

# 牲畜排泄物返还对藏北高寒草原土壤 CH<sub>4</sub> 排放的影响

蔡延江<sup>1</sup>, 杜子银<sup>1, 2</sup>, 王小丹<sup>1\*</sup>, 赵 慧<sup>1</sup>, 鄢 燕<sup>1</sup>, 鲁旭阳<sup>1</sup>

(1. 中国科学院水利部成都山地灾害与环境研究所, 山地表生过程与生态调控重点实验室, 四川 成都 610041;

2. 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘 要:** 2013-07-09 在申扎高寒草原与湿地生态系统观测试验站的半干旱高寒草原试验地, 采用静态箱-气相色谱法对施加牦牛粪便、藏绵羊粪便和不施加粪便处理土壤的 CH<sub>4</sub> 排放特征进行了观测研究。结果表明, 牦牛粪便斑块的 CH<sub>4</sub> 累积排放量为 70.2 mg C/m<sup>2</sup>, 显著高于藏绵羊粪便处理的 -34.0 mg C/m<sup>2</sup> 和对照处理的 -69.0 mg C/m<sup>2</sup>, 两者之间也有显著差异。牦牛粪便处理 CH<sub>4</sub> 的净排放主要是由于粪便施加后前期 CH<sub>4</sub> 的大量排放所致, 藏绵羊粪便与对照处理之间的差异则主要归因于观测后期前者的 CH<sub>4</sub> 吸收量显著低于后者。牦牛粪便处理的 CH<sub>4</sub> 排放系数和干重排放指数分别是藏绵羊粪便处理的 2.1 倍和 2.4 倍。牦牛粪便斑块释放的绝大部分 CH<sub>4</sub> 主要来自于粪便本身, 藏绵羊粪便斑块的较低含水量和较少有机碳施加量是致使其产甲烷潜力小于牦牛粪便斑块的主要原因。

**关键词:** 甲烷; 高寒草原; 牦牛粪便; 藏绵羊粪便; 温室气体

**中图分类号:** S153.6, X511

**文献标志码:** A

甲烷(CH<sub>4</sub>)是大气中重要的温室气体之一, 其对温室效应的贡献仅次于第一大温室气体二氧化碳(CO<sub>2</sub>)。CH<sub>4</sub> 对长生命期温室气体辐射强迫的贡献约为 18%, 排入大气的 CH<sub>4</sub> 约有 60% 来自人为源, 反刍动物的大量增加和水稻的大面积种植是人为源的两个重要方面。此外, 这两者还是促使全球大气 CH<sub>4</sub> 浓度增加的主要原因。2012 年全球大气 CH<sub>4</sub> 浓度创下新高, 达 1 819 ppb, 与工业革命前的水平相比, 增加了 154% (<http://www.wmo.int/>)。大气中的 CH<sub>4</sub> 主要是由微生物介导的生物地球化学循环过程产生的, 土壤中产甲烷菌(methanogens)产生的 CH<sub>4</sub> 在向大气传输过程中还可能会被甲烷氧化菌(methanotrophs)氧化, 因此, 由土壤排放到大气中

的 CH<sub>4</sub> 是甲烷产生、氧化和传输的最终结果<sup>[1-2]</sup>。

青藏高原是我国海拔最高、面积最大的天然草地畜牧业生产基地。高寒草原是青藏高原主要的天然草地植被类型之一, 其面积占整个高寒草地面积的 32%<sup>[3]</sup>。在天然草地放牧生态系统中, 放牧牲畜排泄是一种重要的施肥措施, 其取食的植物养分中有 60% ~ 99% 会以排泄物的形式返还到草地生态系统中, 使得排泄物斑块成为碳氮转化的重要场所<sup>[4]</sup>。此外, 放牧牲畜通过排泄方式对草地植物的养分进行再分布, 这对草地土壤养分循环起着重要的作用<sup>[5-6]</sup>。前人研究指出, 土壤甲烷产生潜力不仅与土壤环境条件的改变有关, 再者, 牲畜活动及其粪便返还后产甲烷菌量的增加也是影响土壤甲烷产

**收稿日期** (Received date): 2013-12-27; **改回日期** (Accepted): 2014-04-15。

**基金项目** (Foundation item): 中国科学院战略性先导科技专项(XDB03030505)、国家自然科学基金项目(41201235、41201096)和中科院成都山地所“一三五”项目(sds-135-1203-02)资助。[Supported by "Strategic Priority Research Program" of the Chinese Academy of Sciences (XDB03030505), National Natural Science Foundation of China (41201235, 41201096) and the 135 Strategic Program of the Institute of Mountain Hazards and Environment (sds-135-1203-02).]

**作者简介** (Biography): 蔡延江(1983-), 男, 江苏泗阳人, 博士, 助理研究员, 主要从事土壤碳氮循环研究。[Cai Yanjiang, male, Ph. D, born in Siyang, Jiangsu Province, specialized in soil carbon and nitrogen cycling.] E-mail: yanjiangcai@163.com

