

小兴安岭阔叶林沼泽土壤 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放规律及其影响因子

牟长城*, 刘霞, 孙晓新, 石兰英, 冯登军, 程伟, 吴云霞

(东北林业大学林学院, 哈尔滨 150040)

摘要: 采用野外静态箱-气相色谱法, 研究了小兴安岭典型阔叶林沼泽生长季节土壤 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放季节变化规律、源/汇功能及主要影响因子。结果表明: ① 苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽生长季节土壤 CO₂、CH₄、N₂O 排放分别集中在夏季、夏秋季、春夏季, 平均排放通量依次为 487.89、382.27、514.63 mg·m⁻²·h⁻¹, 1.88、1.03、0.04 mg·m⁻²·h⁻¹, 3.70、58.61、11.73 μg·m⁻²·h⁻¹。② 三者生长季节土壤 CO₂ 排放通量与气温和 0—20 cm 土壤温度均呈显著正相关; 苔草沼泽 CH₄ 排放通量与 30—40 cm 土壤温度呈显著正相关, 毛赤杨沼泽 CH₄ 排放通量与地表温度呈显著负相关; 白桦沼泽 N₂O 排放通量与地表温度呈显著正相关。苔草沼泽 N₂O 排放与水位呈显著负相关; 毛赤杨沼泽 CH₄ 排放与水位呈显著正相关; 白桦沼泽 CO₂ 排放与水位呈显著负相关。③ 三者生长季节土壤均为 CO₂、CH₄、N₂O 排放源 (17.56、13.76、18.53 t·hm⁻²; 67.54、37.05、1.30 kg·hm⁻²; 0.13、2.11、0.42 kg·hm⁻²), 三者 CO₂ 排放量相近 (5.5%—21.6%); 苔草沼泽为 CH₄ 的强排放源, 毛赤杨沼泽为中排放源, 白桦沼泽为弱排放源; 毛赤杨沼泽为 N₂O 的强排放源, 白桦沼泽为中排放源, 苔草沼泽为弱排放源。

关键词: 小兴安岭; 阔叶林沼泽; CO₂、CH₄ 和 N₂O; 季节变化规律

Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from broad-leaved forested swamp soils in Xiaoxingan Mountains

MU Changcheng*, LIU Xia, SUN Xiaoxin, SHI Lanying, FENG Dengjun, CHENG Wei, WU Yunxia

College of Forestry, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China

Abstract: The seasonal variation, influencing factors and source / sink of emission of greenhouse gases (CO₂, N₂O and CH₄) from marsh, alder (*Alnus Jeponica*) swamp and birch (*Betula platyphella*) swamp soils were studied in Xiaoxingan Mountains of China during the growing season of using a static opaque chamber-GC technique. The results showed that: ① The average emission fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from the marsh, *Alnus Jeponica*-swamp and *Betula platyphella*-swamp soils were 487.89, 382.27, 514.63 mg·m⁻²·h⁻¹, 1.88, 1.03, 0.04 mg·m⁻²·h⁻¹, 3.70, 58.61, 11.73 μg·m⁻²·h⁻¹ in growing season respectively, The fluxes of CO₂ were higher in summer, CH₄ in summer and autumn, and N₂O in spring and summer. ② Air temperature and soil temperature (≤ 20 cm) were the main factors affecting CO₂ emission in the three wetlands soils; Soil temperatures (30—40cm) were the main factors affecting CH₄ emission in the marsh soils; Water table and surface soil temperatures were the main affecting factors of CH₄ emission in *Alnus japonica* swamp soil; Water table was the main affecting factors of N₂O emission in the marsh soil; surface soil temperature was the main affecting factors of N₂O emission in *Betula platyphella* swamp soil. ③ During the growing season, All three wetland soils were the sources of CO₂, CH₄ and N₂O (17.56, 13.76 and 18.53 t·hm⁻²·a⁻¹; 67.54, 37.05 and 1.30 kg·hm⁻²·a⁻¹; 0.13, 2.11 and 0.42 kg·hm⁻²·a⁻¹). their sources of CO₂ were very similar (5.5%—21.6%); the soil of marsh was a strong source of CH₄, the soil of *Alnus japonica* swamp was a medium source of CH₄, the soil of *Betula platyphella* swamp was a weak source of

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (30670349)

收稿日期: 2009-04-09; 修订日期: 2009-07-08

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: mcnefu@yahoo.com.cn

CH₄; and the soil of *Alnus japonica* swamp was a strong source of N₂O, the soil of *Betula platyphella* swamp was a medium source of N₂O, the soil of marsh was a weak source of N₂O.

Key Words: Xiaoxingan Mountains; broadleaved forested swamps; CO₂, CH₄ and N₂O; seasonal variation

湿地在全球碳储存量方面起了重要的作用,特别是高纬度地区湿地碳储量约占全球土壤碳储存量的 1/3^[1]。据报道湿地植物只有 15% 的碳原子吸收量又被释放到大气中,湿地生态系统因积水限制有机物的分解而有助于 CO₂ 聚集形成碳库^[2];同时天然湿地又是大气甲烷的最大来源,每年约向大气中排放 110Tg 的甲烷^[3],占全球甲烷排放总量的 20% 左右^[4];也有学者认为湿地 N₂O 排放的增加是目前全球 N₂O 增加的重要原因之一^[5]。因而湿地温室气体的变化趋势、源/汇功能等方面的研究仍是目前全球变化研究中的焦点问题^[6]。

在湿地温室气体排放规律方面,一般认为沼泽湿地 CH₄ 排放主要集中在夏、秋季^[7-9],冬季相对较少,只占全年的 3%—5.5%^[10]。森林沼泽 CH₄ 排放速率较草丛沼泽低^[11-12],且在地下水位较深时成为 CH₄ 的汇^[13-14];沼泽湿地 CO₂ 季节排放规律明显,夏季排放量最大,春秋季次之,冬季最低^[15-17];沼泽湿地 N₂O 季节排放规律变异性较大,有的学者认为春、夏季排放量最大^[18-19],也有学者认为秋季排放量最大^[20],这可能是由于各研究区域气候条件、植被类型存在的差异性所致,因此,为了提高区域以及全球湿地温室气体排放量估算的精确性,尚有必要加强不同区域、不同类型湿地温室气体排放的对比研究。

有关湿地温室气体排放影响因子方面的研究表明,温度、水文条件是影响湿地 CH₄、CO₂ 和 N₂O 排放的重要环境因子。温度是影响植物根系呼吸与土壤微生物活动的重要因子,随着温度升高植物根呼吸和微生物活性增强进而增大湿地温室气体排放量^[21-23]。水位也是影响湿地温室气体排放的重要因子,由于水位决定土壤的厌氧条件,进而影响甲烷菌活性及有机物质厌氧分解程度^[24-26],高水位地带 CH₄ 排放量高于低水位地带^[21,27]、多雨年份高于干旱年份^[28],但水位达到一定高度不再成为限制因子时,土壤温度对 CH₄ 排放的影响有所增强^[29];水位升高土壤氧化层反应空间有所减少,降低了有机物分解速率进而也会降低 CO₂ 排放量^[30];水位也是影响生长季 N₂O 排放通量的主要因子,水位较低时,有利于硝化和反硝化细菌反应^[31-33],进而增大 N₂O 排放量。此外,土壤的水分状况不仅影响维管植物呼吸的作用,也极大地影响了温室气体向大气的传输速率^[34]。因此温度、水位与湿地温室气体排放密切相关,但由于不同气候区域、不同湿地类型之间水热条件存在着较大的差异性,其主控因子可能会有所不同,因而有必要探讨各湿地类型温室气体排放与环境因子的关系。

