

排水造林对小兴安岭沼泽甲烷排放的影响

孙晓新, 牟长城*, 冯登军, 刘 霞, 程 伟, 石兰英

(东北林业大学林学院, 哈尔滨 150040)

摘要: 沼泽排水造林是近年来小兴安岭湿地遭受到的主要干扰类型之一。以小兴安岭天然沼泽湿地-苔草(*Carex schmidtii*)沼泽和灌丛沼泽, 以及沼泽排水后营造(大垄排水造林)的 10a 和 20a 兴安落叶松(*Larix gmelinii*)人工林为研究对象, 利用静态暗箱-气相色谱法观测兴安落叶松人工林甲烷通量与天然苔草沼泽和灌丛沼泽的差异及其相关环境影响因子, 探讨排水造林对甲烷通量的影响及其影响机制。结果表明: 天然沼泽和落叶松人工林甲烷通量都有明显的季节变化规律, 但人工林甲烷通量峰值出现的时间和频率与天然沼泽不同, 峰值相对较小, 有吸收甲烷的现象出现。10a 和 20a 落叶松人工林甲烷排放通量显著(10a 落叶松人工林 $p=0.005$, 20a 落叶松人工林 $p=0.009$) 低于天然苔草沼泽和灌丛沼泽的平均值。苔草沼泽、灌丛沼泽、10a 和 20a 落叶松人工林生长季(150d) 甲烷排放总量分别为 $(6.66 \pm 8.31) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, $(0.32 \pm 0.31) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, $(0.13 \pm 0.50) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $(-0.11 \pm 0.20) \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。沼泽排水造林后甲烷排放量减少的主要原因为水位下降和维管植物的减少; 此外, 排水沟相对面积减少也是导致人工林甲烷排放速率降低的原因之一。

关键词: 沼泽; 排水造林; 甲烷排放; 小兴安岭

文章编号: 1000-0933(2009)08-4251-09 中图分类号: X511 文献标识码: A

Effects of wetland draining for forestation on methane emissions in Xiaoxing'an Mountains, Northeast China

SUN Xiao-Xin, MU Chang-Cheng*, FENG Deng-Jun, LIU Xia, CHENG Wei, SHI Lan-Ying

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

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(8): 4251 ~ 4259.

Abstract: Draining for forestation is one of the main disturbances of wetlands in Xiaoxing'an Mountains, Northeast China. To evaluate effects of wetland draining for forestation on methane emissions and affecting factors, methane fluxes in a natural *Carex schmidtii* marsh, a thicket swamp, 10- and 20- years-old *Larix gmelinii* plantations afforested after wetland draining were measured by using a static opaque chamber and gas chromatography method. Results showed that there was a significant seasonal pattern of methane fluxes in both wetlands and plantations, but the peak values in the latter were less than those in the former. Methane uptakes were observed in the plantations but not in the wetlands. The methane emissions in the plantations were significantly (10- years-old plantation: $p=0.005$; 20- years-old plantation: $p=0.009$) lower than those in the wetlands. Total methane emissions during growing season (150d) in the marsh, the swamp, the 10- and 20- years-old plantations were $(6.66 \pm 8.31) \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, $(0.32 \pm 0.31) \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, $(0.13 \pm 0.50) \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, and $(-0.11 \pm 0.20) \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, respectively. Water table lowering and vascular plants decreasing mainly contributed to the decrease of methane emission rates after wetlands draining for forestation. The decrease of draining ditches area may also cause methane emission rates decreasing in the plantations.

Key Words: wetlands; draining for forestation; methane emissions; Xiaoxing'an Mountains

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(30670349)

收稿日期: 2008-05-03; 修订日期: 2008-12-10

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

天然湿地是大气甲烷的最大来源,每年大约向大气中排放 110Tg 的甲烷^[1],占全球排放总量的 20% 左右^[2],因此天然湿地对大气甲烷含量及其未来变化趋势具有重要的调节作用。然而,由于人类活动影响的加剧,使天然湿地遭到严重破坏,其中湿地排水改造利用是重要干扰类型之一,如湿地排水改造为农田、森林或用来开采泥炭等方面的利用,仅在温带和北方区域就使约 2000 万 hm^2 的天然湿地遭到严重破坏^[3]。湿地破坏后对大气甲烷含量的调节作用势必会相应地发生改变,因此,探讨排水干扰对湿地甲烷排放影响效果及其机制尤为必要。

目前国际相关研究表明:在排水干扰对湿地甲烷排放影响效果方面,一般认为湿地排水会减少甲烷排放通量^[4~7]或使湿地从甲烷的排放源完全转变为甲烷的汇^[8,9]。据估计,过去的 100a 中,由于湿地排水使全球甲烷排放量每年减少约 1Tg^[3,10]。在排水干扰对湿地甲烷排放通量的影响机制方面,认为湿地排水一方面会降低水位,水位下降又降低了土壤的厌氧条件^[11],不利于产甲烷菌活动和有机物质的厌氧分解^[12,13],另一方面,水位下降还会增加土壤氧化层厚度,厌氧分解产生的甲烷有更多的部分被氧化^[9,14],所以甲烷通量减少。同时,由于区域气候或干扰程度的不同,也使排水干扰对湿地甲烷排放通量的影响效果存在着较大的差异性,有时差异会达到两个数量级^[5,6],因此,尚有必要加强不同区域与不同干扰程度的对比研究。

