

内蒙古温带半干旱羊草草原 N_2O 通量及其影响因素

董云社¹, 齐玉春¹, Manfred Domroes², 耿元波¹,
杨小红¹, 刘立新¹, 刘杏认¹

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101;

2. Department of Geography, Mainz University, Mainz 55099, Germany)

摘要: 利用静态箱-气相色谱法于 2001~2003 年对内蒙古锡林河流域羊草草原进行了连续 2 年的野外定位试验, 获得羊草草原原状群落与土壤 N_2O 年排放通量分别在 $3.91 \sim 4.71 \mu\text{gm}^{-2} \text{h}^{-1}$ 以及 $5.50 \sim 10.03 \mu\text{gm}^{-2} \text{h}^{-1}$ 范围内变动, 证明内蒙古温带半干旱羊草草原生态系统是大气中 N_2O 的源; 系统分析了羊草草原 N_2O 通量的季节变化、源汇特征以及关键的环境因子对草地 N_2O 通量的影响等, 建立了 N_2O 通量与环境因子间的回归方程; 并利用两年连续完整的观测数据对羊草草原 N_2O 年排放量进行了估算。

关键词: 内蒙古; 羊草草原; N_2O ; 通量特征; 环境因子

中图分类号: X142; P467 **文章编号:** 1000-0585(2004)06-0776-09

氧化亚氮 (N_2O) 作为能够产生温室效应以及影响臭氧层光化学过程的大气微量气体成分之一, 近年来逐渐受到全球性的关注^[1, 2]。自 1750 年以来, 大气中 N_2O 的浓度已增加了 46×10^{-9} 体积比, 目前大气中 N_2O 的浓度是过去 1000 年以来的最大值, 并且仍在持续增加^[3], 但对其增长原因的认识仍存在着较大的不确定性^[4], 对已知源汇的估计, 特别是对已知排放源认识的不足使得我们很难对未来的可能变化做出相对准确的预测。

在 N_2O 的各种排放源中, 土壤是其中最主要的排放源, 其排放量约占全球 N_2O 总排放量的 70 % 左右^[5]。目前, 国际上对草地生态系统土壤 N_2O 通量的研究多集中于北美、欧洲以及新西兰等区域的施肥草地^[6~11], 我国以往对土壤 N_2O 源汇的研究也较多集中在施肥对农田生态系统 N_2O 排放影响的研究方面^[12~17], 而对于大约占我国陆地面积 40 % 以上、是耕地面积 4 倍、森林面积 3.6 倍^[18]的草地生态系统 N_2O 通量的研究相对较少。因此, 本研究的主要目的是探讨我国温带草地生态系统 N_2O 通量的强度、季节变化以及关键的驱动因素, 为正确评价我国草地生态系统在全球气候与环境变化中的贡献提供必须的实验数据。

1 研究方法

1.1 试验地概况

收稿日期: 2004-07-12; 修订日期: 2004-09-25

基金项目: 中国科学院知识创新重大项目 (KZCX1-SW-01-04)、中国科学院地理科学与资源研究所知识创新项目 (CXIOG-E01-03-01)、国家重点基础研究发展规划项目 (2002CB412503) 资助。

作者简介: 董云社 (1961-), 男, 陕西武功人, 研究员, 博导, 博士。主要从事全球变化与温室气体排放以及碳、氮元素生物地球化学循环等方面的实验研究, 已发表论文 60 余篇。E-mail: dongys@igsrr.ac.cn.

