

DOI: 10.5846/stxb202205061253

王红岩, 周旭东, 孙国新, 余杰予, 胡馨艺, 于志国. 城市化地区典型水体的 N_2O 排放通量特征——以南京市为例. 生态学报, 2022, 42(23): 9577-9589.
Wang H Y, Zhou X D, Sun G X, Yu J Y, Hu X Y, Yu Z G. N_2O emissions in typical urban waterbodies: example of Nanjing. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(23): 9577-9589.

城市化地区典型水体的 N_2O 排放通量特征 ——以南京市为例

王红岩¹, 周旭东¹, 孙国新², 余杰予¹, 胡馨艺¹, 于志国^{1,*}

¹ 南京信息工程大学水文与水资源学院, 南京 210044

² 中国科学院生态环境研究中心土壤室, 北京 100085

摘要: 内陆淡水水体是大气中 N_2O 的重要排放源, 然而目前对于内陆典型城市水体 N_2O 排放通量的监测数据依然匮乏, 典型城市水体的 N_2O 排放特征及驱动因素尚不清楚。本研究选取了南京市江北新区的典型水体, 包括湖库、河流、养殖池塘和景观池塘, 在 2020 年 5 月—2021 年 4 月利用漂浮箱法连续监测了不同水体类型的水-气界面 N_2O 排放特征, 并通过测定水环境特征, 探究驱动水体 N_2O 排放通量的关键因素。研究表明, 典型城市水体整体均表现为 N_2O 排放源, 河流和养殖池塘的日平均排放通量最大, 分别为 $(503 \pm 1236) \mu g m^{-2} d^{-1}$ 和 $(508 \pm 797) \mu g m^{-2} d^{-1}$, 其次为景观池塘 $((179 \pm 989) \mu g m^{-2} d^{-1})$, 而湖库的 N_2O 排放通量最小, 仅表现为微弱的 N_2O 排放源 $((54 \pm 212) \mu g m^{-2} d^{-1})$ 。水体的 N_2O 排放呈现季节性差异, 河流和养殖池塘夏季的 N_2O 排放通量显著高于其他季节 ($P < 0.01$)。水体全年 N_2O 排放数据与水体温度和溶解氧含量 (DO) 呈显著相关。而在温度较高的 5 月份—9 月份 ($> 20^\circ C$), 氮输入成为影响 N_2O 排放通量的关键因素 ($P < 0.01$), 因此控制城市水体的氮输入尤其是在水温较高的夏季是减少 N_2O 排放的有利措施。此外, 由于水文化学条件差异等因素, 小型封闭水体包括养殖池塘和景观池塘的 N_2O 排放通量差异较大, 未来应加强监测不同水体的水文化学特征和 N_2O 的时空排放特征, 探讨影响小型封闭水体水-气界面 N_2O 排放通量的具体驱动因素。此研究为城市区域 N_2O 排放的精准核算提供了数据支撑, 为 N_2O 排放模型的修正提供了科学依据。

关键词: 城市典型水体; 水-气界面; N_2O 排放通量

N_2O emissions in typical urban waterbodies: example of Nanjing

WANG Hongyan¹, ZHOU Xudong¹, SUN Guoxin², YU Jieyu¹, HU Xinyi¹, YU Zhiguo^{1,*}

¹ School of Hydrology and Water Resources, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China

² State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

Abstract: Even though inland freshwater waterbodies are important atmospheric N_2O sources, but current N_2O emission data from those waterbodies are still limited. Furthermore, it is unclear about N_2O spatiotemporal emission characters in different urban waterbodies and corresponding drivers. This study applied floating chambers to *in-situ* measure N_2O emission fluxes in typical urban waterbodies including reservoirs, rivers, aquaculture ponds and scenic ponds of Nanjing starting from May of 2020 to April of 2021. Furthermore, physical and chemical water parameters were also measured to elucidate main N_2O emission drivers. The result revealed that all types of urban waterbodies generally showed as emission sources. Rivers and aquaculture ponds had the largest N_2O flux, with average values of $(503 \pm 1236) \mu g m^{-2} d^{-1}$ and $(508 \pm 797) \mu g m^{-2} d^{-1}$,

基金项目: 国家自然科学基金青年项目 (42207268); 江苏省基础计划自然科学基金青年基金项目 (SBK2022044914); 南京信息工程大学科研启动经费项目 (1521052201006); 大学生创新训练项目 (1514072101087)

收稿日期: 2022-05-06; 采用日期: 2022-09-14

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: yuzhiguoiae@gmail.com

respectively, following by scenic ponds ($(179 \pm 989) \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$), while reservoirs only showed as a weak N_2O emission source ($(54 \pm 212) \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$). N_2O emissions from all waterbodies showed the seasonal pattern with higher N_2O fluxes in summer, which is especially pronounced in rivers and aquaculture ponds ($P < 0.01$). The annual N_2O flux positively correlated with temperature and negatively correlated with dissolved oxygen (DO) ($P < 0.01$), respectively. However, the nitrogen input was shown as the key driver for N_2O emissions starting from May to September with temperature higher than 20°C . Therefore, controlling nitrogen input especially in the Summer season was an important measure for reducing N_2O emissions. Furthermore, ponds showed large differences in N_2O emissions resulting from different hydro-geochemical conditions and other factors. Monitoring of hydro-geochemical conditions and N_2O emission fluxes for small waterbodies should be strengthened in further studies, and specific drivers for N_2O emissions had to be explored. This study contributed to N_2O emission estimations in the city, and provided the basis for updating N_2O emission models.

Key Words: urban waterbodies; water-air interface; N_2O emission fluxes

温室气体的排放引发了全球变暖,进而产生了一系列的环境问题,例如海水入侵、极端降雨、高温热浪等^[1]。氧化亚氮(N_2O)是广泛关注的温室气体之一,仅次于二氧化碳(CO_2)和甲烷(CH_4),其百年平均增温潜势(GWPs)是 CO_2 的298倍^[1],是全球变暖的重要贡献者;而且其在大气中残留的时间较长,是破坏臭氧层的重要物质之一^[2]。工业革命以来化肥的施用、化石燃料的使用使得 N_2O 的排放量持续增加,由1950年的 $286 \mu\text{L}/\text{m}^3$ 持续增加至2018年的 $330 \mu\text{L}/\text{m}^3$ ^[3]。研究表明内陆淡水系统是 N_2O 的重要排放源,据估算,内陆淡水系统 N_2O 排放量约为 $-0.98 \text{ Tg N}_2\text{O-N/a}$,达到了人为 N_2O 排放的15%^[4]。

然而,由于监测数据的匮乏和一些监测方法的缺陷,对于内陆淡水水体 N_2O 排放的估算尚有较大不确定性。当前研究对于水体中温室气体的排放多关注于 CO_2 和 CH_4 ,对于 N_2O 排放特别是针对封闭水体的监测数据匮乏,目前只有不到400个关于封闭水体 N_2O 排放的报道^[5]。其次,当前对于 N_2O 排放通量的报道多基于模型估算,最为常见的方法是基于政府间气候变化委员会(IPCC)报道的 N_2O 排放因子 EF_{sr} (0.0025)乘以水体中可溶性无机氮(包括 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+)的含量^[6],而 EF_{sr} 是根据浅层地下水中 $\text{N}_2\text{O}/\text{NO}_3^-$ 的平均比例,并且基于硝化速率和反硝化速率相等得来。但在实际监测中发现, EF_{sr} 受其他环境因子影响,例如在不同类型水体及不同季节的变化较大,或大于0.0025或小于0.0025^[6-8]。此外,一些研究利用边界层模型法根据水体中 N_2O 的溶存浓度计算水-气界面 N_2O 的排放通量,而边界层模型中的气体交换系数受较多环境因素比如水温、风速等影响,因此计算得到的 N_2O 水-气界面通量具有较大的不确定性^[9]。综上,当前亟需对更多内陆淡水水体的时空 N_2O 排放通量展开原位监测,为精确核算内陆淡水水体 N_2O 排放的贡献提供科学依据。

