

句容水库农田小流域 N₂O 浓度特征

卞航^{1,2*} 胡正华^{1,2*} 冯芳² 肖启涛¹ 谢燕红¹ 徐足飞¹ 李旭辉¹

(¹南京信息工程大学气象灾害预报预警与评估协同创新中心, 耶鲁-南信大大气环境中心, 南京 210044; ²江苏省农业气象重点实验室, 南京信息工程大学应用气象学院, 南京 210044)

摘要 为了解句容水库农田小流域 N₂O 浓度时空变化特征, 于 2015 年 10 月至 2016 年 9 月进行为期 1 年的流域水样采集, 采用顶空平衡-气相色谱仪法检测顶空气体中 N₂O 浓度, 计算出水体 N₂O 浓度, 并结合水质参数, 分析水体 N₂O 浓度的影响因素。结果表明: 句容水库小流域水体 N₂O 浓度的变化范围为 5.04~61.83 nmol·L⁻¹; 河流、池塘、水库 3 类水体的 N₂O 浓度在冬季出现峰值, 分别是 (30.26±12.33)、(21.28±5.98)、(18.56±2.27) nmol·L⁻¹; 不同类型水体 N₂O 平均浓度从高到底依次是河流 (25.93±11.60) nmol·L⁻¹、池塘 (20.03±9.57) nmol·L⁻¹、水库 (16.17±4.72) nmol·L⁻¹; 水体 N₂O 的浓度与溶解氧 (DO)、氧化还原电位 (ORP)、铵态氮 (NH₄⁺-N)、硝态氮 (NO₃⁻-N)、亚硝态氮 (NO₂⁻-N)、溶解性无机氮 (DIN) 呈显著正相关, 与 pH 呈显著负相关。

关键词 N₂O; 温室气体; 浓度; 句容水库

Characters of aquatic N₂O concentrations in agricultural watershed of Jurong Reservoir.

BIAN Hang^{1,2}, HU Zheng-hua^{1,2*}, FENG Fang², XIAO Qi-tao¹, XIE Yan-hong¹, XU Zu-fei¹, LEE Xu-hui¹ (¹ Collaborative Innovation Center on Forecast and Evaluation of Meteorological Disasters, Yale-NUIST Center on Atmospheric Environment, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; ² Jiangsu Key Laboratory of Agricultural Meteorology, School of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China).

Abstract: To clarify spatial and temporal dynamics of N₂O concentration in agricultural watershed, water samples in the Jurong Reservoir watershed were collected from October 2015 to September 2016. By measuring the headspace gaseous N₂O concentration using the method of headspace balance-gas chromatography, the N₂O concentration in water was calculated. In combination with parameters of water quality, factors influencing aquatic N₂O concentration were analyzed. Results showed that the water N₂O concentration in Jurong Reservoir watershed varied from 5.04 to 61.83 nmol·L⁻¹. The concentrations of N₂O in rivers, ponds, and the reservoir peaked in winter, with values being (30.26±12.33), (21.28±5.98), and (18.56±2.27) nmol·L⁻¹, respectively. The average N₂O concentrations in different water types were in order of rivers (25.93±11.60) nmol·L⁻¹, ponds (20.03±9.57) nmol·L⁻¹, and the reservoir (16.17±4.72) nmol·L⁻¹. The aquatic N₂O concentration was significantly positively correlated with dissolved oxygen (DO), redox potential (ORP), ammonium nitrogen (NH₄⁺-N), nitrate nitrogen (NO₃⁻-N), nitrite nitrogen (NO₂⁻-N), and dissolved inorganic nitrogen (DIN), and negatively related to water pH.

Key words: N₂O concentration; greenhouse gas; Jurong Reservoir.

江苏省“六大高峰”项目(2014-NY-015)和江苏省高校“青蓝工程”项目(2014)资助。

收稿日期: 2017-06-19 接受日期: 2017-12-11

* 通讯作者 E-mail: zhhu@nuist.edu.cn

20 世纪以来, 全球气候变暖趋势日益显著。氧化亚氮(N₂O) 作为仅次于甲烷(CH₄) 和二氧化碳(CO₂) 的第三大温室气体日益受到关注。虽然大气中 N₂O 浓度相对于 CH₄和 CO₂ 来说较低, 但它的百年增温潜势(GWP₁₀₀) 是 CO₂ 的 298 倍(Stocker *et al.* 2013), 因此 N₂O 所带来的温室效应不容忽视。

N₂O 排放方式包括直接排放和间接排放, 其中间接排放是指由淋失径流、生活污水和活性氮沉降产生的 N₂O。近几十年来, 由于人为干扰, 进入水生生态系统的无机氮含量不断升高, 加速了氮循环进程(Xia *et al.* 2013), 最终导致全球水生生态系统 N₂O 的排放量与陆地生态系统 N₂O 的人为排放量相当(Seitzinger *et al.* 1998)。氮肥是 N₂O 最大的人为氮来源, 农田 N₂O 排放占全球人为排放量的 80% (Davidson 2009)。农田小流域是一类受人类耕作制度影响的水生生态系统, 由于小流域环境的复杂性和人类活动的强烈干扰, 水体 N₂O 浓度随着季节更替和农田耕作而有很大变化。