我国是世界天然湿地分布面积较多的国家之一,天然湿地同样受到严重的人为干扰破坏,如我国湿地主要分布区之一的东北地区,近些年有大面积的湿地受到人为干扰的影响,其中最主要的干扰类型包括三江平原的湿地排水垦殖和大小兴安岭和长白山区的湿地排水造林^[15]。但目前国内有关排水干扰对湿地甲烷通量影响方面的研究尚不多见,仅见有三江平原湿地排水垦殖前后甲烷排放规律的研究报道,结果表明:湿地排水垦殖为水田或旱田后,降低了水位和土壤的饱和状态,因此降低了甲烷排放量^[16~18],或由甲烷的排放源转变为甲烷的汇^[18,19]。但是有关大小兴安岭和长白山区湿地排水造林对甲烷排放影响的研究,至今尚未见报道。因此,本文选择具有代表性的小兴安岭天然沼泽湿地以及沼泽湿地排水造林后的落叶松人工林为研究对象,利用静态暗箱-气相色谱法研究沼泽湿地排水造林前后甲烷排放通量的季节变化规律、生长季甲烷排放通量及排放总量,并结合环境因子探讨排水造林对沼泽湿地甲烷排放通量的影响效果及其影响机制,以便为我国制定湿地甲烷排放清单及控制湿地甲烷排放对策提供科学依据。

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 $48^{\circ}03'53'' \sim 48^{\circ}17'11''\text{N}$, $128^{\circ}30'36'' \sim 128^{\circ}45'00''\text{E}$ 。平均海拔 260 ~ 500m。属温带大陆湿润季风气候,受海洋气团和西伯利亚寒流影响,气温波动较大。冬季干冷、漫长,夏季闷热多雨并且短暂。年平均气温约 0.4°C ,年积温在 2000°C 到 2500°C 之间。年平均降水量 630mm,全年有两个降水高峰期,一是冬季的降雪,二是每年 7 ~ 8 月间的降雨,高峰期降水占全年降水量的 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%,其它土壤有草甸土、沼泽土和泥炭土,草甸土和沼泽土占 27%,泥炭土占 2%。主要湿地类型有草丛沼泽、灌丛沼泽、森林沼泽、藓类沼泽和浅水沼泽等多种类型。

1.2 样地设置

选择排水造林 10a 的兴安落叶松人工林和排水造林 20a 的兴安落叶松人工林各一块,排水造林前为苔草沼泽、灌丛沼泽或二者的混合类型,天然沼泽选择人工林附近与排水造林前的沼泽类型相对应的苔草沼泽和灌丛沼泽各一块,苔草沼泽内优势植物类型为腋囊苔草 (*Carex schmidtii*) 和小叶章 (*Calamagrostis angustifolia*),灌丛沼泽内优势植物为灌木油桦 (*Betula ovalifolia*),下层草本植物类型同样为腋囊苔草和小叶章。人工林的两块样地分别在 10a 前和 20a 前进行大垄排水造林,方法是用拖拉机挖沟,从沟底翻出的土壤直接翻扣至沟两侧形成垄台,从而抬高地势,创造适合落叶松生长的环境,同时挖出的沟用来向外排水。分别经过 10a 和 20a 的雨水侵蚀和坍塌,现在相对垄台高分别为 50cm 和 25cm,垄宽 100 ~ 150cm;排水沟宽 40 ~

70cm。落叶松株行距都为 $1\text{m} \times 2\text{m}$ 。对人工林与天然沼泽同步进行甲烷通量观测,由于人工林内造林垄台和排水沟水分条件差距非常大,对甲烷通量的影响很大,为准确估测甲烷通量值,分别在两块样地内的造林垄台和排水沟内分别设置采样点,每个样点重复设置 3 个静态箱,天然沼泽和落叶松人工林内共设置静态箱 18 个。

1.3 气体采集与分析

甲烷气体的采集与分析采用静态暗箱法-气相色谱法。取样前将规格为 $50\text{cm} \times 50\text{cm} \times 10\text{cm}$ 不锈钢底座插入土壤中 10cm,底座上部四周带有凹槽,取样时注水密封。安装底座时,对所有底座内包括的植物未进行干扰,但底座内仅包括草本植物,因为安装时避开了生长较高的灌木;与天然沼泽和造林垄台不同,10a 落叶松人工林排水沟内几乎无植物生长,20a 落叶松人工林排水沟内仅有稀疏的植物,安装在样地内的底座包括的植被状况与此对应。整个生长季底座放在试验地不动以保证对底座内部植被和土壤的干扰最小。不锈钢顶箱规格为 $50\text{cm} \times 50\text{cm} \times 50\text{cm}$,箱内顶部安有直径 10cm 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 12V 蓄电池供电。箱顶部中心开有直径 1cm 的小孔,内置橡胶塞作为取样口。箱侧面开两个小孔,用于数字温度计探头和风扇电源线通过,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 $50\text{cm} \times 50\text{cm} \times 50\text{cm}$,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。

用 60ml 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。取样时间为 2007 年的 6 月 4 日至 10 月 24 日,取样频率为每月 3 次,约 10d 一次,每次取样在 8:00 ~ 11:00 完成。取样时,每个静态箱在 30min 内取 4 管气体,分别在静态箱封闭后的 0、10、20 和 30min 时进行。样品用注射器取出后转移进 500ml 气体采集袋^①保存并带回实验室,在 1 周之内用 HP5890 II 气相色谱仪分析甲烷浓度^[20]。利用下面公式计算

气体通量^[21]: $F = \frac{dc}{dt} \frac{M}{V_0} \frac{P}{P_0} \frac{T_0}{T} H$, 式中 F 为甲烷通量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), 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 和 T 为采样点的实际大气压和温度, 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。依此公式计算的通量结果转换为以天为单位的通量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) 时乘以 24 (一天的小时数)。