此外,城市水体中 N_2O 排放的关键驱动因素尚不清晰。水体中 N_2O 的排放主要由微生物的硝化和反硝化过程共同控制。在微生物的硝化作用下,铵氮(NH_4^+)被氧化为亚硝氮(NO_2^-),或者硝态氮(NO_3^-)在反硝化作用下还原为 NO_2^- ;进一步地,在缺氧条件下, NO_2^- 在反硝化作用下还原为 N_2O ;此外,化学反硝化作用例如 NO_3^- 还原 Fe^{2+} 氧化、厌氧 NH_4^+ 氧化过程均可产生 N_2O ^[10]。相比于 CH_4 以扩散和冒泡两种主要方式释放到大气中来说, N_2O 的浓度超过水体溶存度时,主要以扩散方式释放到大气中^[11,12]。已有研究表明多种环境因素比如营养盐输入、溶解氧含量(DO)、温度、pH等直接或间接影响 N_2O 的排放通量,但不同研究中驱动水体 N_2O 排放的关键影响因子不同^[13-14]。在城市化地区,水体的营养输入和水文特征发生了显著变化,因此潜在影响了 N_2O 的排放通量和关键控制因子^[6,15]。首先,生活污水、工业废水及城市大气沉降中包含的大量营养物质比如有机质、磷、氮等进入水体会影响微生物的群落结构和代谢活动,从而改变城市水体的 N_2O 排放,Zhang等对比了城市河流和农村河流的 N_2O 排放特征,研究结果表明城市河流较农村河流具有较低的含氧量及较高的氮输入水平,其 N_2O 排放通量为农村河流的数倍^[16-17],Wang等研究表明城市化地区水体通常汇入较多再生水,而再生水中较低的有机碳和氮的比例增加了 N_2O 的排放通量^[18]。其次,城市化建设过程中,大

量景观湖泊、水库的修建显著改变了地表水的径流和排泄,从而影响水体的生物地球化学过程,最终改变了影响 N_2O 排放的关键环境因子^[19]。前人研究表明小型封闭水体例如景观湖泊、水库的修建,使得氮输入相对较少,加之富营养化过程对氮的吸收,小型封闭水体甚至为城市地区重要的氮汇^[4]。然而,到目前为止,由于城市典型水体 N_2O 排放通量及水文气象、水化学监测数据的缺乏,影响典型水体 N_2O 排放的主控因素尚不明确。

南京是中国东部的重要中心城市,位于长江的冲积平原,其水系发达。本研究以南京江北新区的典型水体(3 个湖库、3 条河流、3 个景观池塘、3 个养殖池塘)为研究对象,利用漂浮箱法在 2020 年 5 月份—2021 年 4 月份连续原位监测不同类型水体水-气界面 N_2O 排放特征,并通过与不同水环境因子的关系探讨控制水体 N_2O 排放的主控因素,以期为城市区域水体 N_2O 排放的估算提供数据支撑,为 N_2O 排放模型的修正提供科学依据。

1 实验方法

1.1 研究区概况

南京市是位于长江三角洲的重要城市之一,具有典型的亚热带湿润季风气候,雨热同期,全年平均气温约 $17\text{ }^{\circ}\text{C}$,多年年均降水量约为 1106 mm 。南京市水系发达,具有丰沛的江河湖泊资源和多样的水生态环境,水域面积约 748 km^2 ,约占国土资源面积的 11.4% 。研究区域位于南京江北核心区(图 1),面积约为 2451 km^2 ,其城市化进程发展迅速,按照城市规划,城市化区域在 2030 年将达到 90% 。

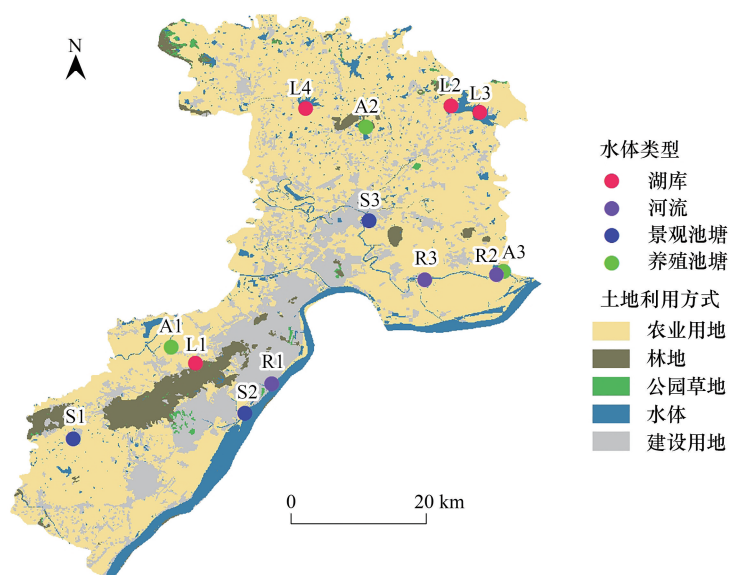


图 1 研究区土地利用类型及样点分布

Fig.1 Land use types in the study area and locations of sampling sites

S1—S3:景观池塘, L1—L4:湖库, A1—A3:养殖池塘, R1—R3:河流

1.2 水样品采集与分析

在研究区域,对于不同类型的水体分别选取了 3 个典型水体进行观测。调查水体的基本特征见表 1,其分布见图 1。由于封闭水体的面积相对较小,每种水体选取了 1 个采样点^[18–20],并平行测定 3 次,因金牛湖水体面积较大,将其分为金牛湖东和金牛湖西进行测定。景观池塘的选择地点为 S1—S3:中央湿地公园、绿水湾、龙池;湖库的选择地点为 L1—L4:大堰水库、金牛湖、山湖水库;养殖池塘的选择地点为 A1—A3:西埂莲乡、白云山、滁河入江口鱼塘。滁河为流经江北新区的主要河流,并且具有多条支流,如马汊河、中心河等,对于河流采样点,选取了滁河入江口(R2),以及滁河流经江北新区的城市地点红山窑闸(R3),此外城市内具有

多条断头河,选取了津浦大桥处断头河(R1)作为监测点。

表 1 所选水体基本特征和沉积物碳、氮含量

Table 1 Characters of selected water bodies and sediment carbon, nitrogen content

样点名称 Sampling sites	经度 Longitude	纬度 Latitude	面积 Area/km ²	水深 Water depth /m	总碳 Total carbon/%	总氮 Total nitrogen/%
大堰水库 L1	118.927	32.247	2.60	2.1	—	—
金牛湖 L2	118.963	32.483	124.14	5.4	0.617	0.027
金牛湖 L3	119.002	32.474	124.14	5.4	0.386	0.015
山湖水庫 L4	118.765	32.479	30.8	2	0.223	0.004
津浦大桥 R1	118.719	32.106	—	1.5	3.084	0.078
滁河入江口 R2	119.034	32.258	—	1.5	1.528	0.020
红山窑闸 R3	118.927	32.247	—	1.5	1.242	0.028
中央湿地公园 S1	118.449	32.031	0.093	1.5	0.525	0.019
绿水湾 S2	118.682	32.066	16.53	4.2	2.441	0.115
龙池 S3	118.851	32.327	0.33	2.1	1.233	0.018
西埂莲乡 A1	118.582	32.155	2.67	1	2.074	0.059
白云山 A2	118.847	32.454	0.12	1	—	—
养殖鱼塘 A3	119.034	32.258	0.005	2	2.384	0.026

—:无采集数据

采样时间选取为 2020 年 5 月—2021 年 4 月,每月选择天气晴朗,无风或风速较小的天气进行采样,采样时间段尽量保持在 9:30—11:30 之间,此时间段的温室气体排放速率接近于温室气体的日平均排放速率^[21–22]。首先使用玻璃采水器采集水样(深度约 0.5 m 处)^[4],并通过 0.45 μm 滤膜(MILLIPORE, the USA)过滤,之后装于聚乙烯瓶中。水样采集后低温避光保存至实验室,在 4 ℃ 冰箱冷藏保存,并在 48h 内分析。室内分析的指标包括溶解性总氮(TDN),溶解性总磷(TDP),叶绿素 a(Chl.a)和溶解性总碳(DOC)。TDN、TDP 和 Chl.a 由分光光度计分别采用碱性过硫酸钾消解、钼酸铵和丙酮提取法测定。DOC 的含量由 TOC 分析仪(Shimadzu TOC-L)测定。手持气象站(ZOGLAB HWS3000)用于测定样点气温、相对湿度、气压和风速,校正的多参数水质分析仪(YSI Professional Plus Multiparameter Meter)用于原位测定水温、溶解氧含量(DO)、电导率(EC)和 pH。