\* 通信作者 (Author for correspondence): wxd@imde.ac.cn

生潜力的决定性因素之一,粪便斑块通常被认为是甲烷排放的一个重要来源<sup>[7-8]</sup>。不过,以往有关粪尿斑块对温室气体排放影响的研究主要集中在低海拔地区,而在高海拔地区开展的相关研究还相对较少。牦牛和藏绵羊是青藏高原主要的放牧牲畜,其数量保守估计分别为 1 300 万头和 3 000 万只<sup>[9-10]</sup>。前期室内模拟实验研究发现,牦牛粪便施加显著增加 CH<sub>4</sub> 排放,藏绵羊粪便施加则仅能略微降低 CH<sub>4</sub> 的氧化能力<sup>[11]</sup>。在野外研究中,Lin 等<sup>[10]</sup>也证实牦牛粪便的施用能大幅度促进高寒草甸土壤 CH<sub>4</sub> 排放,但迄今关于牲畜排泄物对高寒草原土壤 CH<sub>4</sub> 排放影响方面的研究尚未见报道。本试验以藏北高原典型的高寒草原为研究对象,定位监测牦牛和藏绵羊粪便施加条件下土壤的 CH<sub>4</sub> 排放通量,以期明确牲畜排泄物返还后高寒草原土壤 CH<sub>4</sub> 源汇特征的变化。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验地点位于西藏自治区申扎县境内的申扎高寒草原与湿地生态系统观测试验站(30°57'N,88°42'E,海拔 4 675 m)。该地区属高原亚寒带半干旱季风气候区,空气稀薄,气候寒冷干燥。年均气温和年均降水量分别为 0℃和 300 mm,且绝大多数降水发生在 5—9 月。霜期持续天数为 279.1 d,年日照时数为 2 915.5 h。高寒草原植被以紫花针茅等为主,是世界上特有的、典型的类型,也是西藏 17 种草地中面积最大、敏感的亚类。根据中国土壤系统分类的划分方法,高寒草原的土壤类型初步确定为寒性干旱土,该土壤具有明显的粗骨性特征。表层土壤含有 91% 的砂粒,7% 的粉粒以及 2% 的粘粒,其容重为 1.72 g/cm<sup>3</sup>,其中细土(< 2 mm)容重为 1.52 g/cm<sup>3</sup>。土壤 pH(H<sub>2</sub>O)为 8.72,土壤有机碳、全氮和全磷的含量分别为 0.88%、0.10% 和 0.06%<sup>[11]</sup>。

1.2 实验设计

观测实验始于 2013-07-03,结束于 2013-09-02。该实验设有牦牛粪便(yak dung, YD)、藏绵羊粪便(Tibetan sheep dung, SD)和对照(no dung, CK)3 个处理,每个处理设 3 次重复。白天放牧后将牦牛或藏绵羊用围栏圈起来,随机选取 8 头牦牛或藏绵羊,于第二天早上跟踪收集每头牲畜排泄的粪便,将同种牲畜的粪便置于同一塑料桶内,低温储存,收集直至实验所需的粪便量。在静态箱底座(图 1a)埋入土壤后,模拟野外实际粪便斑块特征,将混合均匀的牦牛或藏绵羊粪便施加到底座内。两种粪便斑块的基本特征见表 1。

1.3 CH<sub>4</sub> 排放量的测定

土壤 CH<sub>4</sub> 排放通量采用静态箱-气相色谱法测定。采样箱分顶箱和底座,箱体用内径为 21 cm 的 PVC 管制成,为防止太阳辐射下箱内温度快速升高对观测结果的影响,箱体以铝膜包裹。顶箱高 30 cm,在其顶面有一铜管(Φ=2 mm)以联通箱内外空气,铜管的箱内部分制作成为螺旋状。底座高 15 cm,在实验开始前一天埋入实验地,埋入深度为 10 cm(图 1)。

实验开始时,顶箱和底座以橡皮条连接,以使两箱连接间的气路密闭。采样频率为每周 2~3 次,采样时间固定在 10:00~12:00。分别在盖箱后 0、6、12、18 min 用 100 ml 注射器抽取箱内气体 80 ml,将气体样品立即注入已抽成真空的 100 ml 气体采样袋,并及时带回实验室进行分析。CH<sub>4</sub> 浓度用装有氢火焰离子检测器(FID)的岛津气相色谱(Shimadzu-GC12A, Kyoto, Japan)测定。色谱柱为 80/100 目的 Porapak Q 填充柱。柱温和检测器温度分别为 80 和 200℃。载气为高纯氮气、氢气为燃气、空气为助燃气,流速分别为 40 ml/min、35 ml/min、350 ml/min。CH<sub>4</sub> 标准气体由中国国家标准物质中心提供。在采集气体样品的同时,用数字温度计测定地下 5 cm 深处土壤温度,用时域反射仪(TDR)测定地下 5 cm 深处土壤含水量,土壤含水量用土壤孔隙含

表 1 牦牛和藏绵羊粪便斑块的基本特征

Table 1 Selected basic characteristics of yak and Tibetan sheep dung patches

粪便来源 Dung source	施加量 Applied amount /g	斑块描述 Patch size description	粪便含水量 Moisture /%	总有机碳 TOC /%	总氮 TN /%	总磷 TP /%
牦牛	1 200	直径 19 cm,厚度 4 cm	83.3	32.1	2.67	0.44
藏绵羊	60	长度 20 cm,宽度 11 cm	61.7	29.3	1.74	0.37

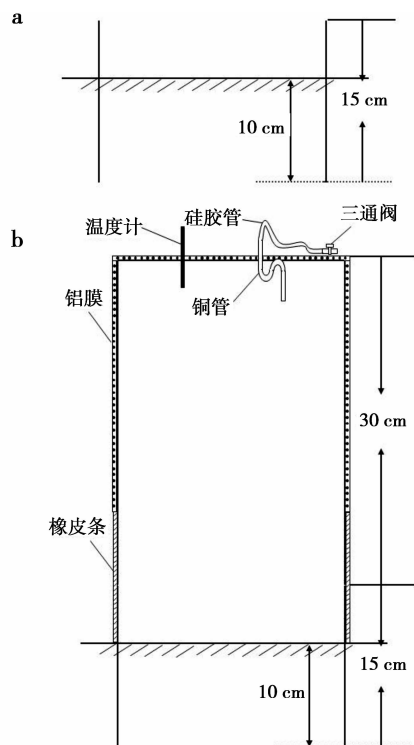


图1 甲烷排放测定的静态箱结构示意图  
(a 为底座图, b 为整体图)