本研究选择内蒙古锡林河流域温带半干旱草原典型的羊草草地作为研究对象,羊草草原是欧亚大陆草原东缘所特有的草地群落类型,广泛分布于我国东北、内蒙古东部、蒙古国东部、俄罗斯外贝加尔地区,总面积约为 $4.2 \times 10^5 \text{ km}^2$,其中一半以上分布在中国,它是森林草原带与典型草原带偏湿润一侧分布面积较广的草原群系,是锡林河流域面积最大的草原类型,也是当地经济价值最高的天然草场。本研究选择的羊草采样样地位于锡林河南岸约 10 km 处的平缓丘陵宽谷地带,所选样地自 1980 年起进行围栏封育试验,面积 $400 \text{ m} \times 600 \text{ m}$ 。地理坐标为北纬 $43^\circ 32' 45'' \sim 43^\circ 33' 10''$,东经 $116^\circ 40' 30'' \sim 116^\circ 40' 50''$,海拔 $1200 \sim 1250 \text{ m}$,是全球变化研究中国东北样带 (NECT) 穿过的中心区域。样地内有 86 种显花植物,建群种为广旱生根茎禾羊草 (*leymus Chinense*),优势种包括大针茅 (*Stipa Grandis*)、冰草 (*Agropyron Cristatum*)、落草 (*Koeleria Cristata*) 等密丛禾草,群落有明显的草层分化,平均高度 (7~8 月) 为 $50 \sim 60 \text{ cm}$,群落盖度约 $30 \sim 40 \%$,多雨年份可达 $60 \sim 70 \%$ [19,20],由于长期围栏的影响,地表有较厚凋落物层覆盖。土壤为暗栗钙土,土层深度为 $100 \sim 150 \text{ cm}$,土壤有机层厚达 $20 \sim 30 \text{ cm}$,钙积层不显著或不存在,有时在 $50 \sim 60 \text{ cm}$ 以下有轻微的假菌丝状碳酸钙的淀积物。土壤质地粘粒平均为 21% ,沙粒为 60% ,年降水量 $350 \sim 450 \text{ mm}$,年均气温 $-0.3 \sim 1^\circ \text{C}$,日平均气温 10°C ,积温 $1800 \sim 2000^\circ \text{C}$ 。

1.2 气体样品的采集、分析与通量计算

于 2001 年 6 月~2003 年 6 月利用静态箱-气相色谱法对草地 N_2O 气体通量进行了连续两年的野外实验观测。

N_2O 气体利用静态暗箱法采样,采样箱为 5 mm 厚不透明有机玻璃制成,箱体大小 $50 \text{ cm} \times 45 \text{ cm}$,箱体高度为 30 cm 。采样频率在植物生长季的 5~10 月为每个月两次,从 10 月至第二年 4 月为每个月采样一次。采样时间多选择在上午 9~10 时左右(研究表明,此时段采样基本上能代表一天的平均状况 [21~23])。采样时选择地势较平坦的样方放置采样箱,观测时将采样箱放入已插入土壤 5 cm 深处的不锈钢底座外缘四周的凹槽中,并用蒸馏水密封,每次观测设 2 个重复。采样箱箱盖装有空气搅拌小风扇、温度计以及用于采气用的硅胶导管、采气三通阀等,采气持续时间为 21 min ,分别抽取盖箱后 0 min , 7 min , 14 min 以及 21 min 时的气体样品,每次采样时抽取观测箱内气体约 500 ml 置于密封气袋中,用于 N_2O 气体浓度的分析。本实验采用了 7 min 较短的采样间隔,主要是尽量减少采样过程对自然状况的影响时间。此外,在每次气体采集的同时,同步采集气温, 0 、 5 、 10 cm 地温,箱内温度以及土壤水分等环境数据,其中,箱内温度利用水银温度计,气温与 0 、 5 、 10 cm 地温利用北京师范大学司南仪器厂生产的 SN2202 型数字温度计测定,土壤水分利用烘干法测定。另外,为对比有无地上植被覆盖对 N_2O 通量的影响,试验同时设原状草地以及裸地两个处理进行同期观测采样,文中下面提到的原状群落 N_2O 通量主要是指包含植物活体、立枯、凋落物以及土壤在内的整个草原群落的 N_2O 通量,而土壤 N_2O 通量则是指去除地上植被覆盖后土壤(含根系) N_2O 通量。

气体样品从野外采回后, N_2O 浓度在实验室内利用惠普 5890 型气相色谱仪进行分析。 N_2O 检测器为电子捕获检测器 (ECD),利用两根长度分别为 1.84 m 和 3.68 m 的 $80 \sim 100$ 目 Porapak Q 充填物分离柱完成 N_2O 分离和反吹功能,分离柱工作温度 90°C ,检测器工作温度 330°C ,载气为氩气和 5% 甲烷混合气,流速 25 ml min^{-1} 。其仪器精度为在 8 h 之内对标气反复多次测定,测定结果的变异系数为 $0.3 \sim 0.6 \%$ 。