目前, 有关淡水生态系统温室气体的研究主要集中在沼泽(胡泓等, 2014)、湖泊(Repo *et al.* 2007; Juutinen *et al.* 2009; Palma *et al.* 2013)、河流(Yang, 1998)、水库(Delsontro *et al.* 2010; Jacinthe *et al.* 2012; Yang *et al.* 2013)、池塘(林海等, 2013; Natchimuthu *et al.* 2014) 等区域。在富营养化的河流、湖泊和水库, N₂O 的浓度与通量往往较高(Khalil *et al.* 1992; Liu *et al.* 2011)。国外对不同类型河流中的 N₂O 浓度及通量已有较多的研究(Baulch *et al.* 2011; Beaulieu *et al.* 2011; Kumar *et al.* 2011; Outram *et al.* 2012; Hinshaw *et al.* 2013; Borges *et al.* 2015)。国内有关河流 N₂O 浓度及排放通量的研究还不多(Wang *et al.* 2007; 孙玮玮等, 2009; Wang *et al.* 2015), 针对农业小流域 N₂O 的研究就更少(Wang *et al.* 2015; 张羽等, 2016)。在中国长江以南地区, 受农业发展等人类活动的影响, 河流氮负荷急剧上升, 极大地促进了 N₂O 的产生和释放。句容水库流域边界清晰, 是一个纯农作物生产区, 无工业, 畜牧业比重极低, 是一个典型的农田小流域水系。本文以句容水库小流域为研究对象, 对其水体 N₂O 浓度的时空变化特征及影响因素进行分析, 为准确估算中国农业小流域温室气体的间接排放提供基础性资料。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区域概况

句容水库小流域(32°01'N, 119°13'E) 位于南京市东南方向, 距离南京市区 40 km, 是长江的一个小支流。句容水库小流域占地 45.5 km², 其中水稻种植面积占总面积的 32.2%、旱耕地占 22.8%、建筑和道路占 27.5%、茶园和人工林占 9.3% (Xia *et al.* 2013), 其余的为水库、河流与池塘。小流域属于丘陵地貌, 海拔 17.5~280 m, 大部分地区海拔低于 50 m。小流域有 3 条河流, 都汇入到水库中(图 1), 河流的平均深度为 0.5 m, 池塘平均深度为 1 m, 水库最大深度为 2.4 m。

1.2 研究方法

在句容水库小流域选取 16 个采样点(图 1), 采样点涵盖了流域内的 3 种水体类型: 水库(2 个点)、池塘(2 个点) 和河流(12 个点)。从 2015 年 10 月至 2016 年 9 月, 每月采一次水样, 每个点采集 4 瓶水样(3 瓶用来分析 N₂O 浓度, 1 瓶用来分析水质)。使用玻璃瓶(容积 315 mL) 采集 20 cm 深水样, 将玻璃瓶与丁基胶塞清洗后装满水样, 需保证瓶中无气泡, 然后盖上丁基胶塞, 并用 Parafilm 膜密封瓶塞和瓶子的接口处, 以防止水样泄漏。样品用保温箱低温保存运回实验室。采样同时, 用多参数水质分析仪(YSI 6600) 对水体的部分参数, 如水温(T_w)、溶

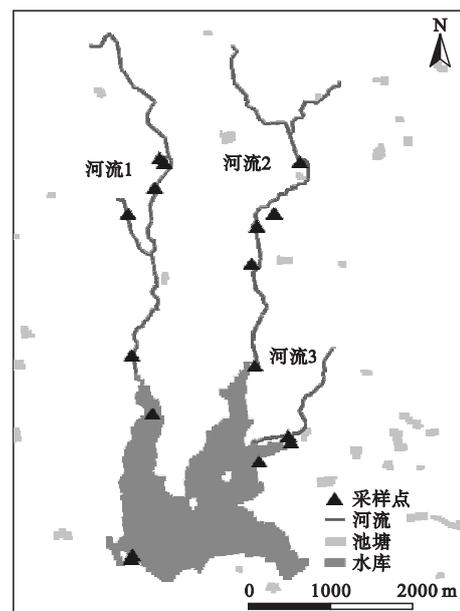


图 1 句容水库流域位置及采样点示意图
Fig.1 Location and sampling map of the Jurong Reservoir watershed

解氧(DO)、pH和氧化还原电位(ORP)等进行测定。

利用顶空-平衡法测定水中的 N_2O 浓度。用带有三通阀的针管向玻璃瓶中注入100 mL高纯氮气(99.999%)顶空,剧烈摇晃5 min后静置,以便瓶中的气相和液相达到动态平衡。然后用带有三通阀的针管抽取20 mL瓶中气体,注入气相色谱仪(Agilent 7890B)测定 N_2O 浓度(肖启涛等,2014)。对于水质水样的分析,先过滤然后用流动分析仪(Skalar San++)分析 NH_4^+-N 、 $NO_3^- -N$ 、 $NO_2^- -N$ 和溶解性无机氮(DIN)的浓度。