Fig. 1 Sketch map of static chamber for CH<sub>4</sub> fluxes measurement

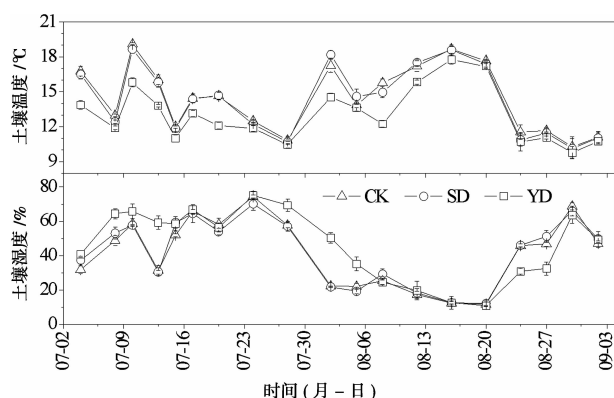


图2 粪便施加后土壤温度和湿度变化特征

Fig. 2 Temporal variation of soil temperature and moisture from the treatments of CK, SD and YD

水量(water-filled pore space, WFPS)表示。

#### 1.4 数据处理和分析

CH<sub>4</sub> 排放通量的计算公式为

$$F = \rho \times \frac{V}{A} \times 100 \times \frac{P}{P_0} \times \frac{273}{273 + T} \times \frac{dC}{dt} \times 60 \quad (1)$$

式中  $F$  为 CH<sub>4</sub> 排放通量,单位为  $\mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  (以 CH<sub>4</sub> - C 计,下同); $\rho$  为标准状态下 CH<sub>4</sub> 密度,单位为  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ;  $V$  为静态箱体积,  $\text{cm}^3$ ;  $A$  为采样箱底

座内的土面面积,  $\text{cm}^2$ ;  $P$  为密闭静态箱内气压, Pa;  $P_0$  为标准状态下的大气压, 为  $1.013 \times 10^5$  Pa;  $T$  为静态箱内温度,  $^{\circ}\text{C}$ ;  $dC/dt$  为单位时间内静态箱中 CH<sub>4</sub> 浓度变化量, 单位为  $10^{-9}/\text{min}$ 。CH<sub>4</sub> 累积排放量的计算公式为

$$CE = \sum_{i=1}^n \left( \frac{F_i + F_{i+1}}{2} \right) \times (t_{i+1} - t_i) \times 24 \quad (2)$$

式中  $CE$  表示 CH<sub>4</sub> 累积排放量, 单位为  $\text{mg C}/\text{m}^2$ ;  $F$  为 CH<sub>4</sub> 的排放通量;  $t_{i+1} - t_i$  表示第  $i$  和  $i+1$  次采样间隔的天数;  $n$  为观测期间总测定次数。采用 SPSS 17.0 软件进行数据的分析与处理, 并配对 T 检验分析两组数据间的差异性。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤温度和湿度

实验期内不同处理的土壤温度和湿度变化特征见图2。牦牛粪便处理的土壤温度始终低于对照和藏绵羊粪便处理, 当后两者的土壤温度高于  $13.0^{\circ}\text{C}$  时, 它们与牦牛粪便处理间的差异在7月4日至8月8日间的差异较大, 而在随后时间内8月12日—9月2日的差异则较小。与之相反, 当对照和绵羊粪便处理土壤温度低于  $13.0^{\circ}\text{C}$  时, 3个处理间的土壤温度无明显差异。总体来看, 牦牛粪便施加后土壤温度的变化范围为  $9.77 \sim 17.8^{\circ}\text{C}$ , 均值为  $13.0^{\circ}\text{C}$ , 这一数值显著低于藏绵羊粪便 ( $14.4^{\circ}\text{C}$ ,  $10.3 \sim 19.1^{\circ}\text{C}$ ) 和对照处理 ( $14.3^{\circ}\text{C}$ ,  $10.1 \sim 18.7^{\circ}\text{C}$ ) ( $p < 0.001$ )。牦牛粪便处理土壤孔隙含水量(WFPS)在前期7月4日—8月2日和后期8月5日—9月2日的变化趋势截然不同。牦牛粪便施加在前期可显著增加土壤含水量 ( $p < 0.01$ ), 而在后期, 牦牛粪便处理的土壤含水量则低于对照和绵羊粪便处理, 在土壤含水量由低升高过程中8月20日—8月27日, 差异较为显著 ( $p < 0.01$ ); 不过, 当土壤含水量升高至  $60\%$  WFPS 以上及随后的下降过程中, 三者之间无显著差异。总体而言, 实验前期, 牦牛粪便、绵羊粪便和对照处理的土壤含水量分别为  $60.8\%$ 、 $50.6\%$  和  $50.1\%$  WFPS, 这些数值明显高于后期的对应值, 即  $31.1\%$ 、 $33.9\%$  和  $33.1\%$  WFPS。

### 2.2 CH<sub>4</sub> 排放通量

牦牛粪便施加促使 CH<sub>4</sub> 排放通量大幅增大, CH<sub>4</sub> 排放峰出现在牦牛粪便施加后的第一天, 其峰值达到  $1363 \mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  (图3), 在7月8日至