采样同时测量箱内温度、空气温度、5cm 和 10cm 土壤温度。通过在采样箱附近挖井来测量地下水位深度。

1.4 数据统计分析

用 spss11.5 统计分析软件包对数据进行统计分析。

2 结果与讨论

2.1 沼泽排水造林前后环境因子变化

天然苔草沼泽地下水位整个生长季一直接近地表 ($-20 \sim 0\text{cm}$),天然灌丛沼泽地下水位整个生长季大部分时间接近地表 ($-20 \sim 0\text{cm}$),仅在春季融雪期过后的干旱期下降幅度较大。排水造林 10a 和 20a 的落叶松人工林都是在春季融雪后排水沟内有积水,其它时间无积水,但排水造林 10a 的落叶松人工林排水沟内地下水位大部分时间接近地表 ($-20 \sim 0\text{cm}$),而排水造林 20a 的落叶松人工林排水沟内地下水位大部分时间距地表较远 ($\leq -40\text{cm}$)。排水造林 10a 和 20a 的落叶松人工林造林垄台的地下水位整个生长季一直距地表较远 ($\leq -40\text{cm}$)。天然沼泽排水造林后,排水造林 10a 和 20a 的落叶松人工林造林垄台的平均水位下降幅度相同,都下降了约 50cm;而排水沟内平均水位下降幅度不同,分别为约 2cm 和 25cm (图 1a)。

天然沼泽排水造林后,10cm 和 5cm 土壤的季节温度变化趋势与天然沼泽差异性不大,但是生长季平均温度略有升高或下降。排水造林 10a 的落叶松人工林 10cm 和 5cm 土壤的生长季平均温度,造林垄台分别比苔

① 大连光明化工研究设计院

草沼泽和灌丛沼泽的平均值上升了 2.1℃ 和 2.4℃,排水沟分别下降了 3.2℃ 和 2.5℃(图 1b,c);排水造林 20a 的落叶松人工林 10cm 和 5cm 土壤的生长季平均温度,造林垄台比苔草沼泽和灌丛沼泽的平均值分别上升了 1.4℃ 和 2.1℃,排水沟分别上升了 0.1℃ 和 0.9℃(图 1b,c);排水造林 10a 和 20a 的落叶松人工林空气的生长季平均温度比苔草沼泽和灌丛沼泽的平均值分别降低了 1.3℃ 和 3.7℃(图 1d)。空气温度的变化是由于树木的遮荫作用引起的,土壤温度的变化是由于水位变化导致热通量变化以及树木遮荫的共同作用引起的。

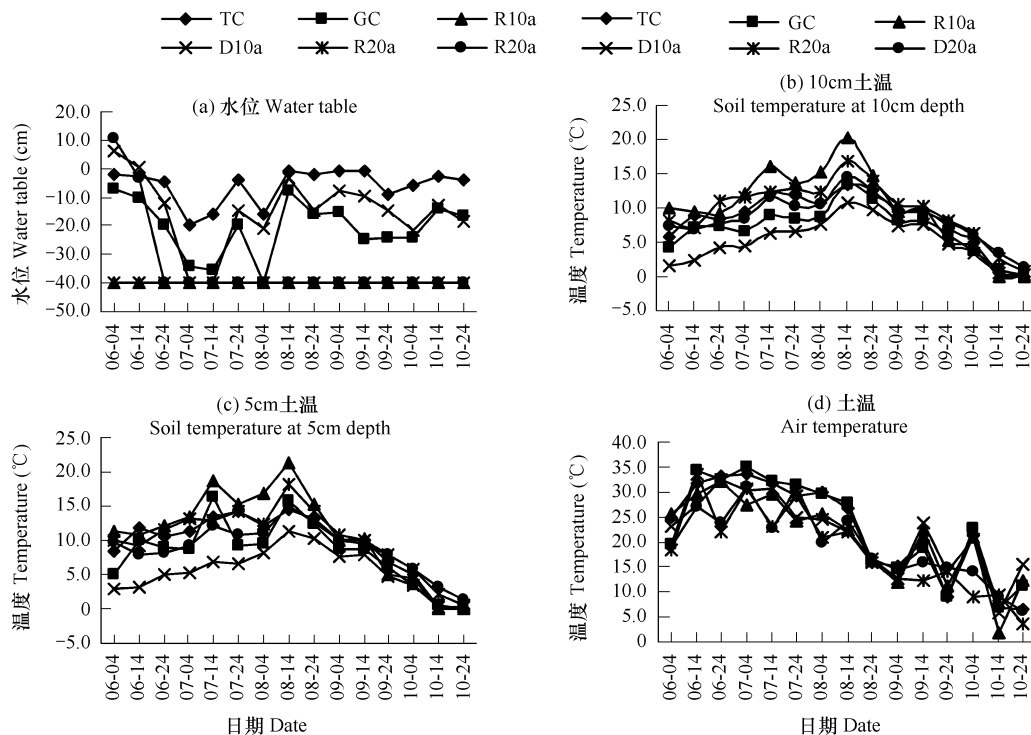


图 1 沼泽排水造林前后水位和温度动态

Fig. 1 Dynamics of water table and temperature before and after draining for forestation

TC: 苔草沼泽 *Carex schmidtii* marsh; GC: 灌丛沼泽 thicket swamp; R10a 和 R20a: 10a 和 20a 落叶松人工林造林垄台 ridge of 10- and 20-years-old *Larix gmelinii* plantations; D10a 和 D20a: 10a 和 20a 落叶松人工林排水沟 ditch of 10- and 20-years-old *Larix gmelinii* plantations. 水位深度只观测到 -40cm, < -40cm 时在图中均表示为 -40cm; 计算平均水位时, < -40cm 的值均估算为 -45cm; 下同 Water table was measured only to -40cm and was showed -40cm in figure when it is less than -40cm, -45cm was calculated for mean water table when it is less than -40cm; the same below