目前我国天然湿地温室气体排放的研究主要集中在三江平原草丛沼泽湿地^[35-37]、辽河芦苇湿地^[38]、内蒙古及若尔盖高原湿地^[8,10,39]等方面,针对森林沼泽湿地的相关研究甚少,仅见于海南红树林湿地 CH₄ 排放^[40]和三江平原岛状林 CH₄、N₂O 的研究^[41],而有关我国森林沼泽集中分布的东北林区湿地温室气体排放的研究至今未见报道,在一定程度上影响了我国湿地温室气体排放总量估算的客观性与准确性。因此,本文选择小兴安岭 2 种典型的阔叶林沼泽(毛赤杨沼泽和白桦沼泽)为研究对象,采用野外静态箱-气相色谱法,同步研究了 2 种典型阔叶林沼泽生长季节土壤 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放的季节动态过程、主控因子及其源/汇关系,并与草丛沼泽对比分析,揭示其特殊规律性,以便为客观估算我国天然沼泽湿地温室气体排放总量提供依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

研究地点位于小兴安岭中段,黑龙江省东北部伊春市友好林业局永青林场,地理坐标是 128°30′36″—128°45′00″ E、48°03′53″—48°17′11″ N,平均海拔在 260—500 m 之间,属于温带大陆湿润季风气候,受海洋气团和西伯利亚寒流影响,所以气温波动较大,冬季干冷而漫长,夏季闷热多雨但短暂。年平均气温约 0.4℃,年积温为 2000—2500℃。年平均降雨量为 630 mm。全年有两个降水高峰期,一个是冬季降雪,另一个是每

年7月到8月间的降雨,高峰期降水占全年降雨量的70%。无霜期约为110 d。最早霜期在9月上旬,最晚霜期在次年的5月中旬结束,霜期长达6个月。地带性土壤是暗棕壤,占有土壤类型的71%,其它的土壤还有草甸土、沼泽土和泥炭土,草甸土和沼泽土占27%,泥炭土占2%。地带性植被为红松阔叶混交林,但大部分已退化为次生林和人工林,沼泽湿地约占20%,包括苔草沼泽、灌丛沼泽、毛赤杨沼泽、白桦沼泽、落叶松沼泽等多种沼泽类型,且沿水分环境梯度依次分布,形成森林湿地过渡带。本实验重点是研究两种典型的阔叶林沼泽(毛赤杨沼泽(MCY)和白桦沼泽(BH))温室气体排放规律,并与苔草沼泽(TC)对比分析,揭示阔叶林沼泽温室气体排放特殊规律性。其中,苔草沼泽处于过渡带的下端,积水量大,积水周期长,泥炭层厚(>1.2m)且长期处于过饱和状态,水位相对较高(生长季节分布在-15.7—-1.0cm,平均水位-4.7cm),优势种为腋囊苔草(*Carex schmidtii*)和小叶章(*Deyeuxia angustifolia*);毛赤杨沼泽处于过渡带中端,下部伴有苔草生长,生长季水位相对较低(分布在-25.6—-4.1cm,平均水位-12.7cm),只有融冻期或雨季时才会有短期斑块状积水;白桦沼泽处于过渡带的上端,下部也伴有苔草,土壤泥炭层相对较薄(20—35cm),生长季水位低(-40.0—-6.6cm,平均水位-17.9cm)。

1.2 研究方法

1.2.1 气体采集与分析

气体采集使用静态暗箱-气相色谱法,春季取样前,在苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽试验样地各重复设置3个静态箱,共设置静态箱9个。将规格为50 cm×50 cm×10 cm不锈钢底座插入土壤中10 cm固定,底座上部四周带有凹槽,取样时注水密封。整个生长季底座放在试验地不动,以保证对底座内部的干扰最小。不锈钢顶箱规格为50 cm×50 cm×50 cm,箱内顶部安有直径10 cm的小风扇,取样时风扇保持转动,避免箱内出现气体浓度差,风扇用12 V蓄电池供电。箱顶部中心开有直径1 cm的小孔,用橡胶塞塞紧,取样时用注射器通过橡胶塞取气体。箱侧面开两个小孔,用于温度计探头和风扇电线通过,分别用橡胶塞和硅胶密封。草本植物生长超过一定高度后,需要在顶箱和底座之间加延长箱,延长箱规格为50 cm×50 cm×50 cm,上下开口。顶箱和延长箱外都粘贴保温材料,以减少箱内温度波动。

取样时间为2007年的6月4日至10月24日,取样频率为每月3次,约10 d取1次,每次取样在9:00—11:00完成。用60 mL聚氯乙烯医用注射器经三通阀连接铁针头通过箱顶部橡胶塞取样。取样时,每个静态箱在30 min内取4管气体,分别在静态箱封闭后的0、10、20、30 min时进行。气体样品用注射器取出后转移进500 mL的铝塑复合气袋(大连光明化工厂生产)储存。带回实验室在1周内用HP5890 II气相色谱仪离子火焰化检测器(FID)和电子捕获检测器(ECD)同步分析CO₂、CH₄和N₂O浓度。

利用以下公式计算CH₄气体通量: $F = \frac{dc}{dt} \cdot \frac{M}{V_0} \cdot \frac{P}{P_0} \cdot \frac{T_0}{T} \cdot H^{[42]}$,式中, F 为气体通量(mg·m⁻²·h⁻¹), dc/dt 为采样时气体浓度随时间变化的直线斜率, M 为被测气体的摩尔质量, P 为采样点的大气压, V_0 、 P_0 、 T_0 分别为标准状态下的气体摩尔体积、标准大气压和绝对温度, H 为采样箱的高度。根据生长季(5—10月份)每月上、中、下旬CO₂、CH₄和N₂O排放通量的实测数据,依此公式计算的通量结果,求其生长季所测各数值平均值为生长季节平均排放通量,并计算各月份的排放量加和得到3种温室气体在生长季的排放总量。

1.2.2 环境因子测定

采样同时用数字温度计量空气温度、采样箱内温度、地表温度,5、10、15、20、30、40 cm土壤温度及各观测点水位,水位观测到地表之下40cm处。2007年生长季节试验样地的降水量见表1和各样地温度和水位变化趋势见图1。

1.2.3 数据统计分析

用SPSS 13.0统计分析软件包采用Pearson相关分析环境因素与排放通量的关系,并用Microsoft Office Excel 2003对数据进行分析处理。

表 1 小兴安岭地区 2007 年生长季各月份降水量/mm

Table 1 The rain measures (mm) at seasonal 2007 in XiaoXing' An Mountains

年份 Year	5 月 May	6 月 June	7 月 July	8 月 August	9 月 September	10 月 October	总量 Total
2007	59.0	91.0	97.5	98.0	43.4	26.4	415.3