10 日,牦牛粪便处理的  $\text{CH}_4$  排放通量也显著高于藏绵羊粪便和对照处理[79.4 ~ 144  $\mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  vs. -24.0 ~ -34.1  $\mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,  $p < 0.01$  ]。  $\text{CH}_4$  排放高峰期之后(7 月 13 日—9 月 2 日),牦牛粪便处理  $\text{CH}_4$  排放通量则在 0 上下波动,波动幅度较小,其在整个实验期间的平均  $\text{CH}_4$  排放通量为 47.9  $\mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,显著高于藏绵羊粪便(-23.2  $\mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ )和对照处理(-47.2  $\mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ )。通过对比分析  $\text{CH}_4$  排放通量与土壤温度和土壤湿度的关系发现,  $\text{CH}_4$  排放通量与两者的相关性均不显著,但从图 4 中可以看出,土壤  $\text{CH}_4$  为净排放或吸收量较小时均落点于土壤湿度为 60% ~ 80% WFPS 的范围内,而在土壤湿度 < 60% WFPS 时,土壤吸收的  $\text{CH}_4$  量则较大。

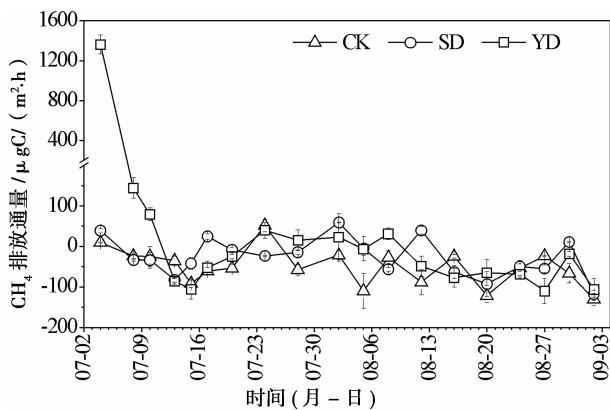


图 3 粪便施加后  $\text{CH}_4$  排放通量变化  
Fig. 3 Temporal variation of  $\text{CH}_4$  fluxes from the treatments of CK,SD and YD

2.3  $\text{CH}_4$  累积排放量

整个实验期可分为前期(7 月 4 日—8 月 8 日)和后期(8 月 5 日—9 月 2 日)两个时间段,前期、后

期和整个实验期间的  $\text{CH}_4$  累积排放量均列于图 5。从前期的累积排放量来看,牦牛粪便斑块的  $\text{CH}_4$  累积排放量是正值,即为净排放,其值为 104  $\text{mg C}/\text{m}^2$ 。绵羊粪便和对照处理则均呈现出对  $\text{CH}_4$  吸收(负排放)的现象,不过,绵羊粪便施加促使  $\text{CH}_4$  负排放量显著减少(-8.20 vs. -19.8  $\text{mg C}/\text{m}^2$ )。后期所有处理的  $\text{CH}_4$  累积排放量均为负值,与对照处理(-49.2  $\text{mg C}/\text{m}^2$ )相比,粪便施加均能显著降低  $\text{CH}_4$  吸收量(牦牛和藏绵羊粪便处理分别为 -25.8 和 -34.3  $\text{mg C}/\text{m}^2$ )。牦牛粪便处理在整个实验期间的  $\text{CH}_4$  累积排放量为 70.2  $\text{mg C}/\text{m}^2$ ,这主要是源于前期的贡献。藏绵羊粪便处理  $\text{CH}_4$  吸收量为 -34.0  $\text{mg C}/\text{m}^2$ ,显著低于对照处理的 -69.0  $\text{mg C}/\text{m}^2$ ,且其后期的  $\text{CH}_4$  吸收量显著高于前期。

表 2 放牧牲畜粪便对土壤  $\text{CH}_4$  排放系数和干重排放指数的影响

Table 2 Effects of dung from yak and Tibetan sheep on soil $\text{CH}_4$ emission factors and dry weight-release indexes /%						
处理 方式	排放系数			干重排放指数		
	前期	后期	整体	前期	后期	整体
SD	0.004	0.008	0.011	0.001	0.002	0.003
YD	0.022	0.003	0.025	0.007	0.001	0.008

由于施加到高寒草原土壤上的牦牛和藏绵羊粪便中所含有机碳含量的不同,基于此,计算单位质量粪便有机碳施加后增强  $\text{CH}_4$  排放的正效应指数(即排放系数),将粪便与对照处理  $\text{CH}_4$  排放(或吸收)量的差值(正效应值)除以粪便有机碳含量可得;再者,将正效应值与所施加粪便干重的比值记为干重排放指数(表 2)。牦牛粪便处理的排放系数是藏绵羊粪便处理的 2.1 倍,干重排放指数则是其 2.4 倍。