1.3 数据处理

水体中 N_2O 浓度利用物质平衡原理,由目标气体气相浓度推算其液相原始浓度(肖启涛等,2014)。 N_2O 气体液相的原始浓度计算如下:

$$[N_2O]_w = [N_2O]_g \times \left(\frac{1}{K} + \beta \right) \quad (1)$$

式中, $[N_2O]_w$ 是所采水样中 N_2O 浓度($nmol \cdot L^{-1}$), $[N_2O]_g$ 是气液平衡状态下, N_2O 在气相中的浓度($nmol \cdot L^{-1}$),由气相色谱仪分析计算得到。 β 的计算见式(2) K 的计算见式(3)。

$$\beta = V_g / V_L \quad (2)$$

式中, V_g 是顶空气体的体积100 mL, V_L 是顶空后的玻璃瓶中所剩液体的体积(mL)。

$$K = [N_2O]_g / [N_2O]_L \quad (3)$$

式中, $[N_2O]_L$ 是气液平衡时液相中的 N_2O 浓度($nmol \cdot L^{-1}$),计算如下:

$$[N_2O]_L = \frac{[(X \times V_L / 18) \times 10^9]}{(1-X) \times V_L} \quad (4)$$

式中, X 是 N_2O 气体在水中的摩尔分率,无量纲,可通过式(5)求得:

$$X = P / E \quad (5)$$

式中, P 为气相中的 N_2O 气体分压,即 $[N_2O]_g \times 10^{-6}$; E 为亨利系数,它在不同的温度和压力下是不同的,可通过查表获得。

2 结果与分析

2.1 气温与降水

从2015年10月至2016年9月,句容气温范围是6.9~30.7℃,月平均气温17.2℃;降雨量范围45.5~603.2 mm,月平均降雨量138.3 mm。降雨主要集中在2016年6月和7月,最大降雨量(603.2 mm)出现在2016年7月(图2)。在2016年8月,

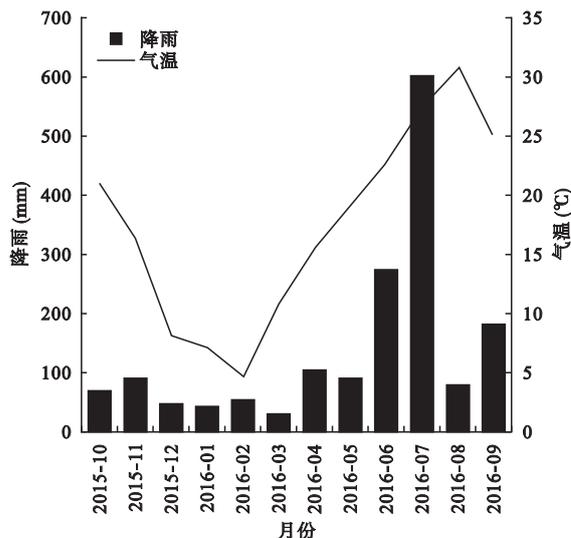


图2 句容水库流域气温和降雨量的变化

Fig.2 The variation of air temperature and rainfall at Jurong Reservoir watershed

由于长期高温天气,加之降雨量减少,河流水位下降,在多个采样点出现了河水干涸断流的情况。

2.2 水体 N_2O 浓度的时间变化

在句容水库小流域,本研究重点关注3类水体:水库、河流和池塘。采样期间,2015年10—11月为秋季、2015年12月—2016年2月为冬季、2016年3—5月为春季、2016年6—8月为夏季。不同水体的 N_2O 浓度时间变化较大(图3):河流在秋、冬、春、夏季的 N_2O 平均浓度分别为(22.53 ± 10.03)、(30.26 ± 12.33)、(19.60 ± 6.79)和(25.92 ± 10.70) $nmol \cdot L^{-1}$;池塘的秋、冬、春、夏季 N_2O 平均浓度分别为(19.58 ± 8.88)、(21.28 ± 5.98)、(15.99 ± 3.13)和

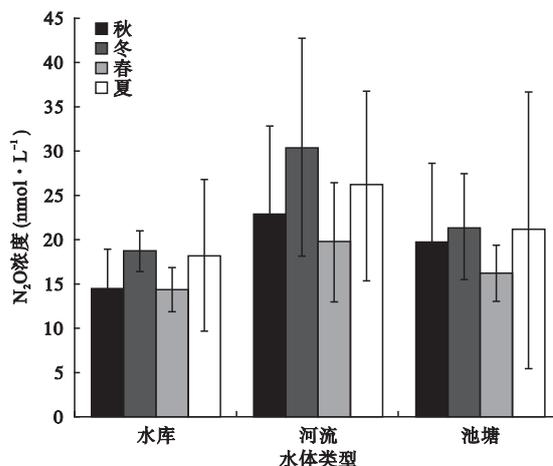


图3 不同类型水体 N_2O 浓度的时间变化

Fig.3 Temporal variation of N_2O concentration in different water types

(20.97 ± 15.50) $\text{nmol} \cdot \text{L}^{-1}$; 水库的秋、冬、春、夏季 N_2O 平均浓度分别为 (14.38 ± 4.46)、(18.56 ± 2.27)、(14.30 ± 2.51) 和 (18.09 ± 8.50) $\text{nmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 。3 类水体中, N_2O 浓度峰值均出现在冬季, 在夏季也有较高的浓度值, 而春秋两季的 N_2O 浓度相对较低。