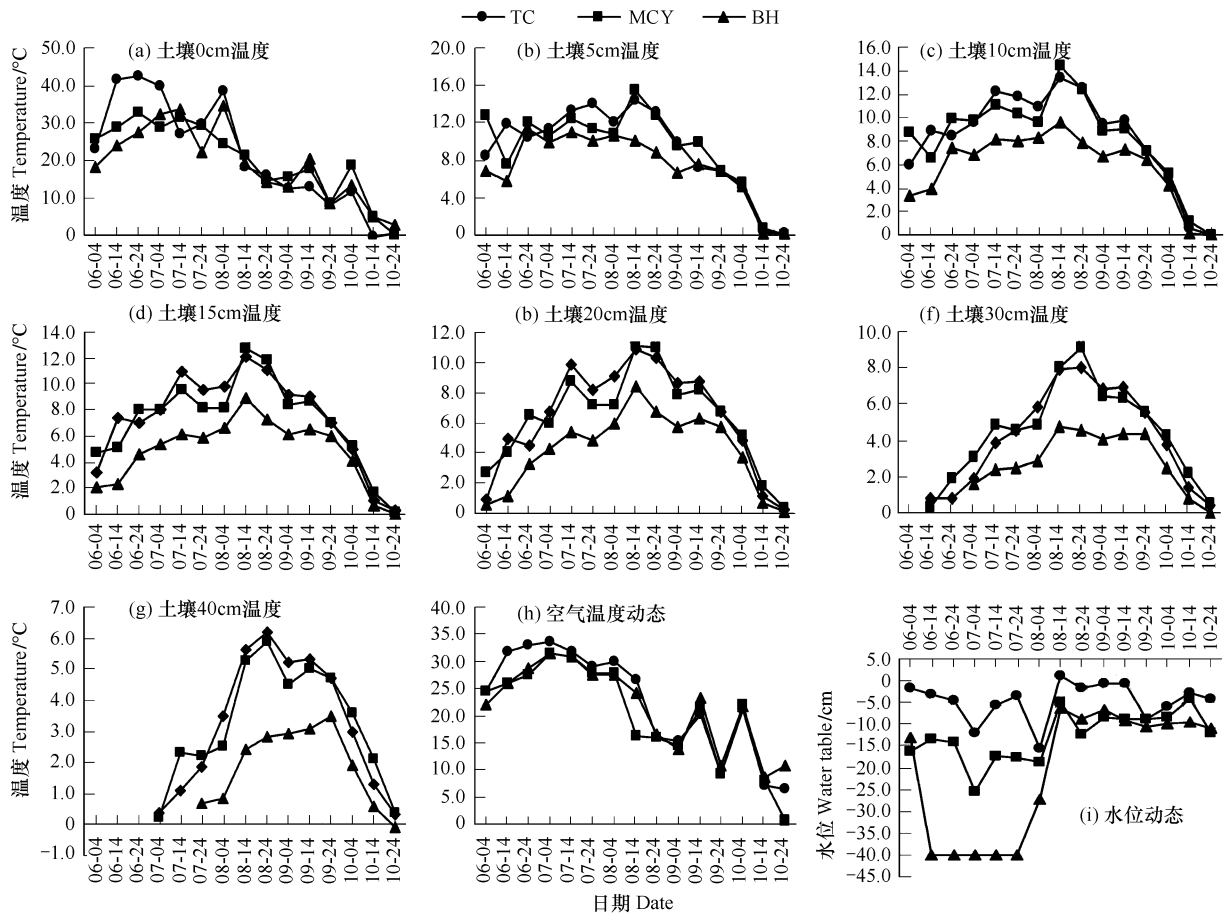


图 1 不同沼泽类型水位和温度动态

Fig.1 Dynamics of groundwater table and temperature from different swamps style

TC:苔草沼泽,MCY:毛赤杨沼泽,BH:白桦沼泽

2 结果与分析

2.1 小兴安岭阔叶林沼泽温室气体排放规律

2.1.1 CO₂排放季节变化规律

苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽土壤 CO₂排放通量的季节变化规律性基本一致(图 2),春季通量排放都较低,此后逐渐升高,至夏季达到排放高峰值,之后波动式下降直至秋末降至最低。生长季节苔草沼泽土壤 CO₂排放通量分布在 76.07—809.25 mg·m⁻²·h⁻¹,6 月下旬—8 月中旬呈现脉冲式排放高峰期,出现 3 个峰值(794.21、790.74、809.25 mg·m⁻²·h⁻¹);毛赤杨、白桦沼泽生长季节 CO₂排放呈明显的单峰型曲线,峰值都发生在 7 月份,CO₂通量范围分别为 93.10—688.17、111.51—951.10 mg·m⁻²·h⁻¹,分别在 7 月上旬、中旬达到排放峰值(688.17、951.10 mg·m⁻²·h⁻¹),白桦沼泽土壤 CO₂排放高峰值较毛赤杨沼泽发生时期略微滞后。三者生长季节土壤 CO₂平均排放通量依次为 487.89、382.27、514.63 mg·m⁻²·h⁻¹,白桦沼泽较苔草沼泽提高了 5.5%,毛赤杨沼泽较苔草沼泽减少了 21.6%。因此,阔叶林沼泽 CO₂排放通量与苔草沼泽相近。

2.1.2 CH₄排放季节变化规律

苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽土壤 CH₄ 排放通量的季节变化规律存在差异性 (图 3), 但排放高峰期均发生在夏、秋两季。生长季节苔草沼泽和毛赤杨沼泽 CH₄ 排放都为双峰型曲线, 规律性较一致, 春季排放速率都较低, 分别持续到 7 月中旬、8 月上旬开始升高, 并都于 8 月下旬、9 月下旬同期达到排放峰值 (苔草沼泽: 6.33 、 $7.23 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$; 毛赤杨沼泽: 2.64 、 $2.08 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 之后逐渐下降直至秋末; 而生长季节白桦沼泽土壤 CH₄ 在较低水平波动 (-61.09 — $126.34 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 表现为排放和吸收交替的三峰型曲线, 春季排放通量逐渐上升, 于 7 月上旬、8 月中旬、10 月上旬达到峰值 (分别为 97.20 、 120.47 、 $126.34 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 并在 7 月中下旬、8 月下旬出现吸收现象。三者生长季节 CH₄ 平均排放通量依次为 1.88 、 1.03 、 $0.04 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 苔草沼泽为毛赤杨沼泽和白桦沼泽的 1.8 倍和 52.1 倍。因此, 阔叶林沼泽 CH₄ 排放通量明显低于苔草沼泽。

