

罗马湖旁路/离线人工湿地系统 CO₂、CH₄和N₂O排放通量动态研究

王朝旭, 祝贵兵*, 冯晓娟, 叶磊, 尹澄清

(中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要: 为了研究旁路/离线人工湿地系统在净化水体时的温室气体排放状况及其与环境因子的关系, 于2010年7~11月, 采用静态箱—气相色谱法, 对罗马湖旁路/离线人工湿地系统的3个不同景观结构单元(温榆河龙道河交叉处河岸带S1采样点、龙道河河道S2采样点和罗马东湖湖岸带S3采样点)的CO₂、CH₄和N₂O排放通量进行了同步采样和对比研究, 探讨了影响温室气体排放的主要环境因子。研究表明, 该湿地系统CO₂、CH₄和N₂O的排放通量都有明显的时空变化特征。从空间上看, S1采样点和S2采样点的CO₂月平均排放通量较高, 分别为73.5 mg/(m²·h)和75.1 mg/(m²·h), 与其表层(0~5 cm)沉积物中较高的有机质含量(7.04~29.4 g/kg)有关。S2采样点的CH₄月平均排放通量[4.78 mg/(m²·h)]高于S1采样点[1.59 mg/(m²·h)]和S3采样点[1.70 mg/(m²·h)], 其与该采样点水体中的氧化还原电位显著负相关($r = -0.779, p < 0.01$)。3个不同景观结构单元的N₂O排放通量差异不大[0.022~0.025 mg/(m²·h)]; 相关性分析结果表明, N₂O排放通量与表层沉积物的NO₂—N含量显著正相关($r = 0.689, p < 0.05$)。从时间上看, 水温是影响旁路/离线人工湿地系统运行时CH₄和N₂O排放通量的重要环境因子。

关键词: 旁路/离线人工湿地; 温室气体; 排放通量; 环境因子; 罗马湖

中图分类号: X511 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-5948(2014)02-127-07

大气中的二氧化碳(CO₂)、甲烷(CH₄)和氧化亚氮(N₂O)被认为是最重要的温室气体^[1], N₂O和CH₄的温室效应分别为CO₂的300倍和20~30倍^[2]。大气中温室气体的体积分数升高导致的全球气候变化是人类共同关注的问题, 是世界经济可持续发展和国际社会所面临的巨大挑战。因此, 温室气体排放的研究已成为全球变化研究中的焦点问题^[3]。湿地是全球生态系统中与温室气体排放密切相关的重要生态系统之一, 尽管湿地面积仅占全球陆地总面积的5%, 但其N₂O和CH₄排放量分别占目前全球年排放总量的20%和25%^[4,5]。

人工湿地作为20世纪70年代发展起来的一种新型污水生态处理技术, 以其建设运营成本低、去除氮和磷能力强、工艺简单、可缓冲水力和污染负荷的冲击等优点, 近年来在世界各地得到了广泛的应用^[6]。以往关于温室气体排放的研究多集

中在草原生态系统、森林生态系统、旱地农田生态系统、沼泽、稻田和水库生态系统^[7-12], 而对人工湿地的研究多集中在水体净化方面, 对其温室气体排放通量方面的研究相对较少。旁路/离线人工湿地系统是将河水从旁路引出, 采用净化河道以及深度净化塘等一系列生态工程单元, 来去除氮、磷营养元素以净化水体的技术。本研究拟通过对罗马湖旁路/离线人工湿地系统内3个主要结构单元(河岸带、输水河道和湖岸带)为期5个月(2010年7~11月)的野外原位观测实验, 探讨旁路/离线人工湿地中3种主要温室气体(CO₂、CH₄和N₂O)排放通量的变化规律及其与环境因子的相互关系。

1 材料与方法

1.1 采样点设置

罗马湖旁路/离线人工湿地位于北京市顺义

收稿日期: 2013-05-20; 修订日期: 2014-01-06

基金项目: 国家自然科学基金项目(21277156和41322012)、国家水专项项目(2009ZX07209-005)、环境模拟与污染控制国家重点联合实验室专项经费项目(12L03ESPC)和北京市科技新星计划项目(2011095)资助。