沼泽排水造林前后 10cm 和 5cm 土壤温度在 8 月中旬最高,而气温为 7 月中旬最高,土温滞后于气温达到最大值,这主要是因为本区沼泽地有季节性冻层存在,春季融冻开始后,10cm 和 5cm 土壤受气温升高影响,吸收空气中热量,温度逐渐升高,与此同时,10cm 和 5cm 土壤吸收的部分热量被传导至下层土壤,用于下层土壤的融化及升高温度,因此当气温在 7 月中旬达到最大时,10cm 和 5cm 土温由于受气温和下层土温的共同影响而未达到最大值,而是滞后约 1 个月才达到最大值。

2.2 沼泽排水造林前后甲烷通量季节变化规律

苔草沼泽和灌丛沼泽甲烷排放都有明显的季节变化规律,苔草沼泽为双峰曲线,灌丛沼泽为单峰曲线(图 2a, b)。苔草沼泽春季甲烷排放速率很小,夏季开始升高,8 月末形成一个峰值,此后略有下降,至 9 月末形成第二个峰值,此后逐渐下降,至冬初又回落到接近春季的水平,最大通量值为 $173.52\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (9 月 24 日)。灌丛沼泽春季甲烷排放速率很小接近于零,此后逐渐升高但仍然维持在较低水平,在秋季出现一个单峰值,此后又降低为春季的水平,最大通量值比苔草沼泽小很多,仅为 $7.68\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (10 月 4 日),仅为苔

草沼泽最大通量值的 4.43%。

天然沼泽甲烷通量的峰值多出现在夏秋季节,这可能是因为春季融雪后,由于降水的减少出现了一个短时的干旱期,此时各观测点的地下水位都大幅下降(图 1a),干旱不利于产甲烷菌的生长,因此甲烷通量不高^[22],干旱期持续到 7 月下旬,因此多数观测样点在此后才出现甲烷的排放峰值(图 2)。春季融雪后虽然水位较高,但是温度相对较低,土壤中微生物活性较低,所以甲烷通量相对较低^[4, 23]。

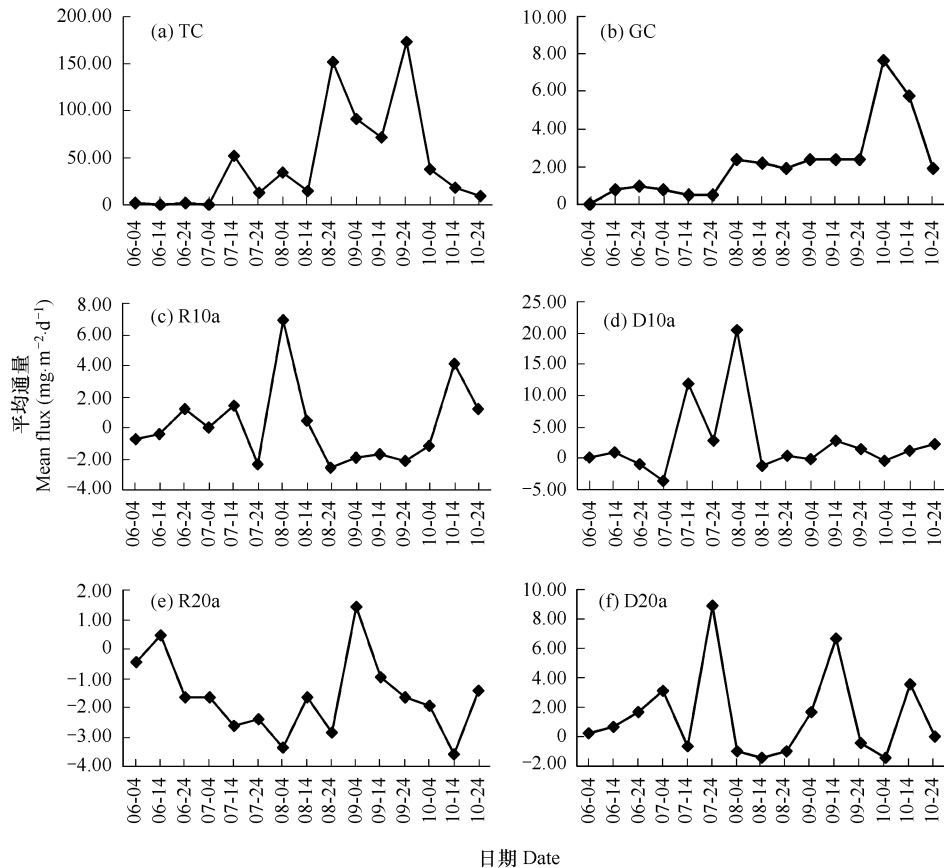


图2 沼泽排水造林前后甲烷通量季节动态

Fig. 2 Dynamics of methane fluxes before and after draining for forestation during growing season

沼泽排水造林后,甲烷排放的季节规律变得相对复杂,峰值数量及出现时间都与天然沼泽不同,而且出现吸收甲烷的现象(图 2c, d, e, f)。排水造林 10a 落叶松人工林造林垄台甲烷通量在夏季和秋末各有一个峰值,最大通量值为 $6.96\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (8 月 4 日)。排水造林 10a 落叶松人工林排水沟甲烷通量仅在夏季有一个单峰值,最大通量值为 $20.40\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (8 月 4 日)。排水造林 20a 落叶松人工林造林垄台甲烷通量在春季和夏季各有一个峰值,最大通量值为 $1.44\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (9 月 4 日)。排水造林 20a 落叶松人工林排水沟甲烷通量在夏季、秋初和秋末各有一个峰值,最大通量值为 $8.88\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (7 月 24 日)。排水造林 10a 和 20a 的落叶松人工林造林垄台甲烷通量大部分时间为负值,即吸收甲烷,排水沟大部分时间排放甲烷,但排放量一般较小,并且其它时间也吸收甲烷。