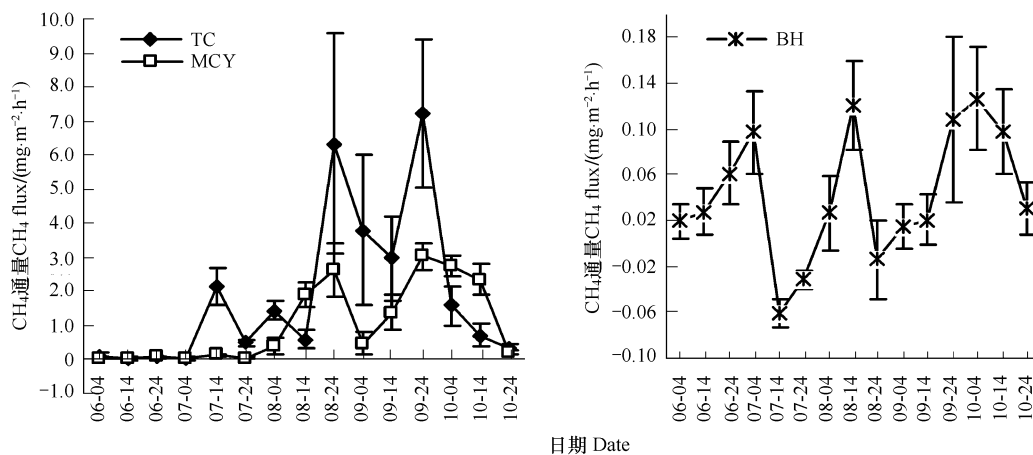


图 3 不同沼泽土壤 CH₄ 通量的季节变化规律

Fig. 3 Seasonal variations of CH₄ flux in different swamps soil

2.1.3 N₂O 排放季节变化规律

苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽生长季节土壤 N₂O 排放通量的季节变化规律性不一致 (图 4), 但夏季排放通量均较大。苔草沼泽 N₂O 呈排放和吸收交替发生的单峰曲线, 但总体表现为排放, 早春出现吸收现象 ($-18.84 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 此后逐渐上升, 至 8 月上旬达到排放峰值 ($29.08 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 随后呈波动下降趋势 (-4.64 — $14.71 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$); 毛赤杨沼泽和白桦沼泽均在 6 月上旬达到一个排放峰值 (178.34 、 $42.91 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 毛赤杨沼泽于 8 月中旬达到另一峰值 ($199.29 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 白桦沼泽 7 月中旬、8 月上中旬形成 3 个排放高峰值 (24.18 — $27.21 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 并于 10 月上旬出现微弱的吸收现象 ($-5.77 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 其他时间两样地排放波动幅度都不大, 分别为 10.37 — $79.17 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 、 0.68 — $14.01 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 。三者生长季节 N₂O 平均排放通量依次为 3.70 、 58.61 、 $11.73 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 毛赤杨沼泽为白桦沼泽和苔草沼泽的 4.9 倍和 14.8 倍, 白桦沼泽为苔草沼泽的 3.0 倍。因此, 阔叶林沼泽 N₂O 排放通量明显高于苔草沼泽。

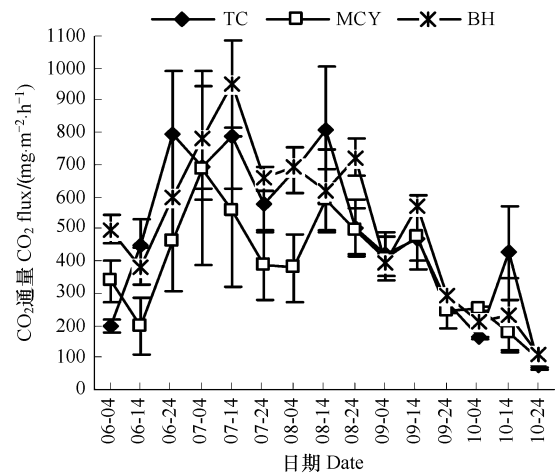


图 2 不同沼泽土壤 CO₂ 通量的季节变化规律

Fig. 2 Seasonal variations of CO₂ flux in different swamps soil

2.2 小兴安岭阔叶林沼泽土壤温室气体排放的影响因子

2.2.1 水位对阔叶林沼泽土壤温室气体排放的影响

由表 2 可以得到,水位对苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽生长季节土壤 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放通量的影响存在着明显的差异性。苔草沼泽 N₂O 排放与水位呈显著负相关($P < 0.05$),白桦沼泽 CO₂ 排放与水位呈显著负相关($P < 0.05$),毛赤杨沼泽 CH₄ 排放与水位呈极显著正相关($P < 0.01$),除此之外,各样地其他温室气体排放通量与水位间相关性均不显著($P > 0.05$)。因此,水位对沼泽生长季节 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放通量的影响随沼泽类型的不同而有所变化。

2.2.2 温度对阔叶林沼泽土壤温室气体排放的影响

由表 2 可以得到,温度对苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽生长季节土壤 CO₂ 排放通量的影响比较一致,但对 CH₄ 和 N₂O 的影响却存在着较大的差异性。苔草沼泽 CO₂ 排放通量与空气温度、5—20 cm 土壤温度呈极显著的正相关($P < 0.01$),与地表温度呈显著的正相关($P < 0.05$);毛赤杨沼泽 CO₂ 排放通量与 5—20 cm 土壤温度呈极显著的正相关($P < 0.01$),与空气温度和地表温度呈显著的正相关($P < 0.05$);白桦沼泽 CO₂ 排放通量与空气温度、0—15 cm 土壤温度呈极显著的相关($P < 0.01$),与 20 cm 土壤温度呈显著的正相关($P < 0.05$)。因此,空气温度和 0—20 cm 土壤温度是 3 种类型沼泽生长季节土壤 CO₂ 排放通量的主要影响因子。苔草沼泽 CH₄ 排放通量与 30—40 cm 土壤温度呈显著正相关($P < 0.05$),毛赤杨沼泽 CH₄ 排放通量与地表温度呈显著负相关($P < 0.05$),而白桦沼泽 CH₄ 排放通量与温度未达到显著相关水平。白桦沼泽 N₂O 排放通量仅与地表温度呈显著正相关($P < 0.05$),而苔草沼泽和毛赤杨沼泽 N₂O 排放通量与温度均未达到显著相关水平($P < 0.05$)。因此,温度对沼泽生长季节 CH₄ 和 N₂O 排放通量的影响随沼泽类型的不同也有所变化。

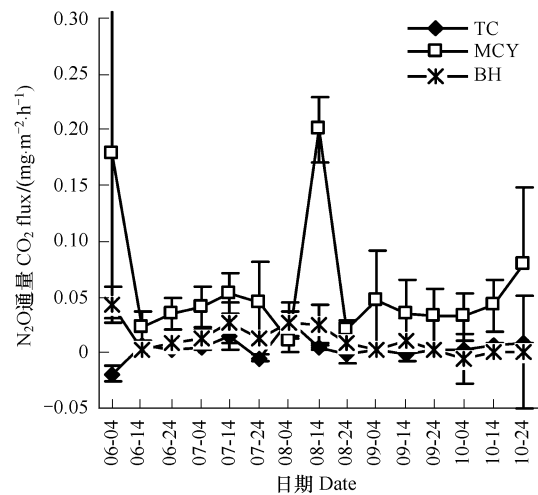


图 4 不同沼泽土壤 N₂O 通量的季节变化规律

Fig. 4 Seasonal variations of N₂O flux in different swamps soil

表 2 不同沼泽土壤温室气体排放通量与环境因子的 pearson 相关分析

Table 2 Correlation analysis of between greenhouse gas with groundwater table or temperature in different swamps soil