气体浓度分析完毕后, 气体通量计算方法参见参考文献 [24], 对通量数据的统计分析主要利用 SPSS11.0 软件包完成。

2 结果与分析

2.1 N_2O 通量的季节变化特征

图 1 是羊草草原原状群落与土壤 N_2O 通量季节变化曲线。图中显示, 原状群落与土壤 N_2O 通量均表现为春夏季最高, 秋季次之, 冬季最低, 在冬季土壤冻结期间还出现土壤吸收少量 N_2O 的现象。对于 N_2O 气体出现负通量, 裴志永^[25]在青海高寒草原, 旭日^[26]在本研究同一研究区域冬季也均观察到了 N_2O 负通量的现象。对于其主要影响机制, 目前已知的主要发生在以下两种情况: 一是微生物吸收 N_2O 并将其反硝化还原成 N_2 , 这种情况一般发生在土壤处于强还原状态^[27]; 另外一种情况就是当有机质含量较高的土壤处于干燥条件时, N_2O 可能被土壤基质中的粘土矿物所吸附^[28,29]。虽然草地在观察到有负通量的冬季, 土壤并不是处于极端干燥条件下, 而是保持着比生长季高得多的土壤水分含量, 尤其是土壤表层 0~10cm 内土壤含水量更高, 但该时候的土壤水分基本上处于冻结状态, 水分的有效性较低, 使得土壤的水分状况在一定程度上与干燥土壤相似。另外, 以往的研究者在研究中发现, 冻土中还存在着发生化学反硝化的可能性^[30], 但这种化学反硝化通常只发生在高 NO_2^- 含量, 且土壤呈酸性的条件下^[31]。由于在试验过程中, 我们没有同时监测土壤 pH 值, 所以产生 N_2O 负通量的原因是单纯的土壤物理吸附, 还是冬季较高的土壤水分产生局部厌氧区域在土壤冻土层短期融溶时由于土壤微生物的反硝化作用将 N_2O 继续还原为 N_2 , 或是化学反硝化等其他原因还有待于进一步的分析。

此外, 除了冬季出现负通量外, 羊草草原原状群落与土壤 N_2O 通量在春季和夏季 7 月左右都出现两次排放高峰。在半干旱草原区, 夏季由于水热条件对于 N_2O 的产生与排放都相对适宜, 因此出现 N_2O 排放峰值并不难理解。而春季排放高峰多出现在雪融以及土壤融冻的 4 月下旬~5 月上旬左右, 以 2002 年为例, 3 月中旬~5 月底春融时段原状群落及土壤 N_2O 排放总量分别约占 3 月~9 月下旬时段总排放量的 45.46% 和 67.96% 左右, 表现出冻融过程对土壤年 N_2O 排放有着十分重要的贡献。对于冻融过程对 N_2O 通量的显著影响, 相关研究者在不同地区农田和森林生态系统的研究也得出了类似的结论^[32~36]。此外, 作者在对四川省贡嘎山森林生态系统的研究中也发现: 在采样区内三个不同森林群落类型 9 月至次年 2 月 N_2O 平均排放通量仅为 $22.12 \pm 5.44 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 而在冻融过程的 2~4 月中旬, 其平均排放通量为 $99.57 \pm 51.20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, 最高峰值达 $147.58 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ^[24]。分析本研究中羊草草原春季 N_2O 出现排放峰值的原因, 可能是因为冬季过后由于雪融以及土壤融冻, 土壤水分较适宜, 同时由于在冬季不存在着植被吸收的情况, 使得有机质矿化分解作用和硝化作用产生的有机 C 和 NO_3^- 在土壤中得以累积, 经过整个冬季长达半年的矿化和富集作用使得土壤中无机 N 和可利用 C 含量均较高, 十分有利于土壤微生物的复苏和生理代谢活动, 因此随着土壤的逐渐返润, 反硝化作用成为 N_2O 产生的主要来源, 此时尽管气温与土壤表层温度都相对较低, 但以往的研究表明, 通常温度大于 5℃ 就适宜发生微生物的反硝化作用, 且温度越偏低, N_2O 在反硝化产物中的比重越大^[37], 因此, 冬季积累的充足反应底物 NO_3^- 在春融期较高的土壤水分以及逐渐升高的土壤温度的共同作用下导致了春季 N_2O 排放高峰的出现。另外, Davidson E. A. 等^[38]的研究

认为，N₂O 爆发排放的原因还可能是化能自养 NH₄⁺ 氧化菌产生的大量 NO₂⁻ 发生化能反硝化作用的结果。由于春季 N₂O 的爆发排放有时甚至还高于夏季的排放值，因此，春季的 N₂O 排放也不容忽视。