沼泽排水造林后,甲烷通量的峰值变小,通量开始出现负值,即吸收甲烷。甲烷排放峰值的大小与水位密切相关,一般最大峰值出现在水位较高的地点/时刻^[13, 24, 25]。天然沼泽排水造林后,由于排水及树木的蒸腾作用,平均水位下降,水位与地表的距离增大,因此甲烷排放峰值相对变小。由于水分条件的差异,排水沟的甲烷通量一般都大于造林垄台,但是偶尔也存在奇异点,如排水造林 10a 落叶松人工林 10 月 14 日造林垄台甲烷通量达到季节排放第二峰值($4.08\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$),明显高于当日同一样地排水沟的甲烷通量(1.20

$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) (图 2c, d), 这可能是由于当日取样时温度较低, 低温使排水沟内地表出现薄冰, 而薄冰能抑制甲烷的产生和释放^[26, 27], 所以甲烷通量变小, 但造林垄台地表温度高于排水沟, 没有出现薄冰, 甲烷排放受低温影响程度相对较小, 所以排放量比排水沟大。

2.3 沼泽排水造林前后生长季甲烷平均通量和排放总量

苔草沼泽生长季甲烷平均排放通量显著大于灌丛沼泽 (成对 t 检验, $p = 0.010$), 约为灌丛沼泽的 22 倍 (表 1), 这与加拿大北部以及我国三江平原草甸和灌丛沼泽甲烷排放的研究结果基本一致^[23, 24, 28]。现有研究表明, 水位是控制湿地植被类型和湿地甲烷通量的主要因素^[4, 12, 29], 随着积水程度加深, 植被类型相应转变, 植被对甲烷向大气排放具有调控作用, 积水程度增加创造厌氧条件, 促进产甲烷菌的生长, 因此甲烷通量会逐渐增加。本研究进一步证实了这一结论, 苔草沼泽为季节性积水, 而灌丛沼泽水位则一直处于地表以下, 前者的积水程度较后者大, 所以甲烷通量比后者大很多。低水位还会使有氧层氧化分解增加, 从而减少进入厌氧层的枯落物的量, 因此抑制深层厌氧分解, 也会减少甲烷排放^[30]。灌木为产甲烷菌提供的有机底物质量较差, 也会使灌丛沼泽甲烷通量维持在较低水平^[31]。另外, 苔草沼泽与灌丛沼泽相比草本植物较后者多, 草本植物促进甲烷排放^[29], 这也可能是本研究中苔草沼泽比灌丛沼泽甲烷排放量大的原因之一。

表 1 沼泽排水造林前后生长季甲烷平均通量及排放总量

Table 1 Mean and Total seasonal methane fluxes before and after draining for forestation

采样点 Sites	平均通量 $\pm$ 标准差 Mean Flux $\pm$ SD ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	排放总量 $\pm$ 标准差 Total Flux $\pm$ SD ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	最大通量值 Maximum flux ($\text{m} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	最小通量值 Minimum flux ($\text{m} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	样本数 Sample number
TC	44.40 $\pm$ 55.39	6.66 $\pm$ 8.31	173.52	0.24	15
GC	2.16 $\pm$ 2.06	0.32 $\pm$ 0.31	7.68	0.00	15
R10a	0.14 $\pm$ 2.62	0.13 $\pm$ 0.50	6.96	-2.64	15
D10a	2.51 $\pm$ 6.02		20.40	-3.60	15
R20a	-1.63 $\pm$ 1.36	-0.11 $\pm$ 0.20	1.44	-3.60	15
D20a	1.37 $\pm$ 3.06		8.88	-1.44	15

* 生长季排放总量为平均通量乘以生长季天数 (150d), 估算人工林甲烷排放总量时, 排水沟所占面积按实际测量值约 30% 计算 Seasonal total methane fluxes were calculated use mean methane flux plus growing seasonal days (150 d) and the area of 30% which drainage ditch occupying in *Larix gmelinii* forest plantations measured in field

沼泽排水造林后, 甲烷通量大大降低, 很多时候表现为吸收甲烷 (表 1)。从生长季平均值来看, 排水造林 10a 和 20a 的落叶松人工林排水沟是大气甲烷的稳定排放源, 但与天然沼泽的平均值相比, 排放量显著降低 (成对 t 检验, $p = 0.013$ 和 $p = 0.010$); 而造林垄台的甲烷通量更低, 接近于零甚至转变为甲烷的汇, 与天然沼泽的平均值相比, 排放量显著降低 (成对 t 检验, $p = 0.008$ 和 $p = 0.004$)。比较区域甲烷通量, 人工林也显著 (10a 人工林: $p = 0.005$; 20a 人工林: $p = 0.009$) 低于天然苔草沼泽和灌丛沼泽的平均值。而比较甲烷季节排放总量 (表 1), 排水造林 20 年的落叶松人工林转变为甲烷的汇, 这与前人的研究结果一致^[8, 9]; 而排水造林 10a 的落叶松人工林仍为甲烷的源, 但排放通量变小, 约为天然灌丛沼泽的 1/3, 仅为天然苔草沼泽的 1/50, 这一范围也与前人的研究结果 (1/260 ~ 1/3)^[5-7] 基本一致。