沼泽类型 Swamp types	通量 Flux	水位 Water table	空气 Air	土壤 Soil						
				0 cm	5 cm	10 cm	15 cm	20 cm	30 cm	40 cm
苔草沼泽 <i>Carex schmidtii</i> marsh	CO ₂	-0.229	0.685 **	0.624 *	0.725 **	0.728 **	0.719 **	0.643 **	0.176	0.079
	CH ₄	-0.036	-0.485	-0.404	0.046	0.218	0.319	0.432	0.635 *	0.669 *
	N ₂ O	-0.530 *	0.130	0.188	0.052	0.090	0.200	0.273	-0.121	-0.267
毛赤杨沼泽 <i>Alnusibirica</i> var. <i>hirsute</i> swamp	CO ₂	-0.316	0.603 *	0.615 *	0.809 **	0.836 **	0.815 **	0.733 **	0.497	0.445
	CH ₄	0.729 **	0.503	-0.563 *	-0.209	-0.078	0.116	0.232	0.492	0.405
	N ₂ O	0.264	-0.134	0.020	0.325	0.233	0.089	-0.001	0.253	0.168
白桦沼泽 <i>Betula platyphylla</i> swamp	CO ₂	-0.535 *	0.752 **	0.825 **	0.863 **	0.776 **	0.648 **	0.550 *	0.305	0.236
	CH ₄	0.256	-0.034	-0.129	-0.003	0.053	0.140	0.146	0.183	0.352
	N ₂ O	-0.208	0.482	0.522 *	0.497	0.350	0.236	0.143	0.206	0.073

* * 极显著相关 Correlation is significant at 0.01 level; * 显著相关 Correlation is significant at 0.05 level

2.3 小兴安岭阔叶林沼泽土壤温室气体源汇分析

根据生长季观测的小兴安岭苔草沼泽、毛赤杨沼泽、白桦沼泽土壤的 CO₂、N₂O、CH₄ 排放通量数据,通过分时段计算可以得到这 3 种沼泽在生长季节土壤温室气体的排放总量,进而探讨其土壤温室气体的源汇作用。

生长季节苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽土壤 CO_2 排放量分别为 17.56、13.76、18.53 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 呈现出白桦沼泽 > 苔草沼泽 > 毛赤杨沼泽变化趋势, 但阔叶林沼泽与苔草沼泽的变化幅度并不大 (5.5%—21.6%), 因此三者均为 CO_2 的较强排放源。 CH_4 排放量依次为 67.54、37.05、1.30 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 呈现出苔草沼泽 > 毛赤杨沼泽 > 白桦沼泽变化趋势, 且毛赤杨沼泽和白桦沼泽仅为苔草沼泽的 54.9% 和 1.9%, 因此苔草沼泽为 CH_4 的强排放源, 毛赤杨沼泽为中排放源, 白桦沼泽为弱排放源。 N_2O 排放量依次为 0.13、2.11、0.42 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 呈现出毛赤杨沼泽 > 白桦沼泽 > 苔草沼泽变化趋势, 且毛赤杨沼泽和白桦沼泽分别为苔草沼泽的 16.2 倍和 3.2 倍, 因此毛赤杨沼泽为 N_2O 的强排放源, 白桦沼泽为中排放源, 苔草沼泽为弱排放源。

进一步对苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽生长季节土壤温室气体排放总量加以分析, 依据 CH_4 和 N_2O 潜在增温效应分别是 CO_2 的 25 倍和 296 倍计算^[43], 则依次相当于排放了 1.69、0.93、0.033 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 0.038、0.62、0.12 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的 CO_2 , 故三者生长季节土壤的温室气体排放总量依次相当于 19.29、15.31、18.68 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的 CO_2 , 阔叶林沼泽较苔草沼泽有所降低 (3.2%—20.6%)。同时, 三者生长季节土壤温室气体组成结构依次为 CO_2 、 CH_4 、 N_2O : 91.0%、8.8%、0.2%, 89.9%、6.1%、4.0%, 99.2%、0.2%、0.6%, 苔草沼泽以 CO_2 和 CH_4 排放为主, 毛赤杨沼泽 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 均占有一定的比例, 而白桦沼泽仅以 CO_2 排放为主。因此, 小兴安岭阔叶林沼泽土壤的温室气体组成结构与苔草沼泽也存在差异性。

3 讨论

3.1 CO_2 季节变化与环境因子的相关性

小兴安岭阔叶林沼泽土壤在生长季为 CO_2 的排放源, 且其排放主要集中在夏季, 并与 0—20 cm 土壤温度存在显著相关性, 这与现有研究结论基本一致^[15-18,35]。其原因可能主要由于湿地植物多为浅根系, 其根系主要分布在土壤上层 (<30 cm), 微生物分解凋落物也主要在此层, 因此相对较高的土壤温度势必有利于植物根系呼吸和微生物的分解, 结果使湿地 CO_2 排放与上层土壤温度存在显著相关性。同时, 由于春季气温逐渐升高、土壤解冻, 植物开始生长, 根系呼吸和土壤微生物活动也逐渐增强, 土壤 CO_2 排放量也随之加大; 夏季气温维持较高水平, 土壤冻层融化, 植物生长处于旺盛阶段, 根系呼吸与土壤微生物活动强烈, 土壤 CO_2 排放量最大; 而秋季气温开始下降, 植物生长随之衰退, 致使土壤 CO_2 排放量呈逐渐降低趋势。此外, 小兴安岭阔叶林沼泽生长季土壤 CO_2 平均排放通量 (382.27—514.63 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 低于三江平原沼泽湿地 (548.04—983.28 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)^[15-16,35,44], 但高于瑞典南部水位相近的白桦沼泽和赤杨沼泽湿地 (168—264 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)^[45], 因此小兴安岭阔叶林沼泽土壤应属于 CO_2 的较强排放源。

3.2 CH_4 季节变化与环境因子的相关性

小兴安岭苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽 CH_4 排放主要集中在夏秋季, 这与现有研究结论相类似^[46-49]。其原因可能是由于林区湿地土壤解冻过程要持续到 7 月上中旬, 春季土壤解冻层较浅, 产甲烷菌活动空间较小, CH_4 排放量相对较低; 而夏季温度升高, 土壤冻层全部消失, 降水量相对较大, CH_4 产生菌所需要的厌氧空间随之加大, 势必使产甲烷菌活性增强, 同时夏季维管植物生长旺盛可能更有利于 CH_4 的传导^[50]; 秋季水位也相对较高, 加之植物干枯后根部开始腐烂, 使活性有机碳输入增强^[51], 从而促进了秋季 CH_4 的排放。

小兴安岭苔草沼泽 CH_4 排放通量与 30—40 cm 土壤温度呈显著正相关; 毛赤杨沼泽 CH_4 排放通量与水位呈显著正相关, 并与地表温度呈显著的负相关; 而白桦沼泽 CH_4 排放通量与温度及水位均不存在显著相关。这与湿地 CH_4 排放每个过程 (生成、氧化与传输) 都受到温度与水位的影响^[52] 的研究结论基本一致。苔草沼泽长期处于水淹状态, 水位不再是 CH_4 排放的限制因子, 而 30—40 cm 土壤温度相对较低, 对 CH_4 排放可能具有限制作用; 毛赤杨沼泽水位居中, 存在部分上层有氧空间, 地表温度升高可能加强了 CH_4 的氧化过程, 水位升高会增加厌氧空间, 加强 CH_4 生成过程, 结果使其 CH_4 排放通量与水位呈显著正相关, 并与地表温度呈显著的负相关; 但白桦沼泽水位较低, 厌氧空间有限, 进而表现出 CH_4 排放与水位和温度相关不显著。过往研究也发现, CH_4 通量与温度 (泥炭温度和水温) 都无显著相关性^[35,53], 这可能是由于水位等环境因素掩盖了温度对