2.3 水体 N_2O 浓度的空间变化

2.3.1 3 条河流的 N_2O 浓度 句容水库小流域的 3 条河流 N_2O 浓度存在明显的差异(图 4)。3 条河流的平均值分别为 (24.74 ± 7.46)、(21.94 ± 6.07) 和 (34.74 ± 6.07) $\text{nmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 。3 条河流中, 河流 3 的 N_2O 浓度最大, 河流 1 与河流 2 的 N_2O 浓度相差不多, 河流 1 的浓度稍高于河流 2 的浓度。

2.3.2 3 类水体的 N_2O 浓度 句容水库流域 3 类水体的 N_2O 浓度变化范围为 $5.04 \sim 61.83 \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$, 其中最小值出现在池塘, 最大值出现在河流。从 N_2O 浓度变化范围来看, 河流的变化范围最大 ($6.22 \sim 61.83 \text{ nmol} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均浓度 (25.93 ± 11.60) $\text{nmol} \cdot \text{L}^{-1}$; 水库的变化范围最小 ($9.96 \sim 29.83$) $\text{nmol} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均浓度 (16.17 ± 4.72) $\text{nmol} \cdot \text{L}^{-1}$; 池塘的变化范围为 ($5.04 \sim 49.55$) $\text{nmol} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均浓度为 (20.03 ± 9.57) $\text{nmol} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 5)。

2.4 水体 N_2O 浓度的影响因素

2.4.1 无机氮 水体中主要的含氮无机盐是 NH_4^+-N 和 NO_3^--N , 还有少量的 NO_2^--N 。含氮无机盐 (NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、 NO_2^--N) 是产生 N_2O 的底物基质。句容水库小流域 3 类水体中 NH_4^+-N 浓度变化趋势基本相同, 在冬夏两季出现高值, 春秋变化比较平缓(图 6a)。水库中 NH_4^+-N 浓度较小(平均浓度

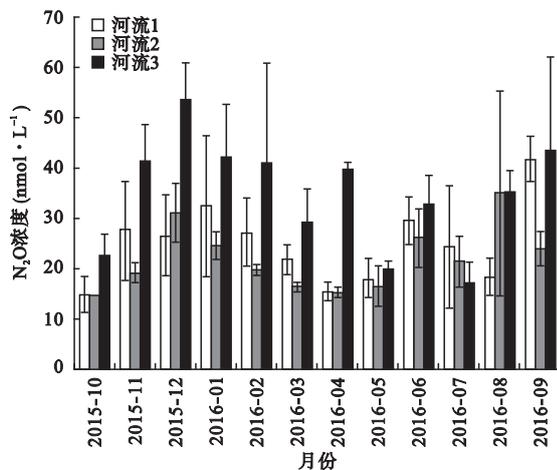


图 4 不同河流 N_2O 浓度的时间变化

Fig.4 Temporal variation of N_2O concentration in different rivers

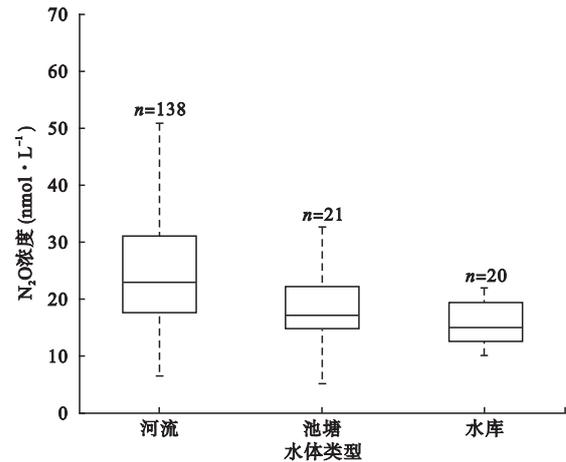


图 5 不同类型水体的 N_2O 浓度

Fig.5 The N_2O concentration in different water types

为 $0.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 变化范围也很小; 河流中 NH_4^+-N 浓度的高值出现在冬季及夏季的 8 月, 全年平均浓度为 $0.14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 池塘中 NH_4^+-N 浓度在 2 月和 8 月出现高值, 全年平均浓度为 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。池塘 NO_3^--N 浓度全年平均浓度为 $0.29 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 河流 NO_3^--N 浓度在冬夏两季出现高值, 1 月和 7 月的最高浓度分别为 $1.37 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1.09 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 水库 NO_3^--N 浓度在 7 月出现高值, 浓度为 $1.46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 6b)。相比 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 浓度, 水体中 NO_2^--N 浓度较低(图 6c)。DIN 是水体中 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 和 NO_2^--N 浓度的总和。水库 DIN 浓度在 7 月出现高值 ($1.80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); 河流 DIN 浓度变化趋势与 NO_3^--N 浓度的变化趋势相同; 池塘中 DIN 浓度在 2 月和 8 月出现高值(图 6d)。

表 1 为水体无机盐与 N_2O 浓度的相关性分析。河流中, N_2O 浓度与 NH_4^+-N ($r = 0.457, P < 0.01$)、 NO_3^--N ($r = 0.609, P < 0.01$)、 NO_2^--N ($r = 0.420, P < 0.01$) 和 DIN ($r = 0.626, P < 0.01$) 显著正相关; 水库中 4 种无机盐与 N_2O 浓度不相关; 池塘中, N_2O 浓度与 NH_4^+-N ($r = 0.783, P < 0.01$)、 NO_2^--N ($r = 0.737, P < 0.01$) 和 DIN ($r = 0.757, P < 0.01$) 显著正相关, 与 NO_3^--N 不相关。从整个小流域来看, N_2O 浓度与 NH_4^+-N ($r = 0.445, P < 0.01$)、 NO_3^--N ($r = 0.600, P < 0.01$)、 NO_2^--N ($r = 0.449, P < 0.01$) 和 DIN ($r = 0.638, P < 0.01$) 都显著正相关。