作者简介: 王朝旭(1981-), 男, 河南省郑州人, 博士, 主要从事湿地生态学研究。E-mail: cxwang127@126.com

*通讯作者: 祝贵兵, 副研究员。E-mail: gbzhu@rcees.ac.cn

区,是温榆河(北运河上游)的离线人工湿地处理系统。该地区的年平均气温为 11.5℃,多年平均的 6~8 月降水量为 463 mm,占年降水量的 76%,属于半湿润季风气候地区。温榆河该段水体污染严重,其中 NH_4^+-N 含量为 11.0 mg/L、总磷含量为 3.50 mg/L^[13],分别是地表水环境质量 V 类标准限值的 5.5 倍和 8.8 倍;河水流速约 0.2 m/s。

罗马湖旁路/离线人工湿地系统由上游净化河道、罗马西湖、罗马东湖和下游净化河道构成,最终再入温榆河干流水体。沿人工湿地水的流向从上游至下游设置 3 个采样点:S1 采样点(40°6'36.3"N, 116°29'12.3"E)、S2 采样点(40°6'15.5"N, 116°30'20.7"E)和 S3 采样点(40°6'01.5"N, 116°31'6.7"E)(图 1)。S1 采样点位于温榆河与龙道河交叉处河岸附近水面,水深 2 m,附近以芦苇(*Phragmites australis*)为主要植物,属于河岸带;S2 采样点位于罗马西湖以西 200 m 处的河道,水深 3 m,水面布满浮萍(*Lemna minor*),岸边以芦苇和香蒲(*Typha angustifolia*)为主要植物;S3 采样点位于罗马东湖水陆交错带,该处水面开阔,以芦苇为主要植物,且不同季节水位波动明显,属于湖岸带。

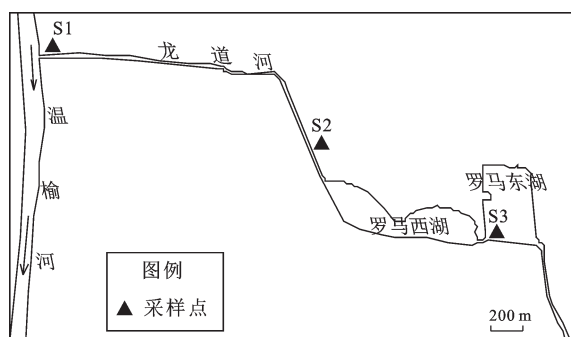


图 1 罗马湖旁路/离线人工湿地系统采样点位置示意图

Fig.1 The locations of sampling sites in the bypass/offline constructed wetlands in Luoma Lake

1.2 温室气体样品采集与测定

利用静态箱—气相色谱法^[14,15],采集、测定温室气体样品。分别于 2010 年 7~11 月的每月 15 日上午 8:30~12:00(北京时间),采集气体样品。每个采样点设 3 个平行采样箱,平行采样箱之间相距 5 m。每个采样点采集 15 个气体样品,每次 3 个采样点共采集 45 个气体样品。

气体采样装置由顶部密封的内部抛光不锈钢圆柱形箱体(内径 40 cm,高 45 cm)和箱体下缘的压缩塑料泡沫浮圈(内径 39.9 cm,外径 50 cm)两部

分组成。箱体顶部设置聚四氟乙烯管采样孔(直径 3 mm)、内部搅拌风扇接线口(12 V)和箱内温度探头接线口,并保证箱体的密闭性。采样时,首先把箱体和浮圈固定好,然后缓慢置于无挺水植物的水面,保证箱体竖直及尽量不扰动水体;然后开启风扇使箱内气体混合均匀,5 min 后,用 100 mL 注射器采集第一个气体样品(80 mL),并及时转入提前抽真空的气体采样袋(大连海得科技有限公司,中国)中;随后每隔 6 min 采样 1 次,每个采样箱共采集 5 个气体样品。

N_2O 样品在 24 h 内采用配有十通阀反吹装置和 ^{63}Ni 电子捕获检测器(ECD)的气相色谱仪(HP 5890 II)进行测定^[16]。 CO_2 和 CH_4 样品采用带有氢离子火焰检测器(FID)的气相色谱仪(GC112A,北京分析仪器厂)进行测定^[16]。

利用下面的公式计算气体通量:

$$F = \Delta m / (A \times \Delta t) = \rho v \Delta C / (A \times \Delta t) = \rho h \Delta C / \Delta t \quad (1)$$