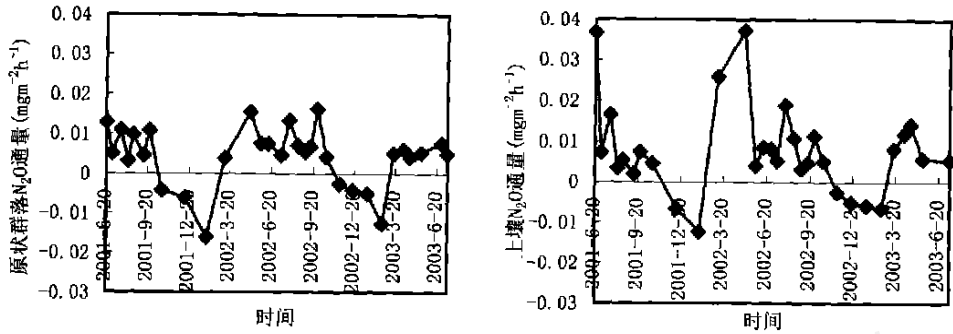


图 1 羊草草原原状群落与土壤 N₂O 通量季节变化动态

Fig. 1 The seasonal variation of N₂O fluxes from undisturbed community and soil layer in *Leymus Chinense* grassland

2.2 羊草草原 N₂O 通量特征以及植被覆盖对 N₂O 通量的影响

表 1 是根据每两次通量观测结果，积分求面积的方法计算得到的 2001 ~ 2003 年不同统计时段原状群落与土壤 N₂O 排放量的对比情况。从表中可以看出，不同年份原状群落与土壤 N₂O 平均排放通量以及年排放总量均为正值，羊草草原为大气 N₂O 的排放源，原状群落与土壤 N₂O 年排放通量分别在 3.91 ~ 4.71 μgm⁻²h⁻¹ 以及 5.49 ~ 10.03 μgm⁻²h⁻¹ 范围内变动。另外，对比有无地上植被对 N₂O 通量的影响，从表 1 可以看出，原状群落 N₂O 排放值均低于同一统计年份土壤 N₂O 排放通量，并没有出现以往在对农田生态系统的研究中，农作物对 N₂O 产生与排放的促进作用^[39,40]。分析原因，凋落物层的影响可能占主要地位。与农田生态系统不同，草地地表常年存在凋落物层，羊草草原由于围栏禁牧 20 多年，期间基本上无牲畜影响，因此地表凋落物层较厚，枯枝落叶积累不仅会产生地表温度下降，土壤 pH 值下降等生态环境效应，同时也会对 N₂O 产生后的排放过程存在着一定的阻碍作用^[41~43]。另外，由于土壤 N₂O 通量仍然含地下根系部分，植物根系对土壤 N₂O 通量的影响依然存在，因此在上述因素的综合作用下，使得原状群落 N₂O 排放通量反而低于去除地上植被后的土壤 N₂O 排放通量。此外，原状群落以及土壤 N₂O 通量不同年份间也存在一定差别，但统计分析也同时表明：原状群落与土壤 N₂O 排放通量不同年份间的通量差异均没有达到 0.05 的显著性水平（2001 年与 2002 年原状群落 N₂O 通量：F = 0.080，= 0.780 > 0.05；2001 年与 2002 年土壤 N₂O 通量：F = 1.211，= 0.281 > 0.05）。同时，不同统计年份原状群落与土壤 N₂O 排放通量间的差异也未达到 0.05 的显著性水平（见表 2）。此外，对比原状群落以及土壤 N₂O 通量全年以及生长季内的通量变异系数可以看出，由于春季冻融期 N₂O 排放高峰以及冬季部分负通量的共同影响使得无论是原状群落还是单纯土壤均出现年通量变异系数显著高于生长季变异系数的现象。由此我们可以看出，草地春融期以及非生长季 N₂O 通量特殊的源汇规律显著影响着 N₂O 通量的年变化特征，因此我们评价草地 N₂O 通量贡献时不能简单地利用生长季的观测资料来代替，同时尽管同一统计时段的原状群落与土壤 N₂O 通量的差异并没有达到一定的显著性水平，但