1.3 水-气界面 N₂O 排放通量监测

漂浮箱法用于水-气界面 N₂O 排放通量测定。漂浮箱的主体是透明亚克力材质制成的圆桶(直径 24 cm,高 20 cm),箱体表层用铝箔包裹,防止采样过程中太阳辐射所引起的桶内温度变化,箱顶设有风扇,使箱内空气混合均匀。采样前将箱体在通风处倒置,使箱体内气体混合均匀,然后将箱体固定在泡沫板上,并将箱体倒置与水面 9—10 cm 处,使用配有三通阀的注射器和 20 mL 的真空采样管采集气体,分别于箱体下水后的 0、5、10、15、20、25、30 min 采集。采样前缓慢抽推注射器 3 次,以混合采样管和箱内的气体。气体带回实验室,使用气相色谱(GC, Agilent 7890B)分析 N₂O 浓度。N₂O 气体的检测器为电子捕获检测器(ECD),以高纯度氮气(N₂)作为载气,以氢气(H₂)作为燃气,工作温度为 350 ℃。

静态漂浮箱法所测定的 N₂O 水-气界面的日排放通量计算公式为^[23]:

$$F = \frac{dC}{dt} \times \rho \times \frac{T_0}{T} \times \frac{P}{P_0} \times H \times 24 \times 60 \times 10^{-6} \times 100 \times 10^6$$

式中, F :N₂O 日排放通量(μg m⁻² d⁻¹); ρ :气体的密度(g/dm³); H :静态箱高度(m); C : t 时刻箱内温室气体体积混合比浓度(mL/m³); t :时间(min); P :采样地的气压(Pa); T :采样时的绝对温度(K); P_0 , T_0 分别为标准大气压(Pa)以及绝对温度(K)。由于 0 分钟的数据受空气干扰较大,将其舍弃。

1.4 沉积物的采集与测定

不同类型水体底部表层沉积物的样品采集于 2021 年 7 月份,采集样点为所测温室气体的位点。沉积物

样品冷冻干燥和研磨之后过 100 目筛,总碳(TC)和总氮(TN)的含量使用元素分析仪(Eurovector EA3000)进行测定。由于 A2 和 L1 样点的底部为岩石,并未取得沉积物。沉积物的碳、氮含量及 C/N 比见表 1。

1.5 统计分析

采用 EXCEL 2010 和 SPSS 25.0 进行数据的处理和分析。由于同类型水体及不同季节的 N₂O 排放数据不服从正态分布,因此显著性采用 Mann-Whitney U 检验进行分析, $P<0.05$ 代表存在显著性差异。利用 Pearson 相关系数分析水环境因子对于水体 N₂O 排放通量的影响, $P<0.01$ 代表存在相关性。南京市不同水体的面积由 ArcGIS 10.8 提取。每种类型水体的全年日平均排放通量为所有月份水体的日平均排放通量的平均值,每种水体的年 N₂O 排放总量为平均日排放总量乘以每种水体的面积和天数(365)^[18]。

2 结果

2.1 典型水体的水环境变化特征

调查水体年平均水温为(19.3±0.7)℃,不同水体之间无显著差异。水温存在明显的季节性差异,1 月份的水温最低(4.0—4.5℃),8 月份水温达到了(30.8±1.3)℃(图 2)。从 5 月份开始,水温快速升高,在 5 月份到 9 月份之间水温均大于 20℃。水体的溶解氧(DO)浓度变化范围为 0.7—15 mg/L(表 2)。DO 和温度呈显著的负相关关系($P<0.01$)(表 3)。在水温较高的 5—9 月份,水体呈现缺氧环境(DO:(5.3±2.7) mg/L),封闭水体景观池塘和养殖池塘的溶解氧含量低于河流的溶解氧含量(河流:(7.22±3.74) mg/L)(图 2)。水体的 pH 均在中性至弱碱性之间变化(6.9—9.2),不同类型水体的 pH 无显著差异(表 2)。

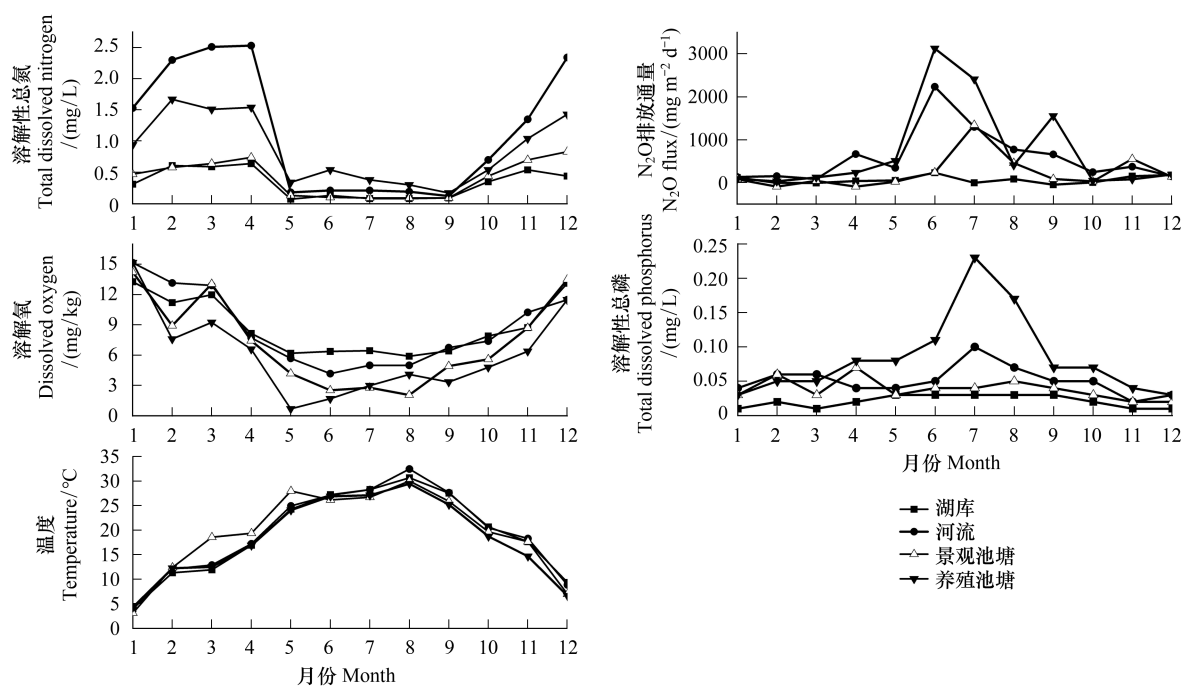


图 2 典型水体平均 N₂O 通量及相关环境因子的月际变化

Fig.2 Monthly changes of average daily N₂O flux in typical waterbodies and related environmental factors

不同类型水体及季节之间的营养水平也存在一定差异。水体的 DOC 浓度范围为 2.9—8.8 mg/L,不同水体之间无显著差异。不同类型水体的 TDN 浓度变化为:河流((1.41±0.31) mg/L)>养殖池塘((0.99±0.87) mg/L)>景观池塘((0.47±0.67) mg/L)>湖库((0.36±0.21) mg/L)(表 2)。其中部分河流和养殖池塘的 TDN 浓度在冬季和春季(12—4 月份)超过了国家《地表水环境质量标准(GB3838—2002)》中的第 V 类水标准(2.0 mg/L)。5—9 月份之间,在较高的水温和较低的溶解氧水平下,水体的 TDN 浓度总体较低:养殖池塘

((0.35±0.14) mg/L)>河流((0.17±0.03) mg/L)>景观池塘和水库((0.10±0.02) mg/L)(图2)。此外,全年观测的结果表明,不同养殖池塘的平均 TDN 浓度差异较大。不同于 TDN,磷的输入水平在 5—9 月份之间快速增加,养殖池塘中 TDP 达到了 0.20 mg/L(图2)。每个监测水体的沉积物碳、氮含量分析表明,沉积物的总碳含量在 0.2%—3.1%之间,总氮含量在 40—1150 mg/kg 之间(表1)。水库沉积物的总碳含量比其他水体较低(平均为 0.4%),而景观池塘绿水湾公园的总氮含量达到了 1150 mg/kg,远远大于其他水体的总氮含量(平均为 313 mg/kg)。