2.4.2 水质因子 图 7 为 N_2O 浓度与水质的相关性分析。DO 和 ORP 与 N_2O 浓度呈显著正相关; pH 与 N_2O 浓度呈显著负相关; 水温与 N_2O 浓度相关性不显著。

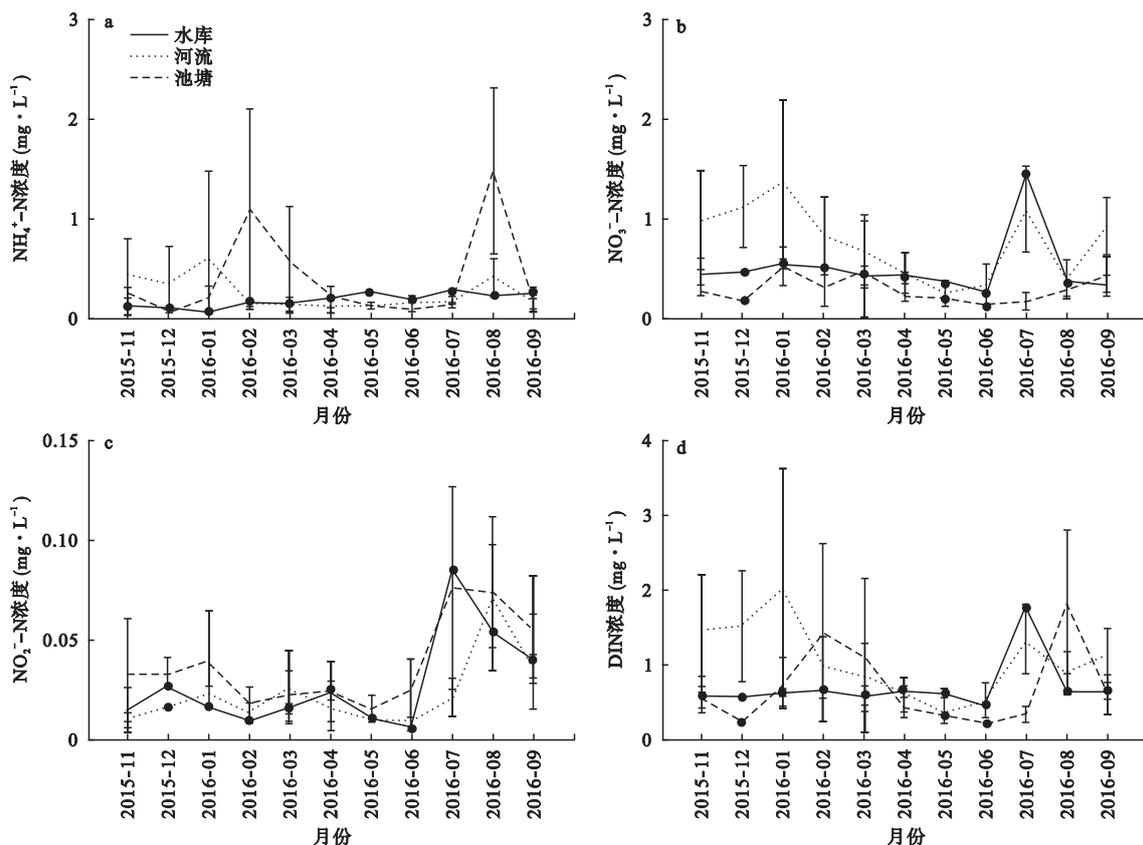


图 6 不同类型水体 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 DIN 浓度的时间变化
 Fig.6 Temporal variation of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, and DIN concentrations in different water types