公式(1)中, F [mg/(m²·h)]为气体通量; v 为观测箱的容积; A 为通量箱的截面积; ρ (mol/m³)为气体密度($\rho = n/v = P/RT$, P 为箱内气压; T 为箱内气温; R 为气体常数); $\Delta C/\Delta t$ 是观测时间内气体含量随时间变化的直线斜率($r^2 > 0.9$); h 为水面或土壤表面到观测箱顶部的高度。 F 为正值,表示气体从土壤或水体向大气排放; F 为负值表示土壤或水体吸收/消耗大气中的气体。

1.3 水样和沉积物测定

于 2010 年 7~11 月采集温室气体的同时,分别原位测定沉积物上覆水(0~10 cm 深)的温度、溶解氧(DO)含量和氧化还原电位(Eh)(YSI Model 57 Oxygen Meter, USA)。同时,采集表层(0~5 cm)沉积物样品,在每个采样点 1.0 m² 范围内,采集 3 个沉积物样品,然后将其混匀,作为一个混合样置于无菌塑料袋内,放在冰盒中,带回实验室。采用 2 mol/L 的 KCl 溶液浸提,然后用连续流动分析仪(SAN++, 荷兰 Skalar 公司)测定沉积物中 NH_4^+-N 含量;按照第 3 版《土壤农化分析》中的方法,测定沉积物的 pH、 NO_3^--N 含量、 NO_2^--N 含量、凯氏氮(TKN)含量和有机质含量^[17]。

2 结果与分析

2.1 人工湿地系统水体水温、溶解氧含量和氧化还原电位的变化

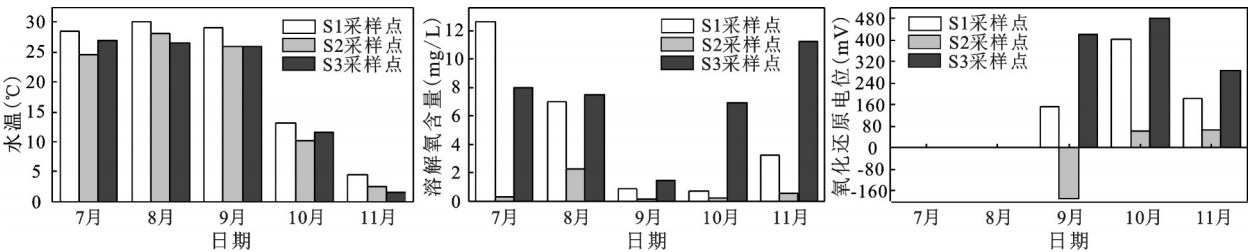
罗马湖旁路/离线人工湿地系统 3 个不同景观

结构单元7~9月的平均水温较高,分别为26.7℃、28.2℃和27.0℃。从空间上看,S2采样点DO含量较低,为0.16~2.30 mg/L(图2),平均值为0.70 mg/L;S3采样点DO含量较高,为1.45~11.2 mg/L,平均值为7.0 mg/L;S2采样点的Eh较低,为-189.0~65.1 mV,而S3采样点的Eh较高,为287.3~481.3 mV。S3采样点较高的DO含量和Eh水平,与该处的水陆交错带环境和大量水生植物根系传输氧气的作用有关;而S2采样点水体流动较慢,且水面布满浮萍,使氧气由大气向水体的扩散受阻,导致其水体较低的DO含量和Eh水平。

2.2 人工湿地系统表层沉积物理化特征

2010年7~11月,S1采样点(温榆河龙道河交

叉处河岸带)沉积物中NH₄⁺-N含量为19.2~95.7 mg/kg,明显高于S2采样点(下游的龙道河河道)的5.91~20.3 mg/kg和S3采样点(罗马东湖湖岸带)的2.60~25.8 mg/kg(表1)。各月沉积物中的NO₃⁻-N含量空间变化不大。除7月与11月外,S1采样点和S2采样点沉积物中的有机质含量分别为12.1~29.4 mg/kg和8.80~14.9 mg/kg,都高于S3采样点的有机质含量(7.49~8.82 mg/kg)。7~9月,3个采样点平均的沉积物NO₂⁻-N含量分别为0.35 mg/kg、0.38 mg/kg和0.42 mg/kg,高于10月(0.06 mg/kg)和11月(0.04 mg/kg),这可能与7~9月气温相对较高,沉积物中剧烈的氨氧化作用有关^[18]。



注:7月和8月的Eh未测定。

图2 2010年7~11月罗马湖旁路/离线人工湿地系统3个景观结构单元水体的平均水温、溶解氧含量和氧化还原电位变化
Fig.2 The variations of mean water temperature, dissolved oxygen content and oxidation-reduction potential of the waters in 3 landscape zones in the bypass constructed wetlands of Luoma Lake in July-November 2010