CH₄通量的影响,因此,只有在水位达到或接近地表时,温度对 CH₄排放的影响作用才被表现出来^[44,54]。

小兴安岭苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽均为 CH₄的排放源,但苔草沼泽 > 毛赤杨沼泽 > 白桦沼泽,这与瑞典南部长期水淹莎草沼泽 CH₄平均通量 ($1.35 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)^[12] > 水位较高的赤杨沼泽 ($1.12 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) > 水位较低的白桦沼泽 ($0.11 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)^[55]的研究结论相同。其原因主要是由于水位的空间异质性,高水位地带 CH₄排放量大于低水位地带^[56],常年积水沼泽大于季节性积水沼泽^[18,30,39],多雨年份排放量大于干旱年份^[28],主要是由于高水位地带土壤厌氧空间层增大,产甲烷菌活性的增强,甲烷的生成量较大^[25,33,57],因此苔草沼泽 CH₄排放量大于森林沼泽。

3.3 N₂O 季节变化与环境因子的相关性

小兴安岭苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽生长季 N₂O 排放通量的季节变化规律有所不同,苔草沼泽在春季表现出吸收 N₂O、夏季 N₂O 排放量相对较大,而毛赤杨沼泽和白桦沼泽则在春、夏季排放量最大。这些研究结果进一步证实沼泽湿地 N₂O 季节排放规律存在较大的变异性,毛赤杨沼泽和白桦沼泽符合春、夏季 N₂O 排放量最大^[17-19]的观点,而苔草沼泽则在夏季 N₂O 排放量最大。毛赤杨和白桦沼泽在春季 N₂O 排放量较大,可能是由于春季冻土融化使冬季储存在土壤中的 N₂O 排放所致^[19,58],而苔草沼泽在春季呈现出 N₂O 吸收现象(这与三江平原草丛沼泽研究结果^[47]相同),可能与春季土壤解冻引起水位升高有关。

小兴安岭苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽生长季均为 N₂O 的排放源,但苔草沼泽 ($3.70 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 低于现有研究结果 ($6.87\text{—}40.96 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)^[33,38-39,48,55,59-61]的下限,应为 N₂O 的弱排放源;白桦沼泽 ($11.73 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 在上述范围之内,应为 N₂O 的中排放源;而毛赤杨沼泽 ($58.61 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) 则高于其上限,应为 N₂O 的强排放源。毛赤杨沼泽为 N₂O 的强排放源可能与其土壤根瘤菌固 N 作用有关;也可能与其具有中等水位有关,正如 Mitsch 和 Gosselink 所指出的 N₂O 产生需要部分厌氧条件^[62]。苔草沼泽为 N₂O 的弱排放源,且其与水位呈显著的负相关关系,可能是由于其水位过高, O₂ 供应过低,严格的厌氧环境使反硝化作用进行比较彻底,而生成较多的 N₂^[63]。而白桦沼泽 N₂O 排放量较低,可能是由于其水位较低, O₂ 供应较充足,硝化作用生成硝酸过程相对较强烈^[63]所致。

4 结论

(1) 小兴安岭苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽生长季节土壤 CO₂ 排放具有明显的季节变化规律性,其排放均集中在夏季,平均排放通量呈现出白桦沼泽 > 苔草沼泽 > 毛赤杨沼泽 (514.63 、 487.89 、 $382.27 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$); CH₄ 排放主要集中在夏、秋两季,平均排放通量呈现出苔草沼泽 > 毛赤杨沼泽 > 白桦沼泽 (1.88 、 1.03 、 $0.04 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$); 毛赤杨沼泽和白桦沼泽 N₂O 排放集中在春夏季,苔草沼泽则表现出春季吸收而夏秋季排放,平均排放通量呈现出毛赤杨沼泽 > 白桦沼泽 > 苔草沼泽 (58.61 、 11.73 、 $3.70 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)。

(2) 小兴安岭苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽生长季节土壤 CO₂ 排放通量与空气温度和 0—20 cm 土壤温度均呈显著正相关;苔草沼泽 CH₄ 排放通量与 30—40 cm 土壤温度呈显著正相关,毛赤杨沼泽 CH₄ 排放通量与地表温度呈显著负相关,而白桦沼泽 CH₄ 排放通量与温度相关不显著;白桦沼泽 N₂O 排放通量与地表温度呈显著正相关,而苔草沼泽和毛赤杨沼泽 N₂O 排放通量与温度均未达到显著相关水平。苔草沼泽 N₂O 排放与水位呈显著负相关;白桦沼泽 CO₂ 排放与水位呈显著负相关;毛赤杨沼泽 CH₄ 排放与水位呈显著正相关。

(3) 小兴安岭苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽生长季节土壤均为 CO₂ 排放源 (17.56 、 13.76 、 $18.53 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$),阔叶林沼泽与苔草沼泽相近 ($5.5\%\text{—}21.6\%$);三者均为 CH₄ 排放源 (67.54 、 37.05 、 $1.30 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$),苔草沼泽为 CH₄ 的强排放源,毛赤杨沼泽为中排放源,白桦沼泽为弱排放源;三者均为 N₂O 排放源 (0.13 、 2.11 、 $0.42 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$),毛赤杨沼泽为 N₂O 的强排放源,白桦沼泽为中排放源,苔草沼泽为弱排放源。

(4) 小兴安岭苔草沼泽、毛赤杨沼泽和白桦沼泽生长季节土壤温室气体排放总量相当于 19.29 、 15.31 、 $18.68 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的 CO₂,阔叶林沼泽略低于苔草沼泽 ($3.2\%\text{—}20.6\%$);且阔叶林沼泽土壤的温室气体组成结构与苔草沼泽也存在差异性,苔草沼泽以 CO₂ 和 CH₄ 排放为主 (91.0% 和 8.8%),毛赤杨沼泽 CO₂、CH₄、N₂O 均

占有一定的比例(89.9%、6.1%、4.0%),而白桦沼泽仅以 CO₂排放为主(99.2%)。

References:

- [1] Gorham E. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1991, 52: 182-195
- [2] Brix H. Gas exchange through the soil-atmosphere on terphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage, *Water Research*, 1990, 24: 259-266
- [3] Mathews E, Fung I. Methane emission from Natural Wetlands: Global distribution, area and environmental characteristics of sources. *Global Biogeochemical Cycles*, 1987, 1: 61-86.
- [4] Bubier J L, Moore T R. An ecological perspective on methane emissions from northern wetlands. *Trends in Ecology and Evolution*, 1994, 9: 460-464.
- [5] Letey J, Valoras N, Focht D D, Ryden J C. Nitrous oxide production and reduction during denitrification as affected by redox potential. *Soil Science Society of America*, 1981, 45: 727-730.
- [6] Dong Y S, Zhang S, Qi Y C, Chen Z Z. The CO₂, N₂O, CH₄ flux observation and their diurnal changes of the typical grassland in the Inner Mongolia. *Chinese Science Bulletin(briefing)*, 2000, 4(3): 306-310.
- [7] Song C C, Wang Y S, Wang Y Y, Zhao Z C. Emission of CO₂, CH₄ and N₂O from freshwater marsh during freeze-thaw period in Northeast of China. *Atmospheric Environment*, 2006, (40): 6879-6885.
- [8] Wang Z P, Han X G. Diurnal variation in methane emissions in relation to plants and environmental variables in the Inner Mongolia marshes. *Atmospheric Environment*, 2005, (39): 6295-6305
- [9] Huttunen J T, Nykänen H, Turunen J, Martikainen P J. Methane emissions from natural peatlands in the northern boreal zone in Finland, Fennoscandia. *Atmospheric Environment*, 2003, 37: 147-151.
- [10] Zhang J B, Song C C, Yang Y Y. Cold season CH₄, CO₂ and N₂O Fluxes from freshwater marshes in northeast China. *Chemosphere*, 2005, (59): 1703-1705
- [11] Bubier J L, Moore T R, Bellisario L M, Comer N T, Crill P M. Ecological controls on methane emission from a northern peatland complex in the zone of discontinuous permafrost, Manitoba, Canada. *Global Biogeochemical Cycles*, 1995, 9: 455-470.
- [12] Arnold K. V, Weslien P, Nilsson M, Svensson H, Klemetsson L. Augustin J, Mcrbach W. Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained coniferous forests on organic soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 210: 239-254.
- [13] Jauhiainen J, Takahashi H, Heikkinen J E P, Martikainen P, Vasander H. Carbon fluxes from a tropical peat swamp forest floor. *Global Change Biology*, 2005, 11: 1788-1797.
- [14] Scott K J, Kelly C A, Rudd J W M. The importance of floating peat to methane fluxes from flooded peatlands. *Biogeochemistry*, 1999, 47: 187-202.
- [15] Liikanen A, Huttunen J T, Karjalainen S M, Heikkinen K, Väisänen T S, Nykänen H, Martikainen P J. Temporal and seasonal changes in greenhouse gas emissions from a constructed wetland purifying peat mining runoff waters. *Ecological Engineering*, 2006, 26: 241-251.
- [16] Song C C, Wang Y Y, Wang Y S, Zhao Z C. Character of the greenhouse gas emission in the fresh water mire under human activities. *Scientia Geographica Sinica*, 2006b, 26(1): 82-86.
- [17] Hao Q J, Wang Y S, Song C C, Wang Y Y, Wang M X. Primary study on CO₂ and CH₄ emissions from wetland soils in the Sanjiang Plain. *Journal of Agro-Environment Science*, 2004, 23: 846-851.
- [18] Liikanen A, Huttunen J T, Karjalainen S M, Heikkinen K, Väisänen T S, Nykänen H, Martikainen P J. Temporal and seasonal changes in greenhouse gas emissions from a constructed wetland purifying peat mining runoff waters. *Ecological Engineering*, 2006, 26: 241-251.
- [19] Wang Y Y, Zheng X H, Song C C, Zhao Z C. N₂O flux in typical wetlands of Sanjiang Plain. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(3): 493-497.
- [20] Sjøvik A K, Kløve B. Emission of N₂O and CH₄ from a constructed wetland in southeastern Norway. *Science of the Total Environment*, 2007, 38: 28-37.
- [21] Minkinen K, Laine J. Vegetation heterogeneity and ditches create spatial variability in methane fluxes from peatlands drained for forestry. *Plant Soil*, 2006, 285: 289-304.
- [22] Smith K A, Thomson P E, Clayton H, Metaggar I P. Effects on temperature, water content and nitrogen fertilization on emissions of nitrous oxide by soil. *Atmospheric Environment*, 1998, 32: 3301-3309.
- [23] Sorrell B K, Brix H, Schiierup H H, Lorenzen B. Die-back of *Phragmites australis*; influence on the distribution and rate of sediment methanogenesis. *Biogeochemistry*, 1997, 36: 173-188.

- [24] Vann C D, Megoniga J P. Elevated CO₂ and water depth regulation of methane emissions Comparison of woody and non-woody wetland plant species. *Biogeochemistry*, 2003, 63: 117-134.
- [25] Ding W X, Cai Z C, Tsuruta H. Effect of standing water depth on methane emissions from freshwater marshes in Northeast China. *Atmospheric Environment*, 2002, 36: 5149-5157.
- [26] Jauhainen J, Takahashi H, Heikkinen J, Martikainen T, Vasander H. Carbon fluxes from a tropical peat swamp forest floor. *Global Change Biology*, 2005, 11: 1788-1797.
- [27] Moore T R, Dalva M. The influence of temperature and water table position on Methane and carbon dioxide emissions from laboratory columns of peat land soils. *Journal of Soil Science*, 1993, 44: 651-664.
- [28] Bubier J L, Moore T R, Savage K, Crill P. A comparison of methane flux in a boreal landscape between a dry and a wet year. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19: 1023-1029.
- [29] Hargreaves K J, Fowler D, Pitcairn C E R, Aurela M. Annual methane emission from Finnish mires estimated from eddy covariance campaign measurements. *Theoretical and Applied Climatology*, 2001, 70: 203-213.
- [30] Silvola J, Alm J, Ahlholm U, Nykänen H, Martikainen P J. CO₂ fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. *Journal of Ecology*, 1996, 84: 219-228.
- [31] Regina K, Nykänen H, Silvola J, Martikainen P J. Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry*, 1996, 35: 401-418.
- [32] Martikainen P J, Nykänen H C, Silvola P M. Effect of a lower water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature*, 1993, 366: 51-53.
- [33] Yang J S, Liu J S, Wang J D, Yu J B, Sun Z G, Li X H. Emissions of CH₄ and N₂O from wetland in the Sanjiang Plain. *Journal of Plant Ecology (Formerly Acta Phytocologica Sinica)*, 2006, 30: 432-440.
- [34] Melling L, Hatano R, Kah J G. Methane fluxes from three ecosystems in tropical peatland of Sarawak, Malaysia. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37: 1445-1453.
- [35] Song C C, Yan B X, Wang Y S, Wang Y Y, Lou Y J, Zhao Z C. Fluxes of carbon dioxide and methane from swamp and impact factors in Sanjiang Plain, China. *Chinese Science Bulletin*, 2003, 48: 2473-2477.
- [36] Wang Z P, Han X G, Li L H. Methane emission patches in riparian marshes of the Inner Mongolia. *Atmospheric Environment*, 2006, 40: 5528-5532.
- [37] Yang J S, Li J S, Wang J D, Yu J B, Sun Z G, Li X H. Emissions of CH₄ and N₂O from wetland in the Sanjiang Plain. *Journal of Plant Ecology (Formerly Acta Phytocologica Sinica)*, 2006, 30: 432-440.
- [38] Huang G H, Xiao D N, Li Y X, Chen G X, Yang Y C, Zhao C W. CH₄ emission from the reed wetland. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(9): 1494-1497.
- [39] Wang D X, Lü X G, Ding W X, Cai Z C, Wang Y Y. Methane emission from marshes in Zoige Plateau. *Advance in Earth Sciences*, 2002, 17: 877-880.
- [40] Ye Y, Lu C Y, Lin P. Seasonal and Spatial Changes of Methane Emissions from Mangrove Wetlands in Hainan Island and Xiamen. *Scientia Atmospherica Sinica*, 2000, 24(2): 152-156.
- [41] Yang J S, Yu J B, Liu J S, Wang J D, Sun Z G, Li X H. N₂O and CH₄ fluxes in an island forestin wetland, Sanjiang Plain. *Ecology and Environment*, 2004, 13(4): 476-479.
- [42] Wang Y S. Chamber methods for measuring carbon exchange // Chen P Q ed. *Carbon Circling in Earth System*. Beijing: Science Press, 2004: 130-145.
- [43] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change // Solomon S D, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt K B, Tignor M and Miller H L eds. *Climate change in 2007, The Physical Science Basis*. Cambridge, UK: Cambridge University Press,
- [44] Zhang L H, Song C C, Wang D X. CO₂, CH₄ and N₂O emissions to the atmosphere upon nitrogen addition in the swamp wetland. *Scientiae Circumstantiae*, 2005, 25(8): 1112-1118.
- [45] Moore T R, Knowles R. Methane emission from fen, bog and swamp peatlands in Quebec. *Biogeochemistry*, 1990, 11: 45-61.
- [46] Sugimoto A, Fujita N. Characteristics of methane emission from different vegetations on a wetland. *Tellus*, 1997, 49: 382-392.
- [47] Brix H, Sorrell B K, Lorenzen B. Are phragmites-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases. *Aquatic Botany*, 2001, 69: 313-324.
- [48] Rask H, Schoenau J, Anderson D. Factors influencing methane flux from a boreal forest wetland in Saskatchewan, Canada. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34: 435-443.