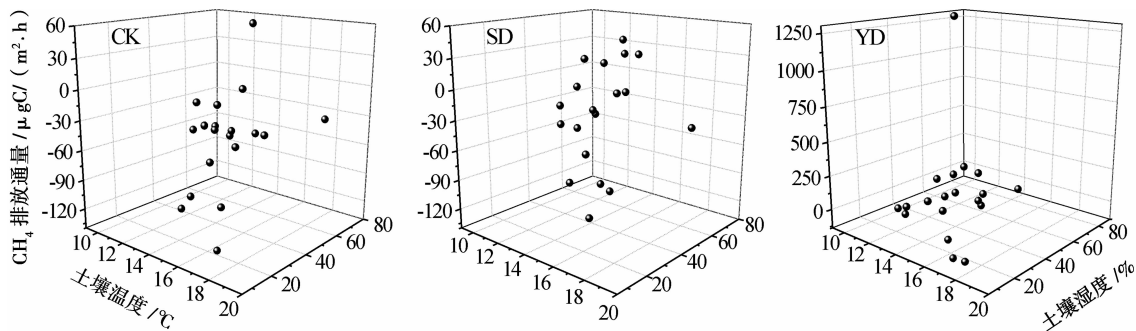


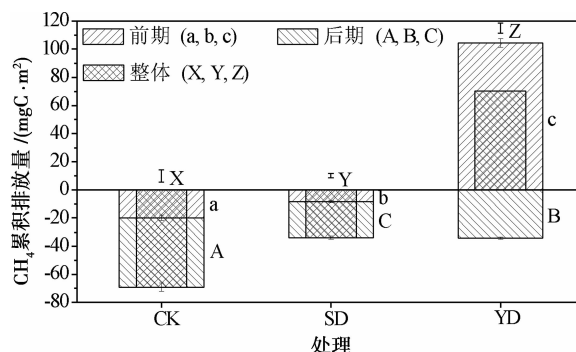
图 4 甲烷排放通量与土壤温度和湿度的关系  
Fig. 4 Relationship between  $\text{CH}_4$  fluxes and soil temperature and moisture

表中结果进一步显示,牦牛粪便处理中 CH<sub>4</sub> 排放主要集中于前期,前期的排放系数是后期的 8.3 倍。而对于藏绵羊粪便处理来说,后期的排放系数和干重排放指数均高于前期。

### 3 讨论

前人研究发现,青藏高原草地土壤在不施肥情况下通常是 CH<sub>4</sub> 的汇,其排放通量为  $-21.0 \sim -71.1 \mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,本研究的结果为  $-62.8 \mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,也介于这一范围之内(表 3)。此外,通过对比高寒草原和草甸土壤的 CH<sub>4</sub> 排放通量发现,前者对 CH<sub>4</sub> 的吸收量要显著高于后者[ $-38.9 \sim -71.1 \mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  vs.  $-21.0 \sim -30.1 \mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ,  $p < 0.01$ ],这与我们前期的室内研究结果保持一致<sup>[11]</sup>。较低的年均降水量可能是导致高寒草原土壤 CH<sub>4</sub> 氧化能力较强的主要原因之一。Flessa 等<sup>[19]</sup>研究指出,新鲜牛粪是 CH<sub>4</sub> 排放的一个重要来源,最大排放通量出现在粪便施加后的第一天,在我们的研究中也发现了这一现象,牦牛粪便施加后的第一天排放峰值为  $1363 \mu\text{gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ (图 3)。牦牛粪便施加后的前期为 CH<sub>4</sub> 净排放阶段,后期则为净吸收阶段,前期排放的 CH<sub>4</sub> 主要发生于粪便施加后的前三天,这一研究结果在一定程度上进一步证实了绝大部分的 CH<sub>4</sub> 来自于牦牛粪便本身,主要包括粪便自身溶解性 CH<sub>4</sub> 以及易分解有机碳组分的降解<sup>[20-22]</sup>。在牦牛粪便处理中,土壤表面绝大部分被覆盖了含水量较高(83.3%)的新鲜粪便,这在一定程度上阻碍了外界 O<sub>2</sub> 进入粪便内部及被其覆盖的土壤,从而利于产甲烷菌活动的厌氧环境的产生<sup>[23]</sup>。与对照和藏绵羊粪便处理相比,尽管牦牛粪便处理土壤温度较低,但土壤含水量却较高,在 CH<sub>4</sub> 排放量较大的前期,牦牛粪便斑块下土壤含水量高出前两个处理约 10% WFPS(图 2),较高的土壤含水量利于产 CH<sub>4</sub> 菌的活动,与此同时还在一定程度上抑制了甲烷氧化菌的活性,最终会使得牦牛粪便斑块的 CH<sub>4</sub> 排放量增大或 CH<sub>4</sub> 吸收量减少<sup>[24]</sup>。在英国德文郡的一个放牧草地上, Yamulki 等<sup>[25]</sup>研究发现,粪便斑块的 CH<sub>4</sub> 排放量随着土壤含水量的增加而增加,虽然在我们的研究中未发现这一规律,但土壤含水量较高时 CH<sub>4</sub> 排放量较高或吸收量较小的整体趋势也进一步说明水分是 CH<sub>4</sub> 通量变化的关键控制因素(图 5)。再者,当牦

牛粪便斑块逐渐干化以后,CH<sub>4</sub> 排放量会迅速降低,在好氧降解过程占主导时,CH<sub>4</sub> 排放则会转变为 CH<sub>4</sub> 净吸收过程<sup>[19]</sup>,牦牛粪便施加后期斑块的 CH<sub>4</sub> 通量为负值也印证了这一结论(图 2、图 3)。



(图中不同字母表示不同处理在粪便施加后的前期(a系列)、后期(A系列)和整体观测时间(X系列)内 CH<sub>4</sub> 累积排放量在  $P < 0.05$  的水平上差异显著)

图5 粪便施加后 CH<sub>4</sub> 的累积排放量特征

Fig. 5 Cumulative CH<sub>4</sub> emissions from the CK, SD and YD treatments during the 2-month observation period