表1 2010年7~11月罗马湖旁路/离线人工湿地系统表层沉积物理化参数

Table 1 The physicochemical parameters of the surface sediment in the bypass constructed wetlands of Luoma Lake in July-November 2010

月份	采样点	NH ₄ ⁺ -N 质量比(mg/kg)	NO ₃ ⁻ -N 质量比(mg/kg)	NO ₂ ⁻ -N 质量比(mg/kg)	TKN 质量比(g/kg)	有机质 质量比(g/kg)	pH
7月	S1	95.7±8.22	3.74±0.39	0.47±0.00	1.69±0.08	25.4±0.56	-
	S2	12.1±0.90	1.80±0.60	0.25±0.00	0.70±0.01	10.8±0.83	-
	S3	25.8±0.70	2.26±1.25	0.32±0.00	1.10±0.07	12.9±1.16	-
8月	S1	78.7±2.77	3.70±0.30	0.52±0.03	2.06±0.01	26.0±2.38	7.86
	S2	6.33±0.00	1.26±0.00	0.29±0.07	1.06±0.14	14.9±0.81	7.54
	S3	11.5±0.55	2.20±0.50	0.33±0.00	0.73±0.06	8.82±1.73	7.65
9月	S1	50.8±1.41	1.06±0.00	0.57±0.00	4.79±0.00	29.4±0.00	7.43
	S2	20.3±0.96	0.85±0.00	0.33±0.04	1.37±0.00	8.80±0.00	8.17
	S3	17.6±0.59	0.97±0.15	0.36±0.00	1.29±0.00	7.49±0.00	8.15
10月	S1	19.2±0.65	4.73±0.18	0.07±0.00	2.13±0.00	12.1±0.00	8.08
	S2	17.4±0.89	3.17±0.00	0.05±0.01	1.46±0.00	9.79±0.00	8.15
	S3	5.81±0.09	4.94±0.18	0.07±0.08	1.32±0.00	7.52±0.00	8.03
11月	S1	48.6±0.83	4.86±3.56	0.04±0.02	2.22±0.00	13.0±0.00	8.44
	S2	5.91±1.26	2.32±0.18	0.04±0.00	1.19±0.00	7.04±0.00	8.38
	S3	2.60±2.39	3.13±0.54	0.04±0.00	1.30±0.00	6.18±0.00	8.66

注:-表示未检出。

2.3 人工湿地系统温室气体排放通量的变化

罗马湖旁路/离线人工湿地系统的3个不同景观结构单元采样点CO₂的排放通量都在10月最大,分别为138.7 mg/(m²·h)、124.0 mg/(m²·h)和118.8 mg/(m²·h),而8月和9月的平均水温较高,分别为28.2 °C和27.0 °C,可见CO₂的最大排放通量出现月比高水温月有约1~2个月的滞后(图3)。S1采样点和S2采样点的月平均CH₄排放通量在9月达到最大,分别为3.63 mg/(m²·h)和10.8 mg/(m²·h);S3采样点的月平均CH₄排放通量在8月达到最大,为3.38 mg/(m²·h)。S1采样点的月平均N₂O排放通量在8月最大,为0.067 mg/(m²·h),S2采样点和S3

采样点的月平均N₂O排放通量在9月最大,分别为0.075 mg/(m²·h)和0.103 mg/(m²·h)。鉴于北京地区下半年8月和9月的水温较高,CH₄和N₂O的排放通量大小与水温的高低有一定关系。

从空间上看,S1采样点和S2采样点7~11月平均的CO₂排放通量差异不大,二者分别为73.5 mg/(m²·h)和75.1 mg/(m²·h),明显高于S3采样点的17.0 mg/(m²·h)。3个采样点7~11月平均N₂O排放通量没有显著差异($p>0.05$),三者分别为0.022 mg/(m²·h)、0.025 mg/(m²·h)和0.022 mg/(m²·h)。3个采样点7~11月平均CH₄排放通量分别为1.59 mg/(m²·h)、4.78 mg/(m²·h)和1.70 mg/(m²·h)。