2.4 沼泽排水造林前后甲烷通量变化的主要影响因素

沼泽排水造林前后不同取样点季节平均甲烷通量与水位正相关 ($p = 0.178$) (图 3)。这主要是因为: 沼泽排水造林后与排水前相比, 由于排水使水位有一定程度的下降, 同时造林后, 乔木在生长过程中蒸腾了大量的水分, 进一步降低了 (2 ~ 50cm) 水位 (图 1a), 因此土壤有氧层厚度增加, 这一方面抑制了产甲烷菌产生甲烷, 另一方面甲烷在厌氧层生成后, 在排放到大气之前, 有更多部分被氧化了, 所以甲烷通量降低。这与现有的结论基本一致, 现有研究结果显示, 由排水导致的沼泽土地利用变化后甲烷通量降低是普遍现象^[4, 5, 17, 18], 在干旱期或完全排水后甚至由甲烷的源转变为甲烷的汇^[6, 32], 并认为这主要是由于排水引起的水位下降, 从而使土壤的氧化层变厚引起的^[7, 9, 14]。

温度是影响湿地甲烷通量的重要因子,甲烷通量通常与温度正相关^[33, 34]。本研究中,虽然沼泽排水造林后排水沟和造林垄台的土壤温度与天然沼泽有一定的差别,但这并没有对甲烷排放产生重要影响。如排水造林 20a 的落叶松人工林排水沟土壤温度(10cm 和 5cm)高于天然沼泽 0.1~0.9℃(图 1b, c),但通量却小于天然沼泽,此人工林造林垄台和排水沟的温度差异及甲烷通量差异规律与此相似,可能是由于水分条件的差异掩盖了温度变化对甲烷通量的影响,因此沼泽排水造林前后产生的温度差异不是导致甲烷通量降低的主要原因。

沼泽排水造林后,植被也发生了变化,天然沼泽草本植物盖度为 70%~90%,而人工林仅为 20%~40%,尤其是两块人工林样地排水沟内草本植物盖度几乎为零,草本植物的减少,尤其是苔草、小叶章等维管植物的大大减少,一方面减少了对厌氧层的有机底物供应,不利于甲烷生成^[13, 35],另一方面削弱了植物对甲烷的传输作用^[36],因此导致甲烷排放量的降低。由于现有文献^[37]还不能证实落叶松是否能够像其它维管植物一样传输甲烷,因此本试验尚不能确定树木本身是否对甲烷排放收支估算有影响,这是以后研究中需要解决的问题。

由于排水沟和造林垄台甲烷通量差异较大,排水沟的季节平均排放速率大于造林垄台(表 1),所以当排水沟所占面积较小而造林垄台所占面积较大时,排放量相对较小;反之,排放量相对较大。因此定量评价排水造林对区域沼泽甲烷排放的影响还必须考虑排水沟与造林垄台在区域内所占的面积比例。本研究中当排水沟所占面积比从 10% 升至 50% 时,排水造林 10 年的落叶松人工林季节平均甲烷通量从 $(0.37 \pm 2.79) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 升至 $(1.33 \pm 3.99) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$,而排水造林 20 年的落叶松人工林吸收甲烷速率从 $(1.33 \pm 1.27) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 降至 $(0.13 \pm 1.69) \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (表 2),因此排水沟所占面积大小对区域甲烷的估计会产生一定影响。这与 Minkinen 等的研究结论一致^[38],他们的研究结果显示:估计区域甲烷通量时,排水沟面积增加会使区域平均甲烷通量的估计略有提高($0.5 \sim 4.4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$);但与 Roulet 和 Moore 的结论略有差别^[8],他们的结论也认为排水沟面积增加会使平均甲烷通量的估计有所提高,但提高的幅度较大,排水沟所占面积超过一定界限时,排水区域的排放量甚至高于天然沼泽,而本研究中的排水沟所占面积即使达到 100%,排水区域的排放量也不会高于天然沼泽,这种差别可能是因为 Roulet 和 Moore 所研究的天然泥炭地(对照地)甲烷排放量较低($0 \sim 15 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$),而本研究中天然沼泽甲烷排放量却相对较高($0 \sim 173.52 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$),因此排水沟面积变化对前者的影响大于后者。

表 2 排水沟所占不同面积时落叶松人工林甲烷平均通量(平均值 $\pm$ 标准差, $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)

Table 2 Mean methane flux from *Larix gmelinii* forest plantations according to different area proportions of ditches (Mean $\pm$ SD, $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)

采样点林龄 Sites age	排水沟所占面积比 Area proportions of ditches (%)				
	10	20	30	40	50
10a	0.37 ± 2.79	0.61 ± 3.02	0.85 ± 3.31	1.09 ± 3.64	1.33 ± 3.99
20a	-1.33 ± 1.27	-1.03 ± 1.26	-0.73 ± 1.34	-0.43 ± 1.49	-0.13 ± 1.69

10a 和 20a: 10a 和 20a 落叶松人工林 10- and 20-years-old *Larix gmelinii* plantations

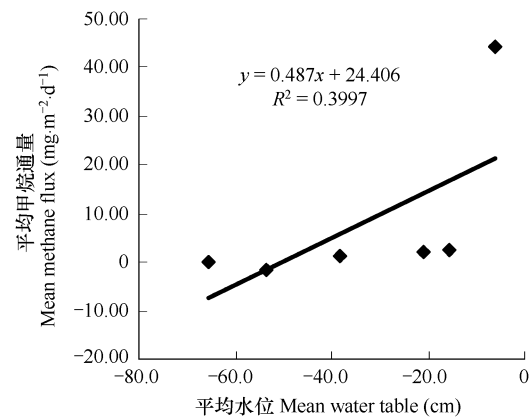


图 3 沼泽排水造林前后不同取样点季节平均甲烷通量与水位关系

Fig. 3 Correlation between seasonal mean methane flux and water table in different plots before and after draining for forestation during growing season