与牦牛粪便相比,藏绵羊粪便施加仅能显著降低土壤 CH<sub>4</sub> 吸收量(降幅为 51%),而不能促进 CH<sub>4</sub> 的净排放(图 5),这与 Ma 等<sup>[26]</sup>在内蒙古草原对绵羊粪便斑块 CH<sub>4</sub> 通量的研究结果相一致,表明绵羊粪便施用能显著降低草地土壤 CH<sub>4</sub> 的氧化能力,即增强了 CH<sub>4</sub> 的产生能力。外源有机碳的添加不仅可以促进土壤产甲烷菌的活动,而且还可以在在一定程度上增加植物根系分泌物的产生量而间接增强土壤的产甲烷潜力<sup>[29]</sup>。本研究中,藏绵羊粪便施加能使得地上和地下植物生物量分别增加 12% 和 15% (数据未显示),再者,与对照处理相比,藏绵羊粪便处理后期降低的 CH<sub>4</sub> 吸收量明显高于前期 ( $23.4 \text{ mgC}/\text{m}^2$  vs.  $11.6 \text{ mgC}/\text{m}^2$ ,  $p < 0.05$ ),这一现象也部分证实了藏绵羊粪便添加能促进植物根系分泌物的增多,植物生长过程后期的影响效果明显高于前期。藏绵羊粪便的含水量低于牦牛粪便 (83.3% vs. 61.7%),施加到土壤表面的有机碳含量也较低,再者,绵羊粪便是散点装分布于土壤表面的,这些因素均不利于藏绵羊粪便斑块产生适于产甲烷菌生存的绝对厌氧环境,进而也就比牦牛粪便斑块具有较弱的产 CH<sub>4</sub> 潜力<sup>[26]</sup>。此外,由于牲畜排泄物的添加能导致植物地上地下部分生物量的差异,这也可能会引起植物产生 CH<sub>4</sub> 量的差异<sup>[30-31]</sup>,

表 3 青藏高原草地土壤 CH<sub>4</sub> 背景排放通量对比

Table 3 Comparison of background CH<sub>4</sub> fluxes from alpine grassland soils in the Qinghai-Tibetan Plateau

研究地点	植被覆盖	海拔 /m	年均温 /°C	年均降水 /mm	测定时间	CH <sub>4</sub> 排放通量 /μgC/(m <sup>2</sup> ·h)	参考文献
青海,海北	高寒草甸	3 250	-1.7	580	2005-07-08	-24.8	[10]
青海,海北	高寒草甸	3 250	-1.7	580	2006-08-09	-21.8	[10]
青海,海北	高寒草甸	3 250	-1.7	580	2007-06-09 2008-06-10	-27.8	[12-13]
青海,海北	高寒草甸	3 250	-1.7	580	2008-05-09	-30.1#	[14]
青海,玛沁	高寒草甸	3 780	-3.9	528	2008-07-10	-21.0	[13, 15]
西藏,安多	高寒草原	4 620	-2.8	411.6	2007-07-09	-71.1#	[16]
西藏,纳木错	高寒草原	4 730	-0.6	280~300	2009-05-09	-47.6	[17]
青海,五道梁	高寒草原	4 767	-5.6	266.5	2000-07-2001-07	-38.9	[18]
西藏,纳木错	高寒草原	4 730	-0.6	280~300	2010-05-09	-52.7	[17]
西藏,申扎	高寒草原	4 675	0	300	2013-07-09	-62.8	本研究

#为近似值。

表 4 放牧牲畜粪便对草地土壤 CH<sub>4</sub> 排放的影响

Table 4 Effects of dung from different grazing animals on grassland soil CH<sub>4</sub> emissions

研究地点	粪便来源	粪使用量 /g	粪斑大小 /cm	测定时间 /d	CH <sub>4</sub> 排放量 (mg C/m <sup>2</sup> )			参考文献
					对照处理	粪便处理	单位质量增量/%	
中国青海	牦牛	2 000	Φ: 22	38	-24.8	698	36.2	[10]
中国青海	牦牛	2 000	Φ: 22	46	-21.8	118	7.00	[10]
德国墨尼黑	牛	1 500	Φ: 15	78	/	2 772	/	[19]
英国德文郡	牛	1 000	Φ: 11	13	/	537	/	[22]
英国德文郡	牛	1 200	Φ: 20	60	-4.48	204	17.3	[25]
中国西藏	牦牛	1 200	Φ: 19	60	-69.0	70.2	11.6	本研究
中国内蒙古	绵羊	60	25 × 16	65	-119	-82.7	60.7	[27]
中国内蒙古	绵羊	60	25 × 16	69	-104	-97.1	10.8	[27]
中国内蒙古	绵羊	380	50 × 50	55	-85.5	-57.0	7.50	[28]
中国西藏	藏绵羊	60	20 × 11	60	-69.0	-34.0	58.3	本研究

注:单位质量增量 = (粪便处理 CH<sub>4</sub> 排放量 - 对照处理 CH<sub>4</sub> 排放量)/粪便鲜重 × 100%。

因而,在今后研究中还需要考虑高寒草原植物在牲畜排泄物返还情况下对土壤-植物生态系统 CH<sub>4</sub> 排放的贡献,这对于全面阐释高寒草地生态系统 CH<sub>4</sub> 排放具有重要意义。

本研究中,牦牛粪便斑块排放的 CH<sub>4</sub> 量明显小于其他研究区域的测定值,与之相反,藏绵羊粪便斑块的 CH<sub>4</sub> 吸收量则小于其他研究区域的研究结果(表 4)。这一现象可能与我们所研究区域的 CH<sub>4</sub> 背景通量(与其他牛粪研究区域相比,CH<sub>4</sub> 吸收量较大,而与其他绵羊粪研究区域相比则较少)、粪便