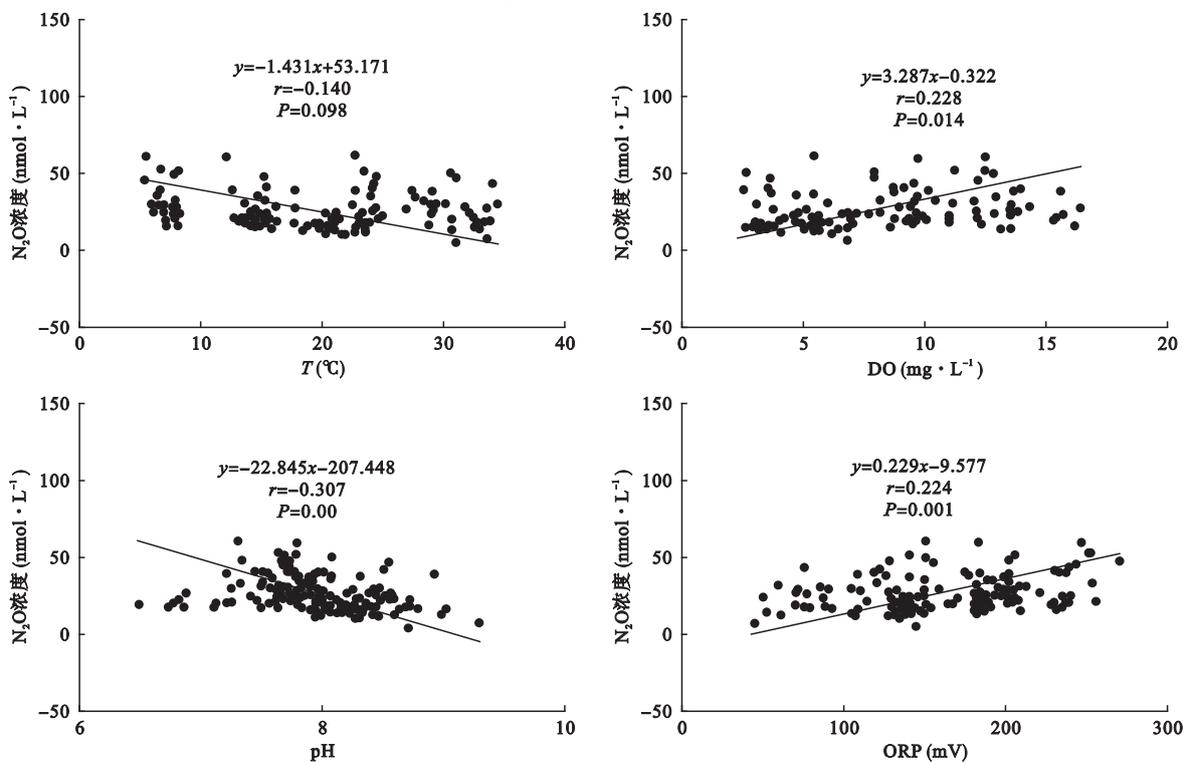


图 7 N_2O 浓度与水温、溶解氧、pH、氧化还原电位的关系
 Fig.7 Relationships between aquatic N_2O concentration and water temperature, DO, pH, oxidation reduction potential (ORP)

表 1 水体 N₂O 浓度与氮素含量的相关性分析
Table 1 Correlation analysis between N₂O concentrations and nitrogen contents

水体	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	DIN
河流	0.457**	0.609**	0.420**	0.626**
水库	-0.145	-0.057	-0.278	-0.104
池塘	0.783**	0.316	0.737**	0.757**
总水体	0.445**	0.600**	0.449**	0.638**

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$ 。

3 讨论

3.1 不同水体 N₂O 浓度的时空变化

3.1.1 水体 N₂O 浓度时间变化 句容水库小流域水体 N₂O 浓度在冬季达到最大, 主要原因是受到水温 and 农业退水的影响。水温对水中 N₂O 的溶解度有一定影响, N₂O 的溶解度随水温降低而升高。冬季水体下层温度高于水体表面, 这利于微生物进行反硝化作用, 提高水体 N₂O 的浓度。张羽等(2016)在脱甲河流域的研究中也出现了同样的结果, 其冬季 N₂O 浓度大于本研究的河流 N₂O 浓度。农业退水中的 NO₃⁻-N 是 N₂O 的一个重要来源, NO₃⁻-N 经过反硝化作用会提高河流中 N₂O 浓度(Boyer *et al.*, 2006; Garnier *et al.*, 2006)。种植冬小麦等作物施用的底肥, 经雨水淋洗将氮素带入河流。

本流域水体中的 N₂O 浓度在夏季出现了较高值, 是因为在夏季作物生长季, 流域有大面积的水稻种植, 大量的 N 肥施入农田, 在降水或烤田过程中, 雨水或农业退水将农田中的 N 素带入河流。同时夏季高温影响到微生物活性, 促进水体沉积物的硝化和反硝化速度, 从而提高水体 N₂O 的浓度(Silvennoinen *et al.*, 2008)。

3.1.2 水体 N₂O 浓度的空间变化 水体中 NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 和 DIN 含量, 影响着水体 N₂O 浓度。李飞跃等(2007)在句容水库小流域的研究中发现, NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 和 DIN 的含量对水体沉积物的反硝化作用有着不同程度的影响。在 3 类水体中河流的 NO₃⁻-N 和 DIN 大于池塘和水库, 而 NO₃⁻-N 的反硝化作用是 N₂O 产生的重要源(Wang *et al.*, 2007), 这解释了为什么 3 类水体中河流的 N₂O 浓度最大。池塘和水库均是静水型生态系统, 河流中 N₂O 浓度自上游至下游依次减少, 池塘和水库处在下游, 3 条河流汇入水库, 所以水库的 N₂O 浓度在本流域的 3 类水体中最低。

本流域的 3 条河流(图 1) 河流 3 的 N₂O 浓度

大于另两条河流。主要原因是, 河流 3 的两个采样点都在居民区附近, 受人为生活的影响更大。河流 2 的长度最长, 从上游到下游 N₂O 浓度逐渐减小, 这是河流 2 的 N₂O 浓度小于河流 1 的一个原因。