Bubier 和 Moore 指出,沼泽排水对甲烷总的影响,不仅取决于排水沟的相对面积,而且与水位的下降幅度有关^[2]。排水造林 10a 的落叶松人工林排水沟内地下水位大部分时间接近地表($-20 \sim 0 \text{ cm}$),而排水造林

20a 的落叶松人工林排水沟内地下水位大部分时间距地表较远 ($\leq -40\text{cm}$) (图 1a), 说明沼泽排水造林 20a 的落叶松人工林较排水造林 10a 的落叶松人工林水位下降幅度大, 这主要是由于落叶松逐渐长大后对水分蒸腾量增大引起的。由于水位下降幅度大, 排水造林 20a 的落叶松人工林为甲烷的汇 ($(-0.11 \pm 0.20) \text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), 10a 人工林为甲烷的源 ($(0.13 \pm 0.50) \text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), 都小于天然灌丛沼泽的排放量 ($(0.32 \pm 0.31) \text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$), 而且远远小于天然苔草沼泽的排放量 ($(6.66 \pm 8.31) \text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) (表 1)。这与三江平原草甸沼泽排水垦殖前后甲烷排放规律相似, 其结论为: 毛果苔草沼泽和小叶章草甸垦殖为水田和旱田后, 水田的甲烷排放通量下降为天然沼泽的 1/3 左右^[16, 18], 而水位下降幅度更大的旱田则转变为甲烷的汇^[18, 19]。

3 结论

(1) 天然苔草沼泽、灌丛沼泽和落叶松人工林甲烷通量都有明显的季节变化规律, 但人工林甲烷通量峰值出现的时间和频率与天然沼泽不同, 峰值相对较小, 有吸收甲烷的现象出现。人工林内排水沟仍为甲烷排放源, 但排放通量大大降低, 而造林垄台仅有微弱甲烷排放或转变为甲烷的汇;

(2) 排水造林对沼泽湿地甲烷排放通量具有较大影响, 且随着森林的发育进程影响不断加强。排水造林 20a 的落叶松人工林转变为甲烷的汇, 排水造林 10a 的落叶松人工林仍为甲烷的排放源, 但排放量相对较低, 为天然灌丛沼泽的约 1/3, 仅为天然苔草沼泽的约 1/50。

(3) 水位下降和维管植物的减少是导致小兴安岭沼泽排水造林后甲烷排放量减少的主要因素。排水沟所占的相对面积不同也会对排水造林前后甲烷通量的变化产生重要影响, 排水沟相对面积越小, 与天然沼泽相比, 甲烷排放通量相对越小。

Reference:

- [1] Mathews E, Fung I. Methane emission from Natural Wetlands: Global distribution, area and environmental characteristics of sources. *Global Biogeochemical Cycles*, 1987, 1: 61–86.
- [2] Bubier J L, Moore T R. An ecological perspective on methane emissions from northern wetlands. *Trends in Ecology and Evolution*, 1994, 9: 460–464.
- [3] Moore T R, Roulet N T. Methane flux: water table relations in northern wetlands. *Geophysical Research Letters*, 1993, 20 (7): 587–590.
- [4] Moore T R, Knowles R. Methane emission from fen, bog and swamp peatlands in Quebec. *Biogeochemistry*, 1990, 11: 45–61.
- [5] Nykänen H, Alm J, Lang K, *et al.* Emissions of CH_4 , N_2O and CO_2 from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography*, 1995, 22: 351–357.
- [6] Martikainen P J, Nykänen H, Alm J, *et al.* Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophic. *Plant and Soil*, 1995, 168–169: 571–577.
- [7] Minkinen K, Korhonen R, Savolainen I, *et al.* Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1900–2100—the impact of forestry drainage. *Global Change Biology*, 2002, 8: 785–799.
- [8] Roulet N T, Moore T R. The effect of forestry drainage practices on the emission of methane from northern peatlands. *Canada Journal of Forest Research*, 1995, 25: 491–499.
- [9] 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.
- [10] Glenn S, Heyes A, Moore T R. Carbon dioxide and methane fluxes from drained peat soils, southern Quebec. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993, 7 (2): 247–257.
- [11] Vann C D, Magoni J P. Elevated CO_2 and water depth regulation of methane emissions: Comparison of woody and non-woody wetland plant species. *Biogeochemistry*, 2003, 63: 117–134.
- [12] Ding W X, Cai Z C, Tsuruta H, *et al.* Effect of standing water depth on methane emissions from freshwater marshes in northeast China. *Atmospheric Environment*, 2002, 36: 5149–5157.
- [13] Jauhainen J, Takahashi H, Heikkinen J E P, *et al.* Carbon fluxes from a tropical peat swamp forest floor. *Global Change Biology*, 2005, 11: 1788–1797.
- [14] Roulet N T, Ash R, Quinton W, *et al.* Methane flux from drained northern peatlands: Effect of a persistent water table lowering on flux. *Global Biogeochemical Cycles*, 1993, 7: 749–769.
- [15] Zhao K Y. Mires in China. Beijing: Science Press, 1999. 144–158.
- [16] Wang D X, Lu X G, Ding W X, *et al.* Comparison of methane emission from marsh and paddy field in Sanjing Plain. *Scientia Geographica Sinica*, 2002, 22(4): 500–503.
- [17] Song C C, Wang Y Y, Wang Y S, *et al.* Character of the greenhouse gas emission in the freshwater mire under human activities. *Scientia*