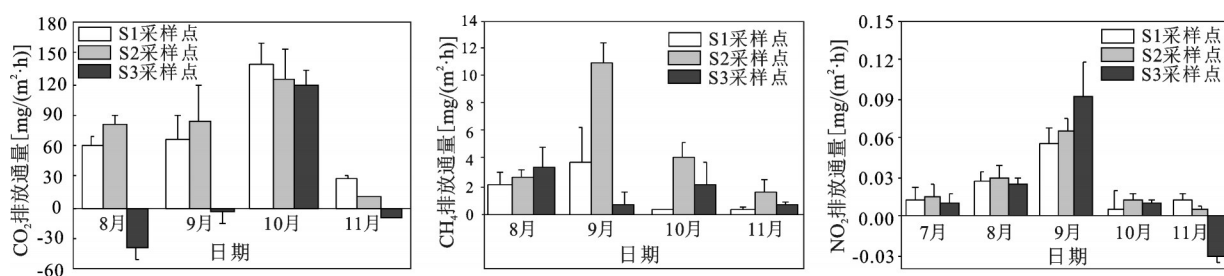


图3 2010年7~11月罗马湖旁路/离线人工湿地系统3个景观结构单元CO₂、CH₄和N₂O排放通量月变化

Fig.3 Monthly variations of CO₂, CH₄ and N₂O emission fluxes of 3 landscape zones in the bypass constructed wetlands of Luoma Lake in July-November 2010

2.4 人工湿地系统温室气体排放通量与环境因子的关系

针对罗马湖旁路/离线人工湿地系统3个不同景观结构单元5个月的温室气体排放通量及沉积物、水体理化指标状况,进行Pearson相关性分析,结果表明,CH₄和N₂O的排放通量都与水温正相关,相关系数分别为0.612($n=15, p<0.05$)和0.735($n=15, p<0.01$),说明CH₄和N₂O的排放通量受季节变化影响较大;CH₄的排放通量与水体氧化还原电位负相关($n=15, r=-0.779, p<0.01$),说明水体较低的Eh有利于CH₄的生成与排放;N₂O的排放通量与沉积物中NO₂⁻-N含量正相关($n=15, r=0.689, p<0.05$),说明NO₂⁻-N是N₂O生成的另一关键影响因子;CO₂的排放通量与沉积物有机质含量正相关,相关系数为0.653($n=15, p<0.05$)。

3 讨论

3.1 罗马湖旁路/离线人工湿地温室气体排放通量与其他人工湿地和天然湿地的比较

本研究人工湿地与其他湿地温室气体样品的

采集时间都覆盖了温差对比明显的夏季和冬季。与以污水处理为主要目的Estonia潜流人工湿地相比,罗马湖人工湿地的人工化强度相对较低,同时以净化富营养化天然河流水体为主要目的,因此其温室气体排放通量远低于Estonia潜流人工湿地(表2);与天然河流河岸带和湖滨带湿地相比,罗马湖人工湿地3个不同景观结构单元的温室气体排放通量变化范围与其差别不大。

3.2 环境因子对温室气体排放通量的影响

影响湿地沉积物CO₂、N₂O和CH₄排放的环境因素很多,如温度、含水量、有机质含量、pH、氧化还原电位和沉积物质地等,都可以直接影响沉积物微生物量及其生理生化过程,从而影响其温室气体排放^[23-25]。

罗马湖旁路/离线人工湿地3个不同景观结构单元的CH₄和N₂O排放通量与水温正相关(CH₄: $n=15, p<0.05, r=0.612$; N₂O: $n=15, p<0.01, r=0.735$)。月平均气温相对较高的8月(28.2 °C)或9月(27.0 °C)的月平均CH₄和N₂O排放通量分别为3.88 mg/(m²·h)和0.049 mg/(m²·h),明显高于月平

表2 罗马湖旁路/离线人工湿地温室气体排放通量与文献资料的对比
Table 2 Comparison of greenhouse gas emission fluxes in the bypass constructed wetlands
of Luoma Lake in July-November 2010 with those of other studies

研究区	CO ₂ 排放通量 [mg/(m ² ·h)]	CH ₄ 排放通量 [mg/(m ² ·h)]	N ₂ O排放通量 [mg/(m ² ·h)]	测定方法	样品采集月份
罗马湖旁路/离线人工湿地	17.000~75.100	1.590~4.780	22.000~25.000	静态箱法	2010年7~11月
Estonia潜流人工湿地 ^[19]	91.667~305.556	77.778~2 366.667	85.119~301.191	静态箱法	2001年3月~2002年12月
美国田纳西州河岸边带 ^[20]	-	-	0.000~1.030	动态箱法	1999年6月~2000年8月
太湖梅梁湾湖滨带 ^[15,21]	-	-1.790~83.344	-1.590~1.566	静态箱法	2003年9月~2004年2月
芬兰Kevätön湖湖滨带 ^[22]	27.500~44.306	0.000~4.167	-0.026~0.140	静态箱法	1998年7~11月