表2 典型水体物理化学参数的平均值

Table 2 Average values of physical and chemical parameters in typical waterbodies

类型 Type	温度 <i>T</i> /℃	pH	总溶解固体 TDS/ (g/L)	总溶解氮 TDN/ (mg/L)	总溶解磷 TDP/ (mg/L)	叶绿素 a Chl-a/ (mg/L)	溶解有机碳 DOC/ (mg/L)	溶解氧 DO/ (mg/L)
湖库 Reservoir	17.7± 8.6	8.2± 0.3	0.22± 0.02	0.36± 0.21	0.02± 0.01	19.18±19.87	4.02± 0.43	9.28± 3.28
河流 River	17.6± 8.0	8.2± 0.5	0.29± 0.05	1.41± 0.31	0.05± 0.03	48.96±99.72	3.81± 0.71	9.82± 4.87
景观池塘 Scenic pond	19.3± 7.9	8.1± 0.5	0.26± 0.06	0.47± 0.67	0.04± 0.07	35.59± 70.41	4.58± 1.71	8.14± 5.07
养殖池塘 Aquaculture pond	17.3± 7.8	8.0± 0.5	0.23± 0.07	0.99± 0.81	0.08± 0.09	77.37± 91.52	6.48± 0.81	6.67± 5.20

T: 温度 Temperature; TDS: 总溶解固体 Total dissolved solids; TDN: 总溶解氮 Total dissolved nitrogen; TDP: 总溶解磷 Total dissolved phosphorus; Chl-a: 叶绿素 a Chlorophyll a; DOC: 溶解性有机碳 Dissolved organic carbon; DO: 溶解氧 Dissolved oxygen

表3 水体的 N₂O 通量和水环境因子之间的 Pearson 相关性Table 3 Pearson correlations between N₂O fluxes and water environmental factors

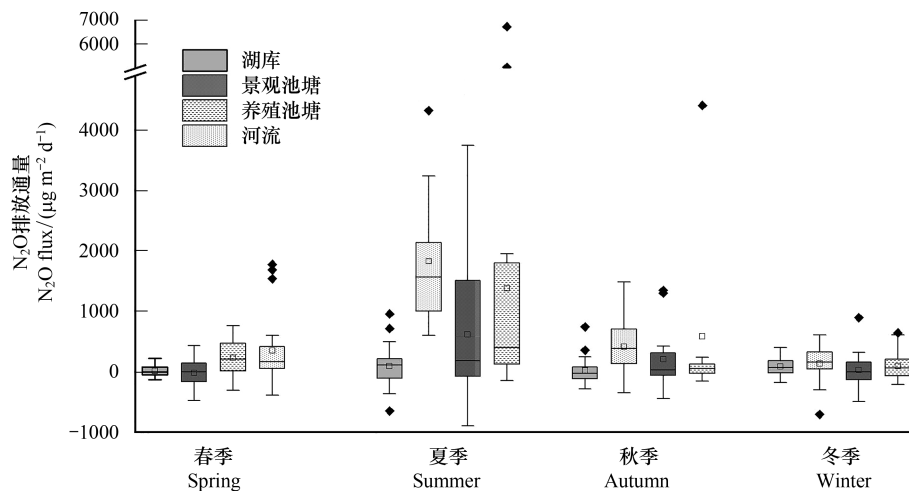
	温度 <i>T</i>	pH	总溶解磷 TDP	总溶解氮 TDN	叶绿素 a Chl-a	溶解 有机碳 DOC	总溶 解固体 TDS	溶解氧 DO	氧化亚氮 排放通量 N ₂ O flux
温度 <i>T</i>	1	-0.032	0.300 **	-0.445 **	0.261 **	0.097	0.059	-0.614 **	0.238 **
pH		1	-0.043	-0.017	0.289 **	-0.151 *	-0.290 **	0.560 **	-0.044
总溶解磷 TDP			1	0.028	0.586 **	0.352 **	-0.016	-0.212 **	0.141 **
总溶解氮 TDN				1	-0.055	0.097	-0.027	0.284 **	-0.001
叶绿素 a Chl-a					1	0.112	-0.034	0.037	0.041
溶解有机碳 DOC						1	0.126	-0.177 **	0.08
总溶解固体 TDS							1	-0.015	-0.063
溶解氧 DO								1	-0.247 **
氧化亚氮排放通量 N ₂ O flux									1

2.2 不同水体的 N₂O 排放特征

河流几乎不表现为 N₂O 吸收汇,封闭水体包括湖库,养殖池塘和景观池塘尤其是夏季期间均在 N₂O 排放源和吸收汇之间相互转变,整体表现为 N₂O 排放源(表4)。养殖池塘和河流的 N₂O 日平均排放通量最大((503±1236) μg m⁻² d⁻¹和(508±797) μg m⁻² d⁻¹),其次为景观池塘((179±989) μg m⁻² d⁻¹),而湖库的整体 N₂O 排放含量最少,仅为(54±212) μg m⁻² d⁻¹,表现为微弱的 N₂O 排放源。水体的 N₂O 排放呈现季节性差异,平均排放通量较大的河流和养殖池塘在夏季的排放通量显著大于其他季节($P<0.05$)(图3)。随着温度升高,N₂O 的排放通量增加,在夏季时达到最大,河流、养殖池塘和景观池塘在夏季时的日平均排放通量分别为(1654±1098) μg m⁻² d⁻¹, (1304±1946) μg m⁻² d⁻¹和(708±1188) μg m⁻² d⁻¹,其夏季的日平均排放通量分别是全年日平均 N₂O 排放通量的 3.2 倍、2.6 倍和 3.9 倍;在冬季时达到最小,河流、养殖池塘和景观池塘的排放通量分别为(136±262) μg m⁻² d⁻¹, (91±221) μg m⁻² d⁻¹, (19±267) μg m⁻² d⁻¹。此外,不同景观池塘和养殖池塘的 N₂O 排放通量相差较大,尤其是在夏季,比如景观池塘绿水湾公园夏季时 N₂O 的排放通量为(2050±1016) μg m⁻² d⁻¹,而中央湿地公园景观池塘表现为 N₂O 吸收汇,其排放通量为(-316±367) μg m⁻² d⁻¹。

表 4 南京市典型水体 N₂O 年排放估算Table 4 Calculations of annual N₂O emissions from typical waterbodies in Nanjing

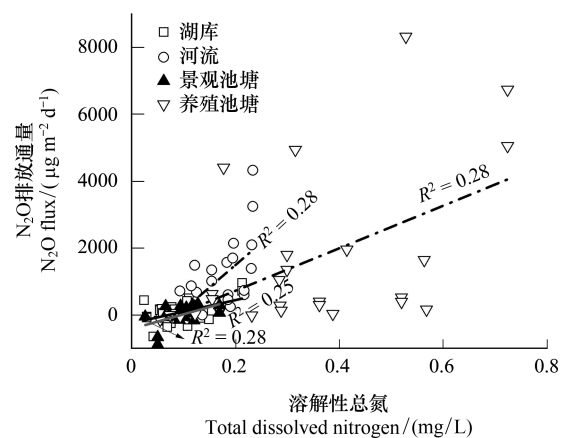
类型 Types	面积 Area/km ²	N ₂ O 日平均排放含量 Daily emission/ ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	N ₂ O 年排放含量 Emission footprint/ (Mg/a)	二氧化碳年排放当量 CO ₂ -equivalent emission footprint/(Mg/a)
湖库 Reservoir	249.03	54	4.91	1463.18
河流 River	329.54	509	61.22	18243.56
景观池塘 Scenic pond	74.41	180	4.89	1457.22
养殖池塘 Aquaculture ponds	94.91	504	17.47	5206.06
总计 Total	747.89	—	88.49	26370.02