- Geographica Sinica, 2006, 26(1): 82—86.
- [18] Hao Q J, Wang Y S, Song C C, *et al.* Effects of marsh reclamation on methane and nitrous oxide emissions. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(8): 3417—3426.
- [19] Song C C, Wang Y Y, Wang Y S, *et al.* Difference of soil Respiration and CH₄ flux between mire and arable soil. *Chinese Journal of Soil Science*, 2005, 36(1): 45—49.
- [20] Wang Y S, Wang Y H. Quick measurement of CO₂, CH₄ and N₂O emissions from a short-plant ecosystem. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2003, 20(5): 842—844.
- [21] Wang Y S. Chamber methods for measuring carbon exchange. In: Chen PanQin editors; Carbon circling in earth system. Beijing: Science Press, 2004. 130—145.
- [22] Huang G H, Xiao D N, Li Y X, *et al.* CH₄ emission from the reed wetland. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(9): 1494—1497.
- [23] Hao Q J, Wang Y S, Song C C, *et al.* Study of CH₄ emission from wetlands in Sanjing plain. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2004, 18(3): 194—199.
- [24] Bubier J L, Moore T R, Bellisario L M, *et al.* Ecological controls on methane emission from a northern peatland complex in the zone of discontinuous permafrost, Manitoba, Canada. *Global Biogeochemical Cycles*, 1995, 9(4): 455—470.
- [25] Waddington J M, Roulet N T, Swanson R V. Water table control of CH₄ emission enhancement by vascular plants in boreal peatlands. *Journal of Geophysical Research*, 1996, 101(D17): 22,775—22,785.
- [26] Hargreaves K J, Fowler D, Pitcairn C E R, *et al.* Annual methane emission from Finnish mires estimated from eddy covariance campaign measurements. *Theoretical and Applied Climatology*, 2001, 70: 203—213.
- [27] 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.
- [28] Wang Y Y, Zheng X H, Song C C, *et al.* Characteristics of CH₄, N₂O exchange between wetland and atmosphere in the Sanjiang Plain. *Geographical Research*, 2006, 25(3): 457—465.
- [29] Bubier J L, Moore T R, Savage K, *et al.* A comparison of methane flux in a boreal landscape between a dry and a wet year. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19: 1—11.
- [30] Saarnio S, Alm J, Silvola J, *et al.* Seasonal variation in CH₄ emissions and production and oxidation potentials at microsite on an oligotrophic pine fen. *Oecologia*, 1997, 110: 414—422.
- [31] Yavitt J B, Lang G E, Sextstone A J. Methane fluxes in wetland and forest soils, beaver ponds and low-order stream of a temperate forest ecosystem. *Journal of Geophysical Research*, 1990, 95(D13): 22463—22474.
- [32] 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. *Global Change Biology*, 2004, 10: 1801—1809.
- [33] MacDonald J A, Fowler D, Hargreaves K J, *et al.* Methane emission rates from a northern wetland: response to temperature, water table and transport. *Atmospheric Environment*, 1998, 32(19): 3219—3227.
- [34] Van der Pol-van Dasselaar A, van Beusichem M L, Oenema O. Methane emissions from wet grasslands on peat soil in a nature preserve. *Biogeochemistry*, 1999, 44: 205—220.
- [35] Van der Pol-van Dasselaar A, van Beusichem M L, Oenema O. Determinants of spatial variability of methane emissions from wet grasslands on peat soil. *Biogeochemistry*, 1999, 44: 221—237.
- [36] Ding W X, Cai Z C, Tsuruta H. Methane concentration and emission as affected by methane transport capacity of plants in freshwater marsh. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2004, 158: 99—111.
- [37] Rusch H, Rennenberg H. Black alder (*Alnus Glutinosa* (L.) Gaertn.) trees mediate methane and nitrous oxide emission from the soil to the atmosphere. *Plant and Soil*, 1998, 201: 1—7.
- [38] Minkinen K, Laine J, Nykänen H, *et al.* Importance of drainage ditches in emissions of methane from mires drained for forestry. *Canada Journal of Forest Research*, 1997, 27: 949—952.

参考文献:

- [15] 赵魁义. 中国沼泽志. 北京: 科学出版社, 1999. 144—158.
- [16] 王德宣, 吕宪国, 丁维新, 等. 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.
- [17] 宋长春, 王毅勇, 王跃思, 等. 人类活动影响下淡水沼泽湿地温室气体排放变化. *地理科学*, 2006, 26(1): 82—86.
- [18] 郝庆菊, 王跃思, 宋长春, 等. 垦殖对沼泽湿地 CH₄ 和 N₂O 排放的影响. *生态学报*, 2007, 27(8): 3417—3426.
- [19] 宋长春, 王毅勇, 王跃思, 等. 沼泽垦殖前后土壤呼吸与 CH₄ 通量变化. *土壤通报*, 2005, 36(1): 45—49.
- [21] 王跃思. 碳交换的箱法测定. 见: 陈泮勤主编. 地球系统碳循环. 北京: 科学出版社, 2004. 130—145.
- [22] 黄国宏, 肖笃宁, 李玉祥, 等. 芦苇湿地温室气体甲烷(CH₄)排放研究. *生态学报*, 2001, 21(9): 1494—1497.
- [23] 郝庆菊, 王跃思, 宋长春, 等. 三江平原湿地 CH₄ 排放通量研究. *水土保持学报*, 2004, 18(3): 194—199.
- [28] 王毅勇, 郑循华, 宋长春, 等. 三江平原湿地 CH₄、N₂O 的地-气交换特征. *地理研究*, 2006, 25(3): 457—465.