均气温相对较低的10月(11.6℃)或11月(2.87℃),其排放通量分别为1.50 mg/(m²·h)和0.002 mg/(m²·h)。牟长城等^[26]在研究小兴安岭典型草丛沼泽CH₄的排放动态及其影响因素时,也发现CH₄与气温显著正相关($p<0.01$)。夏季,N₂O排放最强,冬季排放最弱,这是由于微生物活性,如硝化作用和反硝化作用,在土壤温度高的季节大,因此其排放通量大^[27]。除此之外,温度还强烈影响调节土壤中CH₄和N₂O传输速率的物理化学参数,因此,温度是影响CH₄和N₂O产生与排放的一个重要环境因子。

本研究中,与罗马东湖湖岸带S3采样点相比,温榆河龙道河交叉处河岸带的S1采样点和龙道河河道的S2采样点较高的CO₂排放通量与沉积物中较高的有机质含量正相关($n=15, p<0.05, r=0.653$),这与宋长春等^[28]在三江平原沼泽土壤中结果类似;与S1采样点和S3采样点较低的CH₄排放通量[分别为1.59 mg/(m²·h)和1.70 mg/(m²·h)]相比,S2采样点较高的CH₄排放通量[4.78 mg/(m²·h)]与其水体较低的Eh(-189~65.1 mV)有关。谢军飞和李玉娥的研究^[29]表明,只有当土壤Eh低于-150~-100 mV时才会有CH₄产生。在芦苇沼泽^[20]和稻田^[31]也发现,CH₄排放通量与土壤Eh负相关。本研究中,3个景观结构单元的N₂O排放通量季节变化较大,甚至同一采样点不同月份也是N₂O排放和吸收交替出现,总体上,7~9月的N₂O排放通量较高;N₂O排放通量与沉积物中NO₂⁻-N含量正相关。有研究发现,在白洋淀湖泊水体中,随着NO₂⁻-N质量浓度的增加,N₂O的排放通量呈对数增长^[32]。与NO₃⁻-N相比,NO₂⁻-N对反硝化速率和N₂O产生速率有较强的影响,这与Dong L F等研究河口沉积物中N₂O产生和排放的结果^[33,34]一致,原因可能为沉积物中NO₂还原菌仅利用

NO₂⁻-N为电子受体,或NO₂还原菌对NO₂⁻-N的利用能力强于NO₃⁻-N^[33]。另外,本研究中,在月平均气温较低的11月(1.5℃),S3采样点N₂O排放通量表现为吸收,这与Zhang J B等^[35]在东北三江平原沼泽中的发现一致。

4 结 论

罗马湖旁路/离线人工湿地系统中,在龙道河河道采样点和罗马东湖湖岸带采样点的沉积物中,NH₄⁺-N质量比分别为5.91~20.3 mg/kg和2.60~25.8 mg/kg,明显低于温榆河龙道河交叉处河岸带采样点的NH₄⁺-N质量比(19.2~95.7 mg/kg),表明该湿地系统对富营养化河流污染物NH₄⁺-N有较好的去除作用。

2010年7~11月期间,温榆河龙道河交叉处河岸带采样点的月平均CO₂、CH₄和N₂O排放通量分别为73.5 mg/(m²·h)、1.59 mg/(m²·h)和0.022 mg/(m²·h);龙道河河道采样点分别为75.1 mg/(m²·h)、4.78 mg/(m²·h)和0.025 mg/(m²·h);罗马东湖湖岸带采样点分别为17.0 mg/(m²·h)、1.70 mg/(m²·h)和0.022 mg/(m²·h)。

罗马湖旁路/离线人工湿地系统中,水温是影响CH₄和N₂O排放通量的重要环境因子,沉积物上覆水的氧化还原电位水平越高,CH₄排放通量越小;表层沉积物NO₂⁻-N含量越大,N₂O排放通量越大。

参考文献

[1]王明星,张仁健,郑循华.温室气体的源与汇[J].气候与环境研究,2000,15(1):75~79.
[2]IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Synthesis Report. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernment Panel on Climate Change[R].

- Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [3] Dong Y S, Zhang S, Qi Y C, *et al.* Fluxes of CO₂, N₂O and CH₄ from a typical temperate grassland in Inner Mongolia and its daily variation[J]. Chinese Science Bulletin, 2000, **45**(17): 1 590-1 594.
- [4] Takeuchi W, Tamura M, Yasuoka Y. Estimation of methane emission from West Siberian wetland by scaling technique between NOAA AVHRR and SPOT HRV[J]. Remote Sensing of Environment, 2003, **85**(1): 21-29.
- [5] Whalen S C. Biogeochemistry of methane exchange between natural wetlands and the atmosphere[J]. Environmental Engineering Science, 2005, **22**(1): 73-94.
- [6] 张 清. 人工湿地的构建与应用[J]. 湿地科学, 2011, **9**(4): 373~379.
- [7] 万运帆, 李玉娥, 林而达, 等. 静态箱法测定旱地农田温室气体时密闭时间的研究[J]. 中国农业气象, 2005, **27**(2): 122~124.
- [8] 胡立峰, 李琳, 陈阜, 等. 不同耕作制度对南方稻田甲烷排放的影响[J]. 生态环境, 2006, **15**(6): 1 216~1 219.
- [9] 王德宣. 若尔盖高原泥炭沼泽二氧化碳、甲烷和氧化亚氮排放通量研究[J]. 湿地科学, 2010, **8**(3): 220~224.
- [10] 金玉凤, 胡智强, 全 川. 大、小潮日闽江口短叶茳茅+芦苇沼泽甲烷排放通量日变化特征[J]. 湿地科学, 2012, **10**(2): 228~234.
- [11] 程炳红, 郝庆菊, 江长胜. 水库温室气体排放及其影响因素研究进展[J]. 湿地科学, 2012, **10**(1): 121~128.
- [12] 姜欢欢, 孙志高, 王玲玲, 等. 黄河口潮滩湿地土壤甲烷产生潜力及其对有机物和氮输入响应的初步研究[J]. 湿地科学, 2012, **10**(4): 451~458.
- [13] 范改娜, 祝贵兵, 王 雨, 等. 河流湿地氮循环修复过程中的新型功能微生物[J]. 环境科学学报, 2010, **30**(8): 1 558~1 563.
- [14] Wang H J, Yang L Y, Wang W D, *et al.* Nitrous oxide (N₂O) fluxes and their relationships with water-sediment characteristics in a hyper-eutrophic shallow lake, China[J]. Journal of Geophysical Research, 2007, **112**(G1), DOI:10.1029/2005JG000129.
- [15] 王洪君, 王为东, 卢金伟, 等. 湖滨带温室气体氧化亚氮(N₂O)排放研究[J]. 生态环境, 2006, **15**(2): 270~275.
- [16] 裴淑玮, 张圆圆, 刘俊锋, 等. 施肥及秸秆还田处理下玉米季温室气体的排放[J]. 环境化学, 2012, **31**(4): 407~414.
- [17] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [18] Yun S I, Ro H M, Choi W J, *et al.* Interpreting the temperature-induced response of ammonia oxidizing microorganisms in soil using nitrogen isotope fractionation[J]. Journal of Soils and Sediments, 2011, **11**: 1 253-1 261.
- [19] Mander U, Lohmus K, Teiter S, *et al.* Gaseous fluxes in the nitrogen and carbon budgets of subsurface flow constructed wetlands[J]. Science of the Total Environment, 2008, **404**(2-3): 343-353.
- [20] Walker J T, Geron C D, Vose M J, *et al.* Nitrogen trace gas emissions from a riparian ecosystem in southern Appalachia[J]. Chemosphere, 2002, **49**(10): 1 389-1 398.
- [21] 王洪君, 王为东, 卢金伟, 等. 太湖湖滨带秋、冬季CH₄排放特征及其影响因素初步研究[J]. 湿地科学, 2006, **4**(1): 21~28.
- [22] Huttunen J T, Alm J, Liikanen A, *et al.* Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions[J]. Chemosphere, 2003, **52**(3): 609-621.
- [23] Ding W X, Cai Z C, Tsuruta H. Cultivation, nitrogen fertilization, and set-aside effects on methane uptake in a drained marsh soil in Northeast China[J]. Global Change Biology, 2004, **10**(10): 1 801-1 809.
- [24] Yu J B, Liu J S, Wang J D, *et al.* Nitrous oxide emission from *Deyeuxia angustifolia* freshwater marsh in northeast China[J]. Environmental Management, 2007, **40**(4): 613-622.
- [25] Zhang L H, Song C C, Zheng X H, *et al.* Effects of nitrogen on the ecosystem respiration, CH₄ and N₂O emissions to the atmosphere from the freshwater marshes in northeast China[J]. Environmental Geology, 2007, **52**(3): 529-539.
- [26] 牟长城, 石兰英, 孙晓新. 小兴安岭典型草丛沼泽湿地CO₂、CH₄和N₂O的排放动态及其影响因素[J]. 植物生态学报, 2009, **33**(3): 617~623.
- [27] 崔骁勇, 陈佐忠, 陈四清. 草地土壤呼吸研究进展[J]. 生态学报, 2001, **21**(2): 315~325.
- [28] 宋长春, 张丽华, 王毅勇, 等. 淡水沼泽湿地CO₂、CH₄和N₂O排放通量年际变化及其对氮输入的响应[J]. 环境科学, 2006, **27**(12): 2 370~2 375.
- [29] 谢军飞, 李玉娥. 农田土壤温室气体排放机理与影响因素研究进展[J]. 中国农业气象, 2002, **23**(4): 47~52.
- [30] 黄国宏, 李玉祥, 陈冠雄, 等. 环境因素对芦苇湿地CH₄排放的影响[J]. 环境科学, 2001, **22**(1): 1~5.
- [31] 刘小燕, 黄 璜, 杨治平, 等. 稻鸭鱼共栖生态系统CH₄排放规律研究[J]. 生态环境, 2006, **15**(2): 265~269.
- [32] 万晓红, 周怀东, 王雨春, 等. 白洋淀湖泊湿地氧化亚氮的排放通量初探[J]. 生态环境, 2008, **17**(5): 1 732~1 738.
- [33] Dong L F, Nedwell D B, Underwood G J C, *et al.* Nitrous oxide formation in the Colne Estuary, England: The central role of nitrite[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2002, **68**(3): 1 240-1 249.
- [34] Dong L F, Nedwell D B, Colbeck I, *et al.* Nitrous oxide emission from some English and Welsh rivers and estuaries[J]. Water, Air & Soil Pollution, 2004, **4**(6): 127-134.
- [35] Zhang J B, Song C C, Yang W Y. Cold season CH₄, CO₂ and N₂O fluxes from freshwater marshes in northeast China[J]. Chemosphere, 2005, **59**(11): 1 703-1 705.

