特征及潜在性富营养评价. *环境科学*, 2006, **27**(2): 263-267.
- [3] 金相灿, 尚榆民, 徐南妮. 湖泊富营养化控制与管理技术. 北京: 化学工业出版社, 2001: 87-89.
- [4] 肖化云, 刘丛强. 湖泊外源氮输入与内源氮释放辨析. *中国科学: D 辑; 地球科学*, 2003, **33**(6): 576-582.
- [5] 姜 霞, 王秋娟, 王书航等. 太湖沉积物氮磷吸附/解吸特征分析. *环境科学*, 2011, **32**(5): 1285-1291.
- [6] 王雨春, 万国江, 黄荣贵等. 红枫湖、百花湖沉积物全氮、可交换态氮和固定铵的赋存特征. *湖泊科学*, 2002, **14**(4): 301-309. DOI 10. 18307/2002. 0402.
- [7] 杨龙元, 蔡启铭, 秦伯强等. 太湖梅梁湾沉积物-水界面氮迁移特征初步研究. *湖泊科学*, 1998, **10**(4): 41-47. DOI 10. 18307/1998. 0406.
- [8] 李大鹏, 王 晶, 黄 勇. 反复扰动下磷在沉积物和悬浮物以及上覆水间的交换. *环境科学*, 2013, **34**(6): 2191-2197.
- [9] 罗淑葱, 秦伯强, 朱广伟. 太湖水底泥蓄积量和可悬浮量的计算. *海洋与湖沼*, 2004, **35**(6): 491-496.
- [10] Reitzel K, Ahlgren J, Gogoll A *et al.* Effects of aluminum treatment on phosphorus, carbon, and nitrogen distribution in lake sediment: A P-31 NMR study. *Water Research*, 2006, **40**(4): 647-654.
- [11] Xie L, Xie P. Long-term (1956-1999) dynamics of phosphorus in a shallow, subtropical Chinese lake with the possible effects of cyanobacteria blooms. *Water Research*, 2002, **36**: 343-349.
- [12] Zhang YK, Yang LB, Lei K *et al.* Exchange and deposition fluxes of nitrogen and phosphorus across sediment-water interface in lower Yellow River. *Journal of Sediment Research*, 2013, **6**: 66-74.
- [13] Testa JM, Brady DC, Di TDM *et al.* Sediment flux modeling: Simulating nitrogen, phosphorus, and silica cycles. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2013, **131**: 245-263.
- [14] Wu CD, Wang Y, Han JG *et al.* Preliminary study on nitrogen and phosphorus release characteristics from sediment in Beigu Wetland. *Environmental Science and Technology*, 2008, **31**(4): 10-12.
- [15] Wang L, Liang T, Zhong B *et al.* Study on nitrogen dynamics at the sediment-water interface of Dongting Lake, China. *Aquatic Geochemistry*, 2014, **20**: 501-517.

- [16] 秦伯强, 范成新. 大型浅水湖泊内源营养盐释放的概念性模式探讨. 中国环境科学, 2002, **22**(2): 150-153.
- [17] Jiang YS, Li XC, Xing YH *et al.* Impacts of disturbance on release of total nitrogen and total phosphorus from surficial sediments of Dongping Lake. *Environmental Science and Technology*, 2010, **33**(8): 41-44.
- [18] 孙小静, 秦伯强, 朱广伟等. 持续水动力作用下湖泊底泥胶体态氮、磷的释放. 环境科学, 2007, **28**(6): 1223-1229.
- [19] 朱广伟, 秦伯强, 张路等. 太湖底泥悬浮中营养盐释放的波浪水槽试验. 湖泊科学, 2005, **17**(1): 61-68. DOI 10. 18307/2005. 0110.
- [20] Drewry JJ, Newham LTH, Croke BFW. Suspended sediment, nitrogen and phosphorus concentrations and exports during storm-events to the Tuross estuary, Australia. *Journal of Environmental Management*, 2009, **90**(2): 879-887.
- [21] 孙小静, 秦伯强, 朱广伟等. 风浪对太湖水体中胶体态营养盐和浮游植物的影响. 环境科学, 2007, **28**(3): 506-511.
- [22] 逢勇, 颜润润, 余钟波等. 风浪作用下的底泥悬浮沉降及内源释放量研究. 环境科学, 2008, **29**(9): 2456-2464.
- [23] 逢勇, 庄巍, 韩涛等. 风浪扰动下的太湖悬浮物实验与模拟. 环境科学, 2008, **29**(10): 2743-2748.
- [24] 孙小静, 朱广伟, 罗淑葱等. 浅水湖泊沉积物磷释放的波浪水槽试验研究. 中国科学: D 辑: 地球科学, 2005, **35**(增刊 II): 81-89.
- [25] Søndergaard M, Jensen JP, Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 2003, **506**(1): 135-145.
- [26] Qin BQ, Hu WP, Gao G *et al.* Dynamic of the sediment resuspension and the conceptual schema of nutrient release in the large shallow Lake Taihu, China. *Chinese Science Bulletin*, 2004, **49**(1): 54-64.
- [27] 万荣荣, 杨桂山, 王晓龙等. 长江中游通江湖泊江湖关系研究进展. 湖泊科学, 2014, **26**(1): 1-8. DOI 10. 18307/2014. 0101.
- [28] 窦国仁. 再论泥沙起动流速泥沙研究. 泥沙研究, 1999, (6): 1-91.
- [29] 王政, 赵林, 李鑫等. 不同时间尺度下湖泊氮素内源释放强度影响因素的研究. 农业环境科学学报, 2011, **30**(12): 2542-2547.
- [30] 沈洪艳, 张绵绵, 倪兆奎等. 鄱阳湖沉积物可转化态氮分布特征及其对江湖关系变化的响应. 环境科学, 2015, **36**(1): 87-93.
- [31] 何宗健, 吴志强, 倪兆奎等. 江湖关系变化对鄱阳湖沉积物氨氮释放风险的影响. 中国环境科学, 2014, **34**(5): 1277-1284.
- [32] 刘婉清, 倪兆奎, 吴志强等. 江湖关系变化对鄱阳湖沉积物重金属分布及生态风险影响. 环境科学, 2014, **35**(5): 1750-1758.
- [33] 赵海超, 王圣瑞, 焦立新等. 洱海沉积物中不同形态氮的时空分布特征. 环境科学研究, 2013, **26**(3): 235-242.
- [34] Reddy KR, Fisher MM, Ivanoff D. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake. *Journal of Environmental Quality*, 1996, **25**: 363-371.
- [35] Søndergaard M, Kristensen P, Jeppesen E. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiologia*, 1992, **228**: 91-99.