图 3 典型水体 N₂O 通量的季节变化Fig.3 Seasonal changes of N₂O fluxes in typical waterbodies

根据南京市不同类型水体的面积,估算了南京市水体的 N₂O 年排放量(表 4)。南京市水体面积为 748 km², N₂O 排放总量为 88 Mg/a, 相当于 26370 Mg/a CO₂。河流约占南京市水体面积的 45%, 达到了水体 N₂O 排放总量的 70%, 而小型封闭水体池塘贡献了南京市约 25% 的水体 N₂O 排放。

2.3 N₂O 排放通量和水环境因子的关系

相关性分析表明, 水体全年的 N₂O 排放通量数据和温度、DO 含量分别呈显著正相关和负相关($P < 0.01$) (表 3)。除此之外, 河流的全年 N₂O 排放通量和风速、pH 分别呈显著的正相关和负相关($P < 0.01$) (图 5)。随着温度的上升, 尤其是从 5 月份开始, 水体中的 DO 含量大幅度下降, N₂O 的排放量增加(图 2)。在 5 月份到 9 月份之间, 水体的 TDN 浓度处于较低水平, 此时每种典型水体(除绿水湾公园) N₂O 排放含量和 TDN 浓度呈显著的正相关($P < 0.01$, $R^2 = 0.25—0.28$) (图 4), 而此时在较低的 DO 水平下, 除河流的 N₂O 排放含量和

图 4 5 月份—9 月份之间典型水体 N₂O 排放通量和可溶性总氮(TDN)的线性相关关系(不包括绿水湾公园)Fig.4 Liner regression analysis between N₂O fluxes and total dissolved nitrogen (TDN) content in different waterbodies starting from May to September

DO 呈现负相关关系外 ($P < 0.01$, 图 5), 封闭水体的 N_2O 排放含量不受 DO 含量限制。景观池塘绿水湾公园较高的 N_2O 排放含量水平量对应沉积物中较多的氮含量。

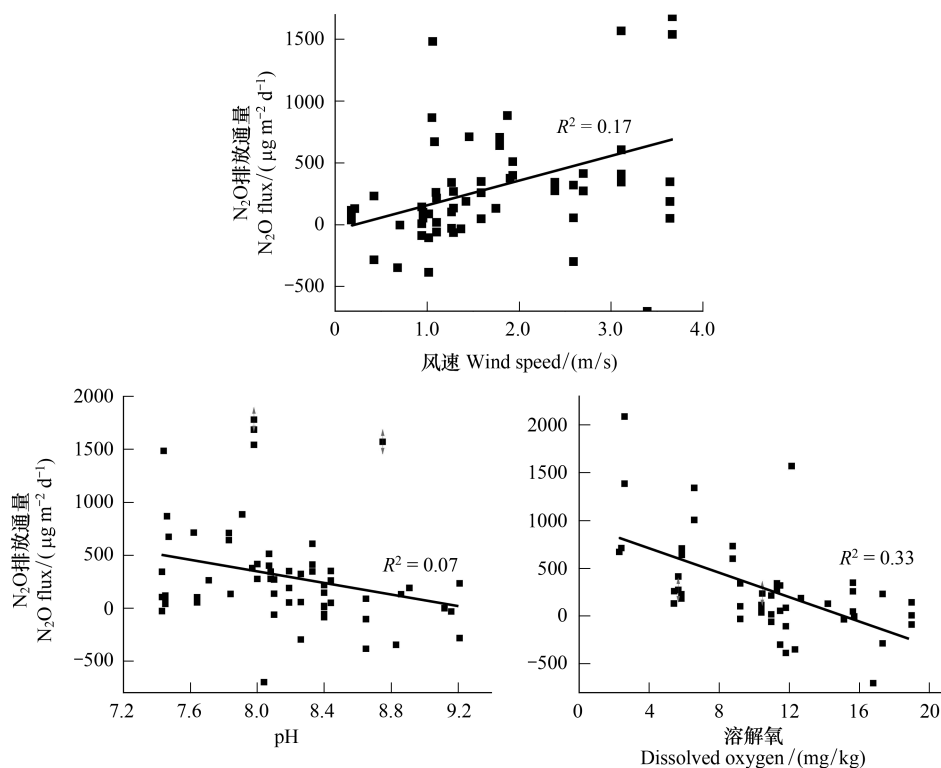


图 5 河流全年 N_2O 排放通量和风速、pH 的关系以及 5—9 月份 N_2O 排放通量和溶解氧 DO 的关系

Fig.5 Liner regression analysis between annual daily N_2O fluxes and wind speed, pH as well as DO starting from May to September in Rivers

3 讨论

3.1 不同类型水体的 N_2O 排放特征

通过对南京市江北新区不同类型的水体长达一年的观测,典型水体的 N_2O 排放水平与过去存在的研究进行了对比。与文献中不同类型的水体比较结果相一致,城市湖库的 N_2O 排放通量比其他类型的水体小。研究区域湖库的 N_2O 排放通量范围为 $-644—954 \mu g m^{-2} d^{-1}$, 平均为 $54 \mu g m^{-2} d^{-1}$, 其平均排放水平与澳大利亚亚热带地区湖库以及中国广东省中大型水库相当^[24–25], 而远远小于 Deemer 等对全球湖库 N_2O 排放通量的统计(平均: $(300 \pm 900) \mu g m^{-2} d^{-1}$, $n = 58$)^[26]。其原因可能是 Deemer 等所统计的研究对象大部分为北美地区高度富营养化的湖库。与湖库相比,研究区域河流的 N_2O 排放通量范围为 $-701—4332 \mu g m^{-2} d^{-1}$, 平均为 $(508 \pm 797) \mu g m^{-2} d^{-1}$, 与中国亚热带气候季风区长江干流以及支流的大部分河流具有可比性^[27–28], 处于全球江河 N_2O 平均排放通量的较高水平 ($-856—255 \times 10^3 \mu g m^{-2} d^{-1}$)^[29]。研究区域河流的氮输入水平和日平均 N_2O 排放通量与已报道的太湖流域城市河流的氮输入水平和日平均 N_2O 排放通量 (TDN: $(2.3 \pm 0.8) mg/L$, N_2O 排放通量: $(1104 \pm 1188) \mu g m^{-2} d^{-1}$) 具有可比性^[30], 但远远小于已报道的上海 ($NH_4^+ + NO_3^-$: $9.0 mg/L$, N_2O 排放通量: $1910 \mu g m^{-2} d^{-1}$) 和巢湖流域城市 (TDN: $(7.7 \pm 4.3) mg/L$, N_2O 排放通量: $188000 \mu g m^{-2} d^{-1}$)^[16,31], 其可归根于上海和巢湖城市流域河流较高的氮输入水平(表 5)。

表 5 国内外典型亚热带水体 N₂O 排放通量对比
Table 5 Comparison of N₂O fluxes in different subtropical waterbodies at home and abroad

研究对象 Research object	所属地区 Region	监测时间 Monitoring time	N ₂ O 排放通量 N ₂ O flux/ ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	方法 Methods	数据来源 Data sources
湖库 Reservoir	澳大利亚	2012.03 和 2014.02	29—56	漂浮箱法	[24]
广东湖库 Guangdong reservoir	中国	2011 丰水期和枯水期	30—374	边界层模型法	[25]
湖库 Reservoir	全球	—	平均:300±900	—	[26]
三峡水库 Sanxia reservoir	中国	2009.02 至 2009.11	平均: 305±458	漂浮箱法	[32]
长江支流 Changjiang tributaries	中国	2011.02、05、10	平均:440	漂浮箱法	[27]
长江 Yangtze river	中国	2007.06 至 2008.05	平均: 576±584	边界层模型法	[33]
太湖流域源头 Headwaters of Tai lake	中国	2011.01 至 2022.09	平均: 416	漂浮箱法	[34]
太湖流域河流 Rivers of Tai lake	中国	2020.07 至 2020.08	平均: 1104±1188	漂浮箱法	[30]
上海河流 Rivers of Shanghai	中国	2010.02 至 2011.10	平均: 1910	边界层模型法	[31]
安徽巢湖流域 Rivers of Chaohu	中国	2018.02 至 2018.11	平均:18800	漂浮箱法	[16]
闽江养殖池塘 Aquaculture ponds of the Minjiang river	中国	2012.06 至 2012.11	平均:283	漂浮箱法	[23]
闽江养殖池塘 Aquaculture ponds of the Minjiang river	中国	2017.06 至 2017.11	17—960	边界层模型法	[39]
重庆景观池塘 Scenic ponds in Chongqing	中国	2019.01、04、07、10	平均: 5200±2000	漂浮箱法	[40]