有无植被覆盖下草原 N₂O 通量值的差异仍会对整个草地生态系统 N₂O 的总排放量估算具有一定的影响，我们在估算时应意识到这个差别。

表 1 羊草原 N₂O 通量特征

Tab. 1 The N₂O fluxes from undisturbed community and soil layer in Leymus Chinense grassland

时间	原状群落			土壤		
	平均值 ±标准偏差 (μgm ⁻² h ⁻¹)	变异 系数	年排放量 (gm ⁻² a ⁻¹)	平均值 ±标准偏差 (μgm ⁻² h ⁻¹)	变异 系数	年排放量 (gm ⁻² a ⁻¹)
2001 ~ 2002 年	4.71 ±8.50	1.80	0.01878	10.03 ±14.49	1.44	0.07654
2002 ~ 2003 年	3.91 ±7.09	1.81	0.02336	5.49 ±7.44	1.35	0.03635
2002 年生长季	9.42 ±4.44	0.47	0.07254	13.01 ±11.16	0.86	0.14827

表 2 羊草原原状群落 N₂O 通量与土壤 N₂O 通量差异方差分析

Tab. 2 The ANOVA of the difference between undisturbed community and soil layer N₂O fluxes in Leymus Chinense grassland

统计时段	F 值	显著性水平
2001 ~ 2002 年	1.404	0.247
2002 ~ 2003 年	0.381	0.542
2002 年生长季	0.809	0.381

2.3 环境因子对 N₂O 通量特征的影响

在影响 N₂O 产生与排放的诸多环境因素中，温度和水分是自然条件下影响 N₂O 通量最主要的两个因素，它们主要通过影响微生物的活性、O₂ 以及反应底物的有效性来影响 N₂O 气体的排放通量^[38,44~45]。

表 3 是根据 2002 年的野外试验数据计算得出的羊草原原状群落及土壤 N₂O 通量与温度、水分条件的相关系数。从表 3 可以看出，无论是 2002 年全年还是在 2002 年非生长季，原状群落和土壤 N₂O 排放通量与气温以及土壤表层各层次（0cm，5cm，10cm）地温之间均呈现显著（p < 0.05）或极显著（p < 0.01）正相关关系，而与土壤表层含水量相关关系较弱，利用多元逐步回归方法建立的 N₂O 通量与主要环境因子的回归方程（见表 4）也进一步证实了温度条件对 N₂O 产生与排放的重要贡献，从表 4 可以看出，气温以及与之密切相关的其他温度因子（其他温度因子由于与气温显著相关而因为因子间的共线性被剔除）在非生长季能够解释 N₂O 通量变异的 72 % ~ 88 %，且与土壤 5cm 以及 10cm 地温的相关程度高于与地表温度的相关性；而在植物生长季，原状群落和土壤 N₂O 通量并没有表现出随温度的上升而增加，相反与气温、5cm 地温、10cm 地温表现为一定程度的负相关，特别与气温的负相关达到了 0.05 的显著性水平，分析原因可能与生长季内土壤水分状况的变化密切相关。在 2002 年生长季初的 4 月底与生长季末的 9 月下旬，此时尽管气温较低，但土壤水分波动较大，由于土壤干湿交替，使得硝化与反硝化作用交替成为 N₂O 的主要产生机制，同时干湿交替还在一定程度上抑制了反硝化产物的深度还原，从而使得 N₂O 排放量较高。研究表明：频繁干湿交替情况下 N₂O 产生量在某些情况下甚至高于长期湿润的土壤^[38]。而在 7、8 月份的部分时段，由于降水较少，加之高温条件下较强的土壤

蒸发与植物蒸腾，土壤含水量较低，微生物活性较弱，在一定程度上又限制了 N₂O 的产生与排放，因此，在上述两个过程的作用下，N₂O 通量与温度条件反而呈现一定程度的负相关。由前面的分析我们可以看出，在无灌溉且降水变率较大的温带半干旱草原生长季，土壤 N₂O 通量更多地取决于表层土壤水分的变化特征。多元回归分析表明，在植物生长季，0 ~ 10cm 或 10 ~ 20cm 土壤含水量能解释 N₂O 通量变异的 72 % ~ 85 %。

表 3 主要环境因子与原状群落 N₂O 通量及土壤 N₂O 通量的相关关系

Tab. 3 The correlation between main environmental factors and N₂O fluxes in undisturbed community and soil layer