Dynamic on Emission Fluxes of Carbon Dioxide, Methane and Nitrous Oxide in the Bypass/Offline Constructed Wetlands in Luoma Lake

WANG Chao-xu, ZHU Gui-bing, FENG Xiao-juan, YE Lei, YIN Cheng-qing

(Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, P.R.China)

Abstract: From July to November of 2010, the emission of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) from the three different landscape zones of the bypass/offline constructed wetlands in Luoma Lake (the riverine area at the intersection of Wenyu River and Longdao River, sampling site S1; the channel of Longdao River, sampling site S2; the littoral area of East Luomahu Lake, sampling site S3) were determined using the static opaque chamber-GC techniques. The environmental factors influencing the greenhouse gas emission were also explored. The study indicated that the emission fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from the constructed wetlands showed great spatio-temporal variations. The average monthly CO₂ emission fluxes in sites S1 and S2 were 73.5 mg/(m²·h) and 75.1 mg/(m²·h), respectively, which were much higher than that in site S3 (17.0 mg/(m²·h)). The phenomenon might be related to the relatively high organic matter contents (7.04-29.4 g/kg) in the surface sediments (0-5 cm) in sites S1 and S2. The average monthly CH₄ emission flux in site S2 was 4.78 mg/(m²·h) that was the highest among all the three sites, which showed significantly negative correlation with the oxidation-reduction potential of the *in-situ* water ($r = -0.779$, $p < 0.01$). N₂O emission flux showed no significant difference among all the three sites, ranging from 0.022-0.025 mg/(m²·h). Moreover, the correlation analysis indicated that there existed a positive correlation relationship between the N₂O emission flux and the NO₂⁻-N content in surface sediment ($r = 0.689$, $p < 0.05$). Temporally, the temperature was the main environmental factor influencing the emission fluxes of CH₄ and N₂O in the constructed wetlands.

Keywords: bypass/offline constructed wetland; greenhouse gases; emission flux; environmental factor; Luoma Lake