3.2 水质对 N₂O 浓度影响

水温不仅影响 N₂O 的溶解度, 还会影响微生物的活性, 间接影响水体中 N₂O 的产生(孙丽等, 2006)。夏季与春秋两季相比, 夏季水温高, 有利于微生物活动, 硝化和反硝化作用较强, N₂O 浓度较高。氧浓度高的环境中易发生硝化作用, 氧浓度低的环境中易发生反硝化作用(Beaulieu *et al.*, 2011)。DO 含量的多少对水体有机物的降解具有一定的影响, DO 含量影响水体 N₂O 浓度的大小。pH 影响微生物活性, 有研究发现: 当 pH 值为 7.0~8.0 时, 反硝化作用速率最大; 当 pH < 6.0 时, 亚硝化菌受抑制, 不利于反硝化作用的进行; 当 pH > 9.5 时, 硝化菌受抑制, 硝化进程受阻(陈素玲, 2006)。本研究中, 水体 pH 值的变化范围是 6.35~8.99, 处于反硝化作用发生的最佳条件。ORP 对水体中物质的存在形态和迁移起着重要作用, ORP 值越高氧化性越强, 反之还原性越强。ORP 为正值说明水体呈氧化性, 为负值说明呈还原性。本研究中 ORP 为正值, 易发生硝化作用。

3.3 国内外相关研究对比

在与其他相关研究的比较中(表 2), 本研究的河流 N₂O 浓度变化和 American San Joaquin River 的 N₂O 浓度变化一致, 跨越两个量级(Hinshaw *et al.*, 2013); 句容水库流域和撒哈拉以南非洲 12 条河流的 N₂O 浓度变化跨越 3 个量级(Xia *et al.*, 2013; Borges *et al.*, 2015), 中国脱甲河流域的 N₂O 浓度变化甚至跨越四个量级(张羽等, 2016)。在相同研究区域, 本研究得到的河流、池塘、水库平均 N₂O 浓度值是 Xia 等(2013)的 2 倍。Xia 等(2013)选取了 11 个采样点, 本研究选取了 16 个采样点, 采样点不同可能是造成差异的主要原因; 另外还有可能是采样阶段涵盖的种植季节不同, 农业施肥的氮素进入水体, 提供了更多的底物, 产生更多的 N₂O。

4 结论

在句容水库小流域, 3 类水体(河流、池塘和水库)的 N₂O 浓度均在冬夏两季出现高值, N₂O 平均浓度从高到低依次为河流、池塘、水库。

水体的 DO、ORP、pH、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N

表2 不同研究的水体 N₂O 浓度比较Table 2 Comparison of aquatic N₂O concentrations in different studies

水体类型	研究区域	研究时间	N ₂ O 浓度 (nmol · L ⁻¹)	文献来源
河流	Upper Thurne(英国)	2007.3	62	Outram <i>et al.</i> 2012
	句容水库流域(中国)	2010.9—2012.9	11.82	Xia <i>et al.</i> 2013
	San Joaquin River(美国)	2010.10—2011.9	7.1~36.4	Hinshaw <i>et al.</i> 2013
	Jiulong River(中国)	2011.2、5、10	4.2~363.4	Chen <i>et al.</i> 2015
	12 rivers (撒哈拉以南非洲)	2006—2014	0.2~85.4	Borges <i>et al.</i> 2015
	脱甲河小流域(中国)	2014.4—2015.4	6~1380	张羽等 2016
池塘	句容水库流域	2015.10—2016.9	6.22~61.83	本研究
	句容水库流域	2010.9—2012.9	9.09	Xia <i>et al.</i> 2013
水库	句容水库流域	2015.10—2016.9	5.04~49.55	本研究
	句容水库流域	2010.9—2012.9	9.77	Xia <i>et al.</i> 2013
	句容水库流域	2015.10—2016.9	9.96~29.83	本研究

和 DIN 含量是影响 N₂O 浓度的重要因子,除 pH 与 N₂O 浓度显著负相关外,其他因子与 N₂O 浓度显著正相关。

参考文献

陈素玲. 2006. 河口沉积物-水界面氧化亚氮通量的研究(硕士学位论文). 青岛: 中国海洋大学.

胡泓,王东启,李杨杰,等. 2014. 崇明东滩芦苇湿地温室气体排放通量及其影响因素. 环境科学研究, **27**(1): 43-50.

李飞跃,杨绒,逯超普,等. 2009. 秦淮河流域句容水库农业流域水体沉积物的反硝化作用. 环境科学学报, **29**(4): 854-860.

林海,周刚,李旭光,等. 2013. 夏季池塘养殖中华绒螯蟹生态系统温室气体排放及综合增温潜势. 水产学报, **37**(3): 417-424.

孙丽,宋长春,黄耀. 2006. 沼泽湿地 N₂O 通量特征及 N₂O 与 CO₂ 排放间的关系. 中国环境科学, **26**(5): 532-536.

孙玮玮,王东启,陈振楼,等. 2009. 长江三角洲平原河网水体溶存 CH₄ 和 N₂O 浓度及其排放通量. 中国科学, **39**(2): 165-175.

肖启涛,胡正华, Deng J, 等. 2014. 杀菌剂对湖泊水体温室气体浓度分析的影响. 环境科学, **35**(1): 356-364.

张羽,秦晓波,廖育林,等. 2016. 亚热带农业小流域水系 N₂O 扩散通量及其影响因素. 农业工程学报, **23**(7): 215-223.