施加量和区域环境特殊性(低温、干旱和大风等)等因素有关。此外,表 4 中数据还显示,单位质量的新鲜绵羊粪便比新鲜牛粪便产生更多的 CH<sub>4</sub>,不过,与牦牛粪便相比,藏绵羊粪便的排放系数和干重排放指数均较低(表 2),这两种截然相反的效应主要与绵羊粪便施加量较少和促进效应较弱有关。此外,虽然粪便斑块释放的 CH<sub>4</sub> 量与反刍动物摄入食物中的有机物在瘤胃内厌氧发酵而产生的 CH<sub>4</sub> 量相比要小的多<sup>[19]</sup>,但当牛羊等反刍动物的蓄养规模越来越大时,作为 CH<sub>4</sub> 产生的活跃点位,粪便斑块对

大气 CH<sub>4</sub> 的贡献也是不容忽视的,如何准确估算其排放量还有待进一步深入研究。

## 4 结论

牦牛粪便施加后,前期能在一定程度上通过促进粪便斑块内部或斑块下土壤厌氧环境的产生而使牦牛粪便斑块的 CH<sub>4</sub> 排放量大幅增大,但随着牦牛粪便的逐渐干化,CH<sub>4</sub> 净排放将转变为净吸收。藏绵羊粪便施加,则会通过降低草地土壤的 CH<sub>4</sub> 氧化能力而导致其斑块的 CH<sub>4</sub> 吸收量显著低于背景吸收量,即对 CH<sub>4</sub> 排放有一定的促进效应。由此而可知,牦牛和藏绵羊粪便返还都可以在一定程度上促进高寒草原土壤的 CH<sub>4</sub> 排放,或减弱土壤对 CH<sub>4</sub> 的吸收能力。不过,在高寒、大风和缺氧的特殊环境中,牦牛和藏绵羊粪便返还对高寒草地土壤 CH<sub>4</sub> 排放产生的长期影响还存在一定的不确定性,亟待开展长期的野外原位观测试验加以明确。

## 参考文献 (References)

- [1] Le Mer J, Roger P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2001, 37: 25–50
- [2] Hartmann A A, Buchmann N, Niklaus P A. A study of soil methane sink regulation in two grasslands exposed to drought and N fertilization [J]. *Plant and Soil*, 2011, 342: 265–275
- [3] Geng Y, Wang Y, Yang K, et al. Soil respiration in Tibetan alpine grasslands: Belowground biomass and soil moisture, but not soil temperature, best explain the large-scale patterns [J]. *PLoS ONE*, 2012, 7: e34968
- [4] Haynes R J, Williams P H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem [J]. *Advances in Agronomy*, 1993, 49: 119–199
- [5] Whitehead D C. Nutrient elements in grassland: soil-plant-animal relationships [M]. CABI Publishing, 2000.
- [6] Stiehl – Braun P A, Hartmann A A, Kandeler E, et al. Interactive effects of drought and N fertilization on the spatial distribution of methane assimilation in grassland soils [J]. *Global Change Biology*, 2011, 17: 2629–2639
- [7] Saggar S, Bolan N S, Bhandral R, et al. A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures [J]. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 2004, 47: 513–544
- [8] Wagner A O, Hofmann K, Prem E, et al. Methanogenic activities in alpine soils [J]. *Folia Microbiologica*, 2012, 57: 371–373
- [9] Miller D J. Grasslands of the Tibetan Plateau [J]. *Rangelands*, 1990, 12: 159–163
- [10] Lin X, Wang S, Ma X. et al. Fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O in an alpine meadow affected by yak excreta on the Qinghai – Tibetan plateau during summer grazing periods [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41: 718–725
- [11] Cai Y J, Wang X D, Ding W X, et al. Potential short-term effects of yak and Tibetan sheep dung on greenhouse gas emissions in two alpine grassland soils under laboratory conditions [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, 49: 1215–1226
- [12] Wang S P, Yang X X, Lin X W, et al. Methane emission by plant communities in an alpine meadow on the Qinghai – Tibetan Plateau: a new experimental study of alpine meadows and oat pasture [J]. *Biology Letters*, 2009, 5: 535–538
- [13] Wei Da, Xu Ri, Wang Yinghong, et al. CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> fluxes and correlation with environmental factors of alpine alpegrassland in Nam Co region of Tibetan Plateau [J]. *Acta Agrestia Sinica*, 2011, 19(3): 412–419 [魏达, 旭日, 王迎红, 等. 青藏高原纳木错高寒草原温室气体通量及与环境因子关系研究 [J]. *草地学报*, 2011, 19(3): 412–419]
- [14] Jiang C, Yu G, Fang H, et al. Short-term effect of increasing nitrogen deposition on CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in an alpine meadow on the Qinghai – Tibetan Plateau, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2010, 44: 2920–2926
- [15] Kong Zheng, Long Ruijun, Dong Zhaorong, et al. Research of CH<sub>4</sub> emission characteristics of 'Black soil patch' degraded Alpine meadow [J]. *Journal of Anhui Agricultural Science*, 2009, 37(7): 13218–13220 [孔郑, 龙瑞军, 董召荣, 等. “黑土型”退化高寒草地 CH<sub>4</sub> 排放特征研究 [J]. *安徽农业科学*, 2009, 37(7): 13218–13220]
- [16] Wan Yunfan, Li Yu – e, Gao Qingzhu, et al. Effect of summer grazing intensity on GHG emission in the North Tibet steppe [J]. *Practical Science*, 2010, 27(11): 1–6 [万运帆, 李玉娥, 高倩竹, 等. 夏季放牧强度对藏北草原温室气体排放的影响 [J]. *草业科学*, 2010, 27(11): 1–6]
- [17] Wei D, Xu R, Wang Y, et al. Responses of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes to livestock enclosure in an alpine steppe on the Tibetan Plateau, China [J]. *Plant and Soil*, 2012, 359: 45–55
- [18] Pei Z, Ouyang H, Zhou C, et al. Fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from alpine grassland in the Tibetan Plateau [J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2003, 13: 27–34
- [19] Flessa H, Dorsch P, Beese F, et al. Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1996, 25: 1366–1370
- [20] Chadwick D R, Pain B F. Methane fluxes following slurry applications to grassland soils: laboratory experiments [J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 1997, 63: 51–60
- [21] Moir J L, Cameron K C, Di H J, et al. The spatial coverage of dairy cattle urine patches in an intensively grazed pasture system [J]. *Journal of Agricultural Science*, 2011, 149: 473–485
- [22] Jarvis S C, Lovell R D, Panayides R. Patterns of methane emission from excreta of grazing animals [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1995, 27: 1581–1588
- [23] Chadwick D R, Pain B F, Brookman S K E. Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grass-