目前越来越多的研究表明小型封闭水体包括养殖池塘、景观池塘等为 CO₂ 和 CH₄ 的持续排放源^[35—37],但对于 N₂O 的排放缺乏监测数据^[4],因此无法准确预测小型封闭水体的 N₂O 排放。本研究通过对 3 个养殖池塘和 3 个景观池塘全年的 N₂O 水-气界面排放通量监测表明,小型封闭水体也是 N₂O 的重要排放源。而且不同养殖池塘和景观池塘的 N₂O 通量变化范围均较大,分别为-310—6740 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 和-890—3751 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$,平均值为 504 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 和 179 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$,较大的通量变化范围可能由池塘的不同管理方式及水文化学条件造成,比如营养物质的输入和水的深度、植被覆盖等,因此加强小型封闭水体的管理是控制小型封闭水体 N₂O 排放的关键。由于大量有机肥料、粪肥和其他营养元素的持续输入,仅存的研究表明养殖池塘的 N₂O 排放潜力较大^[23,38]。此研究得出了与之一致的结论,养殖池塘的 N₂O 平均排放水平和流动水体河流的排放水平相当。景观池塘的 N₂O 排放通量虽然仅为养殖池塘的三分之一,但随着城市化建设用地的增加,景观池塘的面积日益剧增,因此对景观池塘 N₂O 排放的监测不容忽视。目前,对于城市景观水体 N₂O 的排放仅存在一篇报道,庞等报道了位于亚热带地区重庆市 10 个典型景观池塘的 N₂O 排放通量范围为 1612—14172 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$,平均值为 5000 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$,与本研究区域 N₂O 排放含量的差异较大,约为本研究景观池塘 N₂O 平均排放通量的 25 倍^[40],其原因可能是重庆市景观水体的水文化学条件和本研究的景观池塘有差异:例如重庆景观水体的总氮浓度((0.81±0.34) mg/L)和 DOC 浓度(7.1—17.9 mg/L)要大于本研究中景观水体中 TDN 和 DOC 的浓度。为正确评估景观池塘 N₂O 排放对水体 N₂O 排放的贡献,未来应加强景观水体 N₂O 排放的监测。

3.2 环境因子对 N₂O 排放特征的影响

首先,水体的 N₂O 排放通量呈现较强的季节变异性。此发现与过去众多研究结果相一致,即温度对水体

N_2O 排放具有重要影响。Venkiteswaran 等在 2005—2012 年之间测定了加拿大格兰河的 N_2O 排放通量,也表明了当水体温度在 $20\text{ }^\circ\text{C}$ 之上时,河流 N_2O 的排放显著增加^[41]。较高的温度增强了微生物的代谢活动,促进了硝化和反硝化作用的进行,硝化作用和反硝化作用的最适温度为 $25\text{--}30\text{ }^\circ\text{C}$,而低于 $10\text{ }^\circ\text{C}$ 时,硝化作用和反硝化作用将被抑制^[39]。此外,水温的升高加快了微生物对水体中 DOC 的利用,使水体的 DO 浓度快速下降,而且在较高的温度下,氧气的溶解度较低,二者共同促进了水体兼性厌氧条件的出现,兼性厌氧条件进一步增强了不完全反硝化作用的进行,促进了 N_2O 的排放。DO 浓度的下降在增加 N_2O 排放通量的同时,也在一定程度上抑制了 N_2O 的排放:当 DO 浓度下降时,促进了反硝化作用的完全进行,除产生 N_2 之外,同时一部分硝酸盐异化还原为 NH_4^+ ,进而 NH_4^+ 吸附于沉积物中,使水体中的 TDN 浓度降低。这也解释了在 5 月份—9 月份之间水体 TDN 水平较低的原因。在 5 月份之间—9 月份之间,较低的 TDN 浓度使得 N_2O 的排放受到总氮水平的限制,因此 N_2O 的排放与 TDN 浓度呈显著的正相关关系。河流和养殖池塘较高的 TDN 水平贡献于较高的 N_2O 水-气界面排放通量,而湖库及 TDN 浓度较低的景观池塘,由于完全反硝化作用的进行,使得水中 N_2O 溶解度较低,进而成为 N_2O 的吸收汇。Webb 等调查了加拿小型封闭水体夏季的 N_2O 排放通量,发现 67% 的水体为 N_2O 吸收汇^[4]。不同类型水体全年 N_2O 的排放与 TDN 没有发现相关关系,充分说明在温度较低的 10 月份到次年 4 月份,抑制 N_2O 排放的环境因子并不是总氮输入,而是受到低温和较高浓度 DO 水平的限制。Venkiteswaran 等在研究河流的 N_2O 排放特征时,得出了相似的结论,在 DO 浓度较高的情况下,氮输入与 N_2O 的排放并无直接关系^[41]。除 TV、DO 以及温度之外,pH 也是控制硝化作用和反硝化作用的重要因素,此研究发现流动水体河流的 N_2O 排放通量和 pH 呈显著的负相关。过去研究表明 pH 的增加将会促进硝化作用 N_2O 产生,而降低反硝化作用 N_2O 的产生^[42,43]。此现象结合河流和 DO 的负相关关系,潜在说明了反硝化作用在河流 N_2O 产生中起主导作用。此结论与过去研究相一致,Beaulieud 等^[44]和 Thuan 等^[45]利用氮同位素测定也证明了反硝化作用为 N_2O 排放的主要方式。此研究所调查的南京景观水体 N_2O 排放通量相比于重庆市的小,其普遍较高的 pH 值也是潜在原因之一。此外,水动力因素也是不同水体 N_2O 排放通量的差异原因之一。河流的风速与 N_2O 排放水平呈正相关关系,可能归因于风速以及河流较大的流速将加快在 N_2O 水-气界面的扩散^[42],从而贡献于较高的水-气界面 N_2O 排放通量,虽然封闭水体较低的流速和湍流使溶解氧的含量较低,但限制了 N_2O 水-气界面的扩散,贡献于较低的 N_2O 水-气界面通量,这也是此研究发现流动水体河流的 N_2O :TDN 比例较高的重要原因。除水化学和水动力因素之外,沉积物的地球化学循环过程是影响水-气界面 N_2O 排放通量的重要因素^[46]。沉积物-水界面是进行氨化作用、硝化作用及反硝化作用的活跃区,沉积物中较高的 TOC 含量可促进反硝化作用的完全进行或不完全进行, N_2O 通过垂直扩散作用影响水体中 N_2O 的浓度和排放通量,因此除较低的 TDN 外,湖库沉积物中较低的 TOC 含量也是湖库较其他类型水体具有较低的水-气界面 N_2O 排放通量的原因之一。此外,河流和池塘由于水深较浅,具有较长的沉积物和上覆水的接触时间,对于水-气界面 N_2O 的排放通量具有一定的影响。尤其在夏季时,沉积物-水界面具有较低的 DO 含量,反硝化作用的完全进行成为水体 N_2O 吸收汇的原因之一,比如中央湿地公园;反之,沉积物-水界面不完全反硝化作用的进行,通过快速扩散增加了水-气界面 N_2O 的排放通量,绿水湾公园沉积物的氮总量是其他景观池塘的近 10 倍,其 N_2O 的排放通量也远高于其他景观水体。Wang 等在研究北京市河流的 N_2O 排放时,发现河流沉积物的厚度较大时, N_2O 水-气界面通量越大^[18]。Soued 等研究了加拿大地区多种水体 N_2O 的夏季排放通量特征,发现由于河流和池塘具有较长的沉积物-水接触时间,夏季时沉积物完全反硝化作用的进行使 45% 的河流和 66% 的池塘成为 N_2O 吸收汇^[20]。