Baulch HM, Schiff SL, Maranger R, *et al.* 2011. Nitrogen enrichment and the emission of nitrous oxide from streams. *Global Biogeochemical Cycles*, **25**: 4013-4027.

Beaulieu JJ, Tank JL, Hamilton SK, *et al.* 2011. Nitrous oxide emission from denitrification in stream and river networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **108**: 214-219.

Borges AV, Darchambeau F, Teodoru CR, *et al.* 2015. Globally significant greenhouse-gas emissions from African inland waters. *Nature Geoscience*, **8**: 637-642.

Boyer EW, Howarth RW, Galloway JN, *et al.* 2006. Riverine nitrogen export from the continents to the coasts. *Global Biogeochemical Cycles*, **20**: GB1S91.

Chen NW, Wu JZ, Zhou XP, *et al.* 2015. Riverine N₂O production, emissions and export from a region dominated by agriculture in Southeast Asia (Jiulong River). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **208**: 37-47.

Davidson EA. 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nature Geoscience*, **2**: 659-662.

DelSontro T, McGinnis DF, Sobek S, *et al.* 2010. Extreme methane emissions from a Swiss hydropower reservoir: Contribution from bubbling sediments. *Environmental Science & Technology*, **44**: 2419-2425.

Garnier J, Cebon A, Tallec G, *et al.* 2006. Nitrogen behavior and nitrous oxide emission in the tidal Seine River estuary (France) as influenced by human activities in the upstream watershed. *Biogeochemistry*, **77**: 305-326.

Hinshaw SE, Dahlgren RA. 2013. Dissolved nitrous oxide concentrations and fluxes from the eutrophic San Joaquin River, California. *Environmental Science & Technology*, **47**: 1313-1322.

Jacinte PA, Filippelli GM, Tedesco LP, *et al.* 2012. Carbon storage and greenhouse gases emission from a fluvial reservoir in an agricultural landscape. *Catena*, **94**: 53-63.

Juutinen S, Rantakari M, Kortelainen P, *et al.* 2009. Methane dynamics in different boreal lake types. *Biogeosciences*, **6**: 209-223.

Khalil MAK, Rasmussen RA. 1992. The global sources of nitrous oxide. *Journal of Geophysical Research*, **97**: 14651-14660.

Kumar WB, Khoiyangbam RS, Raghurani Y. 2011. Nitrous oxide emission from two rivers meandering through Imphal City, Manipur, India. *Global Journal of Environmental Research*, **5**: 106-111.

Liu XL, Liu CQ, Li SL, *et al.* 2011. Spatiotemporal variations of nitrous oxide (N₂O) emissions from two reservoirs in SW China. *Atmospheric Environment*, **45**: 5458-5468.

- Natchimuthu S , Bastviken D. 2014. Influence of weather variables on methane and carbon dioxide flux from a shallow pond. *Biogeochemistry* , **119**: 403–413.
- Outram FN , Hiscock KM. 2012. Indirect nitrous oxide emissions from surface water bodies in a lowland arable catchment: A significant contribution to agricultural greenhouse gas budgets. *Environmental Science & Technology* , **46**: 8156.
- Palma-Silva C , Marinho CC , Albertoni EF , et al. 2013. Methane emissions in two small shallow neotropical lakes: The role of temperature and trophic level. *Atmospheric Environment* , **81**: 373–379.
- Repo ME , Huttunen JT , Naumov AV , et al. 2007. Release of CO₂ and CH₄ from small wetland lakes in western Siberia. *Tellus Series B: Chemical & Physical Meteorology* , **59**: 788–796.
- Seitzinger SP , Kroeze C. 1998. Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* , **12**: 93–113.
- Silvennoinen H , Liikanen A , Torsson J , et al. 2008. Denitrification and N₂O effluxes in the Bothnian Bay (northern Baltic Sea) river sediments as affected by temperature under different oxygen concentrations. *Biogeochemistry* , **88**: 63–72.
- Stocker T , Qin D , Plattner G , et al. 2013. IPCC , 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Intergovernmental Panel on Climate Change 2013: 710–719.
- Wang D , Chen Z , Wang J , et al. 2007. Summer-time denitrification and nitrous oxide exchange in the intertidal zone of the Yangtze Estuary. *Estuarine , Coastal & Shelf Science* , **73**: 43–53.
- Wang J , Chen N , Yan W , et al. 2015. Effect of dissolved oxygen and nitrogen on emission of N₂O from rivers in China. *Atmospheric Environment* , **103**: 347–356.
- Xia Y , Li Y , Ti C , et al. 2013. Is indirect N₂O emission a significant contributor to the agricultural greenhouse gas budget? A case study of a rice paddy-dominated agricultural watershed in eastern China. *Atmospheric Environment* , **77**: 943–950.
- Yang L , Lu F , Wang XK , et al. 2013. Spatial and seasonal variability of diffusive methane emissions from the Three Gorges Reservoir. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* , **118**: 471–481.
- Yang SS. 1998. Methane production in river and lake sediments in Taiwan. *Environmental Geochemistry and Health* , **20**: 245–249.

作者简介 卞 航,男,1993年生,硕士研究生,主要研究方向为水体碳氮交换与全球变化。E-mail: 404147259@qq.com

责任编辑 李凤芹