- land [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29: 277–287
- [24] Tian Guangming, He Yunfeng, Li Yongxian. Effect of water and fertilization management on emission of  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  in paddy soil [J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2002, 11(03): 294–298  
[田光明, 何云峰, 李勇先. 水肥管理对稻田土壤甲烷和氧化亚氮排放的影响[J], *土壤与环境*, 2002, 11(03): 294–298]
- [25] Yamulki S, Jarvis S C, Owen P. Methane emission and uptake from soils as influenced by excreta deposition from grazing animals [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1999, 28: 676–682
- [26] Ma X, Wang S, Wang Y, et al. Short-term effects of sheep excrement on carbon dioxide, nitrous oxide and methane fluxes in typical grassland of Inner Mongolia [J]. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 2006, 49: 285–297
- [27] Ma Xiuzhi. Effects of cultivation and grazing on soil carbon pool and greenhouse gases fluxes in the Inner Mongolia steppes [D]. Beijing: The Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, 2006. [马秀枝. 开垦和放牧对内蒙古草原土壤碳库和温室气体通量的影响[D]. 北京: 中国科学院植物研究所, 2006.]
- [28] Jiang Y Y, Tang S M, Wang C J, et al. Contribution of urine and dung patches from grazing sheep to methane and carbon dioxide fluxes in an inner Mongolian desert grassland [J]. *Asian – Australasian Journal of Animal Sciences*, 2012, 25: 207–212
- [29] Ding Weixin, Cai Zucong. Effects of soil organic matter and exogenous organic materials on methane production in and emission from wetlands [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(10): 1672–1679 [丁维新, 蔡祖聪. 土壤有机质和外源有机物对甲烷产生的影响[J]. *生态学报*, 2002, 22(10): 1672–1679]
- [30] Cao G M, Xu X L, Long R J, et al. Methane emissions by alpine plant communities in the Qinghai–Tibet Plateau [J]. *Biology Letters*, 2008, 4: 681–684
- [31] Williams P H, Haynes R J. Effect of sheep, deer and cattle dung on herbage production and soil nutrient content [J]. *Grass and Forage Science*, 1995, 50: 263–271

## Effects of Excretal Returns on $\text{CH}_4$ Emissions from an Alpine Steppe Soil in Northern Tibet, China

CAI Yanjiang<sup>1</sup>, DU Ziyin<sup>1, 2</sup>, WANG Xiaodan<sup>1</sup>, ZHAO Hui<sup>1</sup>, Yan Yan<sup>1</sup>, LU Xuyang<sup>1</sup>

(1. *Key Laboratory of Mountain Surface Processes and Ecological Regulation, Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China*; 2. *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*)

**Abstract:** To investigate the effects of yak and Tibetan sheep dung on  $\text{CH}_4$  emissions from an alpine steppe soil in Northern Tibet, China, a field experiment was conducted, to measure  $\text{CH}_4$  fluxes from simulated yak and Tibetan sheep dung patches and the Control plot using closed chamber technique and gas chromatography during an observation period from July to September in 2013, at Xainza Alpine Steppe and Wetland Ecosystem Observation Station. Cumulative  $\text{CH}_4$  emission from the yak dung treatment was  $70.2 \text{ mg C/m}^2$ , significantly higher than those from the treatments of Tibetan sheep dung ( $-34.0 \text{ mg C/m}^2$ ) and Control ( $-69.0 \text{ mg C/m}^2$ ), and the values were also significantly different between the latter two treatments. The net release of  $\text{CH}_4$  from yak dung patch was mainly caused by the massive methane emissions from earlier stage during the observation period, and the difference in  $\text{CH}_4$  fluxes between the Control and Tibetan sheep dung treatments was probably due to the lower methane absorption by soil in the Tibetan sheep dung treatment from latter stage.  $\text{CH}_4$  emission factors and dry weight-release index for yak dung treatment were 2.1 and 2.4 times of those for Tibetan sheep dung treatment. It is likely that most of the  $\text{CH}_4$  from yak dung patch was derived from the  $\text{CH}_4$  released from the yak dung itself, and the lower water content for Tibetan sheep dung and less organic carbon addition to the alpine steppe soil probably resulted in lower potential for  $\text{CH}_4$  production in Tibetan sheep dung treatment in comparison to yak dung treatment.

**Key words:** methane; alpine steppe; Yak dung; Tibetan sheep dung; greenhouse gas