3.3 此研究对于区域性 N_2O 排放的核算及减排意义

通过南京市江北新区不同类型水体的 N_2O 排放通量原位监测,对南京市水体 N_2O 的排放通量进行了估算,南京市水体每年排放约 $88\text{ Mg } \text{N}_2\text{O}$,相当于 26370 Mg CO_2 。Wang 等监测了北京市河流和湖库的 N_2O 排放通量,并估算了北京市水体 N_2O 的年排放量^[18],对比表明南京市水体面积尽管是北京市水体面积的 1.6 倍, N_2O 排放总量仅为北京市水体的 30%,因此南京市水体 N_2O 总体排放水平较低。但此研究结果可能低估了

南京市水体 N₂O 的排放通量。过去也有研究对南京市的单一水体进行调查,其所测水体的 TDN 浓度和 N₂O 平均排放通量要大于此研究的结果;Yan 等监测了南京市市区秦淮河的 N₂O 排放通量,其平均排放通量和 TN 平均浓度分别为 3146 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ 和 8.1 mg/L ^[47];Liu 等监测了南京市一个养殖池塘的 N₂O 排放通量,其 N₂O 排放通量平均为 1154 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ^[48];韩洋等调查了南京市秦淮河、金川河和团结河春季的 N₂O 排放通量,其调查结果也远远大于此研究^[49]。尽管如此,本调查所估计的南京市水体 N₂O 的排放已经远远超出了北京市生物质燃烧所排放的 N₂O(30 Mg)^[50],因此有必要将城市水体 N₂O 的排放核算在城市 N₂O 排放清单中。在今后的调查中应覆盖更多的南京市水体,以提高估算的精度。

为了降低城市水体的 N₂O 排放含量,必须严格控制城市水体氮的输入,尤其是水温较高的夏季。此外,本研究表明小型封闭水体池塘也是 N₂O 的重要排放源。目前,在全球范围内约有 16000000 个小型封闭水体^[51],而仅存在不到 400 小型封闭水体 N₂O 排放的报道^[5],随着城市化进程的加快,此类型小型封闭水体数目将与日剧增,为准确评估小型封闭水体对于地区 N₂O 排放的贡献,今后的研究需考虑在全球尺度不同地理位置的小型封闭水体进行长期的时空监测。

4 结论

(1)南京市典型水体湖库、河流、景观池塘和养殖池塘整体均表现为 N₂O 排放源,河流和养殖池塘的平均 N₂O 排放通量最大,景观池塘次之,而湖库表现为微弱的 N₂O 排放源。河流对南京市水体 N₂O 排放通量的贡献达到了 70%,其中小型封闭水体贡献了南京市水体 25%的 N₂O 排放,并表现出明显的空间差异。

(2)水体的 N₂O 排放表现出季节差异,河流和养殖池塘夏季的 N₂O 排放通量显著高于其他季节。

(3)水体 N₂O 的全年排放与温度和 DO 浓度分别呈显著的正相关和负相关。而在水温较高(>20 °C)的 5 月份—9 月份之间,水体中 TDN 浓度较低,N₂O 的排放受到氮输入水平的限制。因此,控制氮输入水平尤其是在较高的温度下是控制城市水体 N₂O 排放的有利措施。

参考文献(References):

- [1] Reay D, Sabine C, Smith P, Hymus G. Intergovernmental Panel on Climate Change. Fourth Assessment Report. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [2] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*, 2009, 326(5949): 123-125.
- [3] Tian H Q, Xu R T, Canadell J G, Thompson R L, Winiwarter W, Suntharalingam P, Davidson E A, Ciais P, Jackson R B, Janssens-Maenhout G, Prather M J, Regnier P, Pan N Q, Pan S F, Peters G P, Shi H, Tubiello F N, Zaehle S, Zhou F, Arneeth A, Battaglia G, Berthet S, Bopp L, Bouwman A F, Buitenhuis E T, Chang J, Chipperfield M P, Dangal S R S, Dlugokencky E, Elkins J W, Eyre B D, Fu B J, Hall B, Ito A, Joos F, Krummel P B, Landolfi A, Laruelle G G, Lauerwald R, Li W, Lienert S, Maavara T, MacLeod M, Millet D B, Olin S, Patra P K, Prinn R G, Raymond P A, Ruiz D J, van der Werf G R, Vuichard N, Wang J J, Weiss R F, Wells K C, Wilson C, Yang J, Zhao Y Z. A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks. *Nature*, 2020, 586(7828): 248-256.
- [4] Webb J R, Hayes N M, Simpson G L, Leavitt P R, Baulch H M, Finlay K. Widespread nitrous oxide undersaturation in farm waterbodies creates an unexpected greenhouse gas sink. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(20): 9814-9819.
- [5] DelSontro T, Beaulieu J J, Downing J A. Greenhouse gas emissions from lakes and impoundments: upscaling in the face of global change. *Limnology and Oceanography Letters*, 2018, 3(3): 64-75.
- [6] Syakila A, Kroeze C. The global nitrous oxide budget revisited. *Greenhouse Gas Measurement and Management*, 2011, 1(1): 17-26.
- [7] Maavara T, Lauerwald R, Laruelle G G, Akbarzadeh Z, Bouskill N J, van Cappellen P, Regnier P. Nitrous oxide emissions from inland waters: are IPCC estimates too high? *Global Change Biology*, 2019, 25(2): 473-488.
- [8] Qin, X B, Li, Y, Goldberg, S, Wan, Y F, Fan, M R, Liao, Y L, Wang, B, Gao, Q Z, Li, Y. Assessment of Indirect N₂O Emission Factors from Agricultural River Networks Based on Long-Term Study at High Temporal Resolution. *Environ. Sci. Technol.*, 2019, 53, 10781-10791.
- [9] 杨平, 全川. 淡水水生生态系统温室气体排放的主要途径及影响因素研究进展. *生态学报*, 2015, 35(20): 6868-6880.
- [10] Wang M L, Hu R G, Zhao J S, Kuzyakov Y, Liu S R. Iron oxidation affects nitrous oxide emissions via donating electrons to denitrification in