- [49] Inubushi K, Furukawa Y, Hadi A. Seasonal changes of CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in relation to landuse change in tropical peatlands located in coastal area of South Kalimantan. *Chemosphere*, 2003, 52: 603-608
- [50] Post W M. Report of a workshop on climate feedbacks and the role of peatland, tundra and boreal ecosystems in the global carbon cycle. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, USA, 1990.
- [51] Kang H, Freeman C. The influence of hydrochemistry on methane emissions from two contrasting northern wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2002, 141: 263-272.
- [52] Segers R. Methane production and methane consumption — a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, 1998, 41: 23-51.
- [53] Morrissey L A, Livingston G P. Methane emissions from Alaska Arctic Tundra: an assessment of local spatial variability. *Journal of Geophysical Research*, 1992, 97, 16661-16670.
- [54] Song C C, Zhang L H, Wang Y Y, Zhao Z C. Annual dynamics of CO₂, CH₄, N₂O emissions from freshwater marshes and affected by nitrogen fertilization. *Environmental Science*, 2006, 27: 2369-2375.
- [55] Arnold K V, Nilsson M, Hanell B, Weslien T, Klemetsson L. Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained organic soils in deciduous forests, *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37: 1059-1071.
- [56] Juutinen S, Alm J, Martikainen P, Silvola J. Effects of spring flood and water level draw-down on methane dynamics in the littoral zone of boreal lakes. *Freshwater Biology*, 2001, 46: 855-869.
- [57] Saarnio S, Alm J, Silvola J, Lohila A, Nykanen H. Seasonal variation in CH₄ emissions and production and oxidation potentials at microsite on an oligotrophic pine fen. *Oecologia*, 1997, 110: 414-422.
- [58] Burton D L, Beauchamp E G. Profile nitrous oxide and carbon dioxide concentrations in a soil subject to freezing. *Soil Science Society of America Journal*, 1994, 58(1): 115-122.
- [59] Bubier J L, Gaytri B, Moore T R, Roulet N T, Lafleur P M. Spatial and Temporal Variability in Growing-season net ecosystem carbon dioxide exchange at a large peatland in Ontario, Canada. *Ecosystem*, 2003, 6: 353-367.
- [60] Sun Z G, Liu J S, Wang J D, Yang J S. N₂O flux characteristics and its affecting factors before and after reclamation of calam agrostis angustifolia wetland in san jiang ping yuan. *Journal of Shandong Agricultural University (Natural Science)*, 2007, 38(3): 443-449
- [61] Nykänen H, Alm J, Lang K, Silvola J, Martikainen P J. Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography*, 1995, 22: 351-357.
- [62] Mitsch W J, Gosselink J G. *Wetlands*. New York: Van Nostrand Reinhold Company, 1986, 1-43: 356-430
- [63] Parton W J, Mosier A R, Ojima D S, Valenpine D W, Schimel D S, Weier K, Kulmala A E. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*, 1996, 10(3): 401-412.

参考文献:

- [19] 王毅勇, 郑循华, 宋长春, 赵志春. 三江平原典型沼泽湿地氧化亚氮通量. *应用生态学报*, 2006, 17(3): 493-497.
- [35] 宋长春, 阎百兴, 王跃思, 王毅勇, 姜彦景, 赵志春. 三江平原沼泽湿地 CO₂ 和 CH₄ 通量及影响因子. *科学通报*, 2003, 48(23): 2473-2477.
- [37] 杨继松, 刘景双, 王金达, 于君宝, 孙志高, 李新华. 三江平原生长季沼泽湿地 CH₄、N₂O 排放及其影响因素. *植物生态学报*, 2006, 30(3): 432-440.
- [38] 黄国宏, 肖笃宁, 李玉祥, 陈冠雄, 杨玉成, 赵长伟. 芦苇湿地温室气体甲烷排放研究. *生态学报*, 2001, 21(9): 1494-1497.
- [39] 王德宣, 吕宪国, 丁维新, 蔡祖聪, 王毅勇. 三江平原沼泽湿地与稻田 CH₄ 排放对比研究. *地理科学*, 2002, 22(4): 500-503.
- [40] 叶勇, 卢昌义, 林鹏. 海南岛和厦门红树林湿地 CH₄ 排放的时空变化. *大气科学*, 2000, 24(2): 152-156.
- [41] 杨继松, 于君宝, 刘景双, 王金达, 孙志高, 李新华. 三江平原湿地岛状林 CH₄ 和 N₂O 排放通量的特征. *生态环境*, 2004, 13(4): 476-479.
- [42] 王跃思. 碳交换的箱法测定 // 陈泮勤主编. *地球系统碳循环*. 北京: 科学出版社, 2004: 130-145.
- [44] 张丽华, 宋长春, 王德宣. 沼泽湿地 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放对氮输入响应. *环境科学学报*, 2005, 25(8): 1112-1118.
- [54] 宋长春, 张丽华, 王毅勇, 赵志春. 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. *环境科学*, 2006c, 27(12): 2369-2375.
- [60] 孙志高, 刘景双, 王金达, 杨继松. 三江平原小叶章湿地开垦前后 N₂O 通量特征与影响因素分析. *山东农业大学学报(自然科学版)*, 2007, 38(3): 443-449.