- paddy soils. *Geoderma*, 2016, 271: 173-180.
- [11] Aben R C H, Barros N, van Donk E, Frenken T, Hilt S, Kazanjian G, Lamers L P M, Peeters E T H M, Roelofs J G M, de Senerpont Domis L N, Stephan S, Velthuis M, van de Waal D B, Wik M, Thornton B F, Wilkinson J, DelSontro T, Kosten S. Cross continental increase in methane ebullition under climate change. *Nature Communications*, 2017, 8(1): 1682.
- [12] Zheng Y J, Wu S, Xiao S Q, Yu K, Fang X T, Xia L L, Wang J Y, Liu S W, Freeman C, Zou J W. Global methane and nitrous oxide emissions from inland waters and estuaries. *Global Change Biology*, 2022, 28(15): 4713-4725.
- [13] Turner P A, Griffis T J, Baker J M, Lee X, Crawford J T, Loken L C, Venterea R T. Regional-scale controls on dissolved nitrous oxide in the upper Mississippi River. *Geophysical Research Letters*, 2016, 43(9): 4400-4407.
- [14] Li X F, Qi M T, Gao D Z, Liu M, Sardans J, Peñuelas J, Hou L J. Nitrous oxide emissions from subtropical estuaries: insights for environmental controls and implications. *Water Research*, 2022, 212: 118110.
- [15] Renouf M A, Serrao-Neumann S, Kenway S J, Morgan E A, Low Choy D. Urban water metabolism indicators derived from a water mass balance - Bridging the gap between visions and performance assessment of urban water resource management. *Water Research*, 2017, 122: 669-677.
- [16] Zhang W S, Li H P, Xiao Q T, Li X Y. Urban rivers are hotspots of riverine greenhouse gas (N_2O , CH_4 , CO_2) emissions in the mixed-landscape chaoahu lake basin. *Water Research*, 2021, 189: 116624.
- [17] Zhang W S, Li H P, Xiao Q T, Jiang S Y, Li X Y. Surface nitrous oxide (N_2O) concentrations and fluxes from different rivers draining contrasting landscapes: spatio-temporal variability, controls, and implications based on IPCC emission factor. *Environmental Pollution*, 2020, 263: 114457.
- [18] Wang G Q, Xia X H, Liu S D, Zhang S B, Yan W J, McDowell W H. Distinctive patterns and controls of nitrous oxide concentrations and fluxes from urban inland waters. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(12): 8422-8431.
- [19] Wang Q Q, Xia X H, Liu S D, Zhang L, Zhang S B, Wang J F, Xi N N, Zhang Q R. Intense methane ebullition from urban inland waters and its significant contribution to greenhouse gas emissions. *Water Research*, 2021, 189: 116654.
- [20] Soued C, Del Giorgio P A, Maranger R. Nitrous oxide sinks and emissions in boreal aquatic networks in Québec. *Nature Geoscience*, 2016, 9(2): 116-120.
- [21] Huynh L T, Harada H, Fujii S, Nguyen L P H, Hoang T H T, Huynh H T. Greenhouse gas emissions from blackwater septic systems. *Environmental Science and Technology*, 2021, 55(2): 1209-1217.
- [22] Wu S, Chen J, Li C, Kong D L, Yu K, Liu S W, Zou J W. Diel and seasonal nitrous oxide fluxes determined by floating chamber and gas transfer equation methods in agricultural irrigation watersheds in southeast China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2018, 190(3): 122.
- [23] Yang P, He Q H, Huang J F, Tong C. Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China. *Atmospheric Environment*, 2015, 115: 269-277.
- [24] Sturm K, Yuan Z, Gibbes B, Werner U, Grinham A. Methane and nitrous oxide sources and emissions in a subtropical freshwater reservoir, South East Queensland, Australia. *Biogeosciences*, 2014, 11(18): 5245-5258.
- [25] 张晓萌. 广东省 17 座大中型水库及其入库河流 N_2O 分布与水-气交换通量的研究[D]. 广州: 暨南大学, 2012.
- [26] Deemer B R, Harrison J A, Li S Y, Beaulieu J J, DelSontro T, Barros N, Bezerra-Neto J F, Powers S M, dos Santos M A, Vonk J A. Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis. *BioScience*, 2016, 66(11): 949-964.
- [27] Chen N W, Wu J Z, Zhou X P, Chen Z H, Lu T. Riverine N_2O production, emissions and export from a region dominated by agriculture in Southeast Asia (Jiulong River). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2015, 208: 37-47.
- [28] 夏星辉, 杨腾, 杨萌, 王嘉伟, 郭智辉, 冯亚楠, 李光录, 崔坤政, 张力伟, 张思波. 中国江河氧化亚氮的排放及其影响因素. *环境科学学报*, 2020, 40(8): 2679-2689.
- [29] Hu M P, Chen D J, Dahlgren R A. Modeling nitrous oxide emission from rivers: a global assessment. *Global Change Biology*, 2016, 22(11): 3566-3582.
- [30] Song K, Senbati Y, Li L, Zhao X L, Xue Y P, Deng M. Distinctive microbial processes and controlling factors related to indirect N_2O emission from agricultural and urban rivers in Taihu watershed. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(7): 4642-4654.
- [31] Yu Z J, Deng H G, Wang D Q, Ye M W, Tan Y J, Li Y J, Chen Z L, Xu S Y. Nitrous oxide emissions in the Shanghai river network: Implications for the effects of urban sewage and IPCC methodology. *Global Change Biology*, 2013, 19(10): 2999-3010.
- [32] Zhu D, Chen H, Yuan X Z, Wu N, Gao Y H, Wu Y, Zhang Y M, Peng C H, Zhu Q A, Yang G, Wu J H. Nitrous oxide emissions from the surface of the Three Gorges Reservoir. *Ecological Engineering*, 2013, 60: 150-154.
- [33] 赵静, 张桂玲, 吴莹, 张经. 长江溶存氧化亚氮的分布与释放. *环境科学学报*, 2009, 29(9): 1995-2002.
- [34] 袁淑方, 王为东. 太湖流域源头溪流氧化亚氮(N_2O)释放特征. *生态学报*, 2012, 32(20): 6279-6288.
- [35] Holgersson M A. Drivers of carbon dioxide and methane supersaturation in small, temporary ponds. *Biogeochemistry*, 2015, 124(1/3): 305-318.
- [36] Grinham A, Albert S, Deering N, Dunbabin M, Bastviken D, Sherman B, Lovelock C E, Evans C D. The importance of small artificial water

- bodies as sources of methane emissions in Queensland, Australia. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2018, 22(10): 5281-5298.
- [37] Holgersson M A, Raymond P A. Large contribution to inland water CO_2 and CH_4 emissions from very small ponds. *Nature Geoscience*, 2016, 9(3): 222-226.
- [38] Yang P, Yang H, Lai D Y F, Guo Q Q, Zhang Y F, Tong C, Xu C B, Li X F. Large contribution of non-aquaculture period fluxes to the annual N_2O emissions from aquaculture ponds in Southeast China. *Journal of Hydrology*, 2020, 582: 124550.
- [39] Yang P, Wang D Q, Lai D Y F, Zhang Y F, Guo Q Q, Tian L S, Yang H, Tong C, Li X F. Spatial variations of N_2O fluxes across the water-air Interface of mariculture ponds in a subtropical estuary in southeast China. *Journal of Geophysical Research*, 2020, 125(9): e2019JG005605.
- [40] 庞吉丽, 王晓锋, 刘婷婷, 吴胜男, 黄婷, 赵舒宁, 吴文洁, 陈彦蓉. 城市小型景观水体溶存 N_2O 浓度及排放通量特征. *生态学报*, 2021, 41(22): 8991-9007.
- [41] Venkiteswaran J J, Rosamond M S, Schiff S L. Nonlinear response of riverine N_2O fluxes to oxygen and temperature. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(3): 1566-1573.
- [42] Hu Z, Lee J W, Chandran K, Kim S, Khanal S K. Nitrous oxide (N_2O) emission from aquaculture: a review. *Environmental Science & Technology*, 2021, 46(12): 6470-6480.
- [43] Hama-Aziz Z Q, Hiscock K M, Cooper R J. Indirect nitrous oxide emission factors for agricultural field drains and headwater streams. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(1): 301-307.
- [44] Beaulieu J J, Tank J L, Hamilton S K, Wollheim W M, Hall Jr R O, Mulholland P J, Peterson B J, Ashkenas L R, Cooper L W, Dahm C N, Dodds W K, Grimm N B, Johnson S L, McDowell W H, Poole A C, Valett H M, Arango C P, Bernot M J, Burgin A J, Crenshaw C L, Helton A M, Johnson L T, O'Brien J M, Potter J D, Sheibley R W, Sobota D J, Thomas S M. Nitrous oxide emission from denitrification in stream and river networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(1): 214-219.
- [45] Thuan N C, Koba K, Yano M, Makabe A, Kinh C T, Terada A, Toyoda S, Yoshida N, Tanaka Y, Katsuyama M, Yoh M. N_2O production by denitrification in an urban river: evidence from isotopes, functional genes, and dissolved organic matter. *Limnology*, 2018, 19(1): 115-126.
- [46] Xia X H, Zhang S B, Li S L, Zhang L W, Wang G Q, Zhang L, Wang J F, Li Z H. The cycle of nitrogen in river systems: sources, transformation, and flux. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2018, 20(6): 863-891.
- [47] Yan X, Han H J, Qiu J, Zhang L, Xia Y Q, Yan X Y. Suburban agriculture increased N levels but decreased indirect N_2O emissions in an agricultural-urban gradient river. *Water Research*, 2022, 220: 118639.
- [48] Liu S W, Hu Z Q, Wu S, Li S Q, Li Z F, Zou J W. Methane and nitrous oxide emissions reduced following conversion of rice paddies to inland crab-fish aquaculture in Southeast China. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(2): 633-642.
- [49] 韩洋, 郑有飞, 吴荣军, 尹继福, 徐静馨, 徐盼. 南京典型水体春季温室气体排放特征研究. *中国环境科学*, 2013, 33(8): 1360-1371.
- [50] Li Y, Du W, Huisin D. Challenges in developing an inventory of greenhouse gas emissions of Chinese cities: a case study of Beijing. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 161: 1051-1063.
- [51] Lehner B, Liermann C R, Revenga C, Vörösmarty C, Fekete B, Crouzet P, Döll P, Endejan M, Frenken K, Magome J, Nilsson C, Robertson J C, Rödel R, Sindorf N, Wisser D. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9(9): 494-502.