通量类型	统计时段	气温	地表温度	5cm 地温	10cm 地温	0 ~ 10cm 土壤含水量	10 ~ 20cm 土壤含水量
原状群落 N ₂ O 通量	2002 全观测年	0.775 **	0.727 **	0.758 **	0.759 **	- 0.316	- 0.331
	2002 年生长季	- 0.685 *	0.061	- 0.654	- 0.684 *	0.626	0.344
	2002 年非生长季	0.874 **	0.759 *	0.855 **	0.852 **	- 0.083	- 0.020
土壤 N ₂ O 通量	2002 全观测年	0.662 **	0.629 **	0.641 **	0.654 **	- 0.289	- 0.264
	2002 年生长季	- 0.691 *	- 0.047	- 0.523	- 0.574	0.620	0.672 *
	2002 年非生长季	0.949 **	0.818 *	0.921 **	0.921 **	- 0.179	- 0.111

注：表中 * 代表相关性达到 0.05 的显著性水平，* 代表相关性达到 0.01 的显著性水平。

表 4 原状群落及土壤 N₂O 通量与环境因子间的逐步回归方程

Tab. 4 The stepwise regression equation between environmental factors and N₂O

fluxes in undisturbed community and soil layer

通量类型	统计时段	回归方程	F 值	Sig.	R ²
原状群落	2002 年全观测期	$Y = 3.609 E-04 X_3$	32.260	0.000	0.661
	2002 年生长季	$Y = 8.054 E-04 X_1$	49.179	0.000	0.843
	2002 年非生长季	$Y = 6.515 E-04 X_3 + 3.392 E-03$	19.436	0.005	0.725
土壤	2002 年全观测期	$Y = 3.547 E-04 X_3$	21.667	0.000	0.564
	2002 年生长季	$Y = 1.626 E-03 X_2$	25.084	0.001	0.728
	2002 年非生长季	$Y = 8.822 E-04 X_3 + 6.652 E-03$	54.187	0.000	0.884

注：参与回归的环境因子包括 X₁：0 ~ 10cm 土壤含水量，X₂：10 ~ 20cm 土壤含水量，X₃：气温，X₄：地表温度，X₅：5cm 地温，X₆：10cm 地温；Y 为 N₂O 通基 (mgm⁻²h⁻¹)

3 结论与讨论

(1) 羊草草原 N₂O 通量季节变化规律明显，原状群落与土壤 N₂O 通量均表现为春夏季最高，秋季次之，冬季最低，在冬季土壤冻结期间还出现土壤吸收少量 N₂O 的现象，对其机制有待于进一步的研究。除冬季出现负通量外，原状群落和土壤 N₂O 通量在春季 4 月下旬 ~ 5 月上旬左右和夏季 7 月左右出现两次排放高峰，其中春季 N₂O 排放峰值在个别年份甚至高于夏季的排放值，对于春季 N₂O 爆发排放应给予关注。

(2) 羊草草原土壤向大气排放 N₂O，羊草草原原状群落与土壤 N₂O 年排放通量分别在 3.91 ~ 4.71μgm⁻²h⁻¹以及 5.49 ~ 10.03 μgm⁻²h⁻¹范围内变动，且原状群落 N₂O 排放均低

于同一统计年份的土壤 N_2O 排放通量, 羊草草原原状群落较厚的凋落物层在一定程度上阻碍了草地土壤 N_2O 向大气中的排放;

(3) 在整个观测年以及非生长季, 原状群落和土壤 N_2O 排放通量与气温以及土壤表层各层次地温之间均呈现显著 ($p < 0.05$) 或极显著 ($p < 0.01$) 正相关, 而与土壤表层含水量相关关系较弱, 气温以及其他与之密切相关的温度因子在非生长季能够解释 N_2O 通量变异的 72 % ~ 88 %, 且与土壤 5 cm 以及 10 cm 地温的相关程度高于与地表温度的相关性; 而在植物生长季, N_2O 通量与气温、5cm 地温、10cm 地温表现为一定程度的负相关, 特别是与气温的负相关达到了 0.05 的显著性水平, 在无灌溉且降水变率较大的温带半干旱草地生长季, 土壤 N_2O 通量更多地取决于表层土壤水分的变化特征, 0 ~ 10 cm 或 10 ~ 20 cm 土壤含水量能解释 N_2O 通量变异的 72 % ~ 85 %。

参考文献:

- [1] Crutzen P J. Ozone production rates in oxygen-hydrogen-nitrogen oxide atmosphere. *J. Geophys. Res.*, 1971, **76**:7311.
- [2] WMO. Scientific Assessment of Ozone Depletion:1991. In: Watson and Albritton D L (eds). *Global Ozone Research and Monitoring Project*. Geneva, 1992.
- [3] IPCC. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, 40 ~ 45.
- [4] Bouwman A F, Van der Hoek K W, Olivier J G J. Uncertainties in the global source distribution of nitrous oxide. *J. Geo. Res.*, 1995, **100**: 2785 ~ 2800.
- [5] Conrad R. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H_2 , CO , OCS , N_2O and NO). *Microbiological Reviews*, 1996, **60**:609.
- [6] Allen A G, Jarvis S C, Headon D M. Nitrous oxide emissions from soils due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the UK. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, **28**: 597 ~ 607.
- [7] Mosier A R, Parton W J, Valentine D W, *et al.* CH_4 and N_2O fluxes in the Colorado shortgrass steppe 1: Impact of landscape and nitrogen addition. *Global Biogeochem. Cycle*, 1996, **10**: 387 ~ 399.
- [8] Velthof G L, Van Beusichem M L, Oenema O. Mitigation of nitrous oxide emission from dairy farming systems. *Environmental Pollution*, 1998, **102**:173 ~ 178.
- [9] Williams D L, Ineson P, Coward P A. Temporal variation in nitrous oxide fluxes from urine-affected grassland. *Soil Biol. Biochem.*, 1999, **31**:779 ~ 788.
- [10] Verchot L V, Davidson E A, Cattaneo J H *et al.* Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emission from soils in eastern Amazonia. *Global Biogeochem. Cycles*, 1999, **13**:31 ~ 46.
- [11] Rudaz A O, Wälti E, Kyburz G, *et al.* Temporal variation in N_2O and N_2 fluxes from a permanent pasture in Switzerland in relation to management, soil water content and soil temperature. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 1999, **73**:83 ~ 91.
- [12] 侯爱新, 陈冠雄, O. Van. Cleemput. 不同种类氮肥对土壤释放 N_2O 的影响. *应用生态学报*, 1998, **9**(2): 176 ~ 180.
- [13] 黄国宏, 陈冠雄, 吴杰, 等. 东北典型旱作农田 N_2O 和 CH_4 排放通量研究. *应用生态学报*, 1995, **6**(4): 383 ~ 386.
- [14] 白红英, 韩建刚, 张一平. 农田温室气体 N_2O 释放的水热效应机理初探. *农业环境科学学报*, 2003, **22**(6): 724 ~ 726.
- [15] 邹国元, 张福锁, 陈新平, 等. 农田土壤硝化—反硝化作用与 N_2O 的排放. *土壤与环境*, 2001, **10**(4): 273 ~ 277.
- [16] 黄国宏, 陈冠雄, 张志明, 等. 玉米田 N_2O 排放及减排措施研究. *环境科学学报*, 1998, **18**(4): 344 ~ 349.
- [17] 唐登银. 实验地理学与地理工程学. *地理研究*, 1997, **16**(1): 1 ~ 10.
- [18] 温明章. 草地资源开发在我国生态农业中的地位及前景. *农业环境与发展*, 1996, **13**(2): 14 ~ 18.
- [19] 李博, 雍世鹏, 李忠厚. 锡林河流域植被及其利用. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. *草地生态系统研究第三集*. 北京: 科学出版社, 1988. 84 ~ 183.
- [20] 刘书润, 刘钟龄. 内蒙古锡林河流域植物区系纲要. 见: 中国科学院内蒙古草原生态系统定位站编. *草地生态系*

统研究第三集. 北京:科学出版社,1988.227~269.

- [21] Mosier A R, Delgado J A. Methane and nitrous oxide fluxes in grasslands in western Puerto Rico. *Chemosphere*, 1997, **35**:2050~2082.
- [22] Kessavalou A, Mosier A R, Doran J W, *et al.* Fluxes of CO_2 , N_2O and CH_4 in grass sod and winter-wheat fallow tillage management. *Journal of Environmental Quality*, 1998, **27**:1094~1104.
- [23] 杜睿,王庚辰,吕达仁,等. 箱法在草地温室气体通量野外试验观测中的应用研究. *大气科学*, 2001, **25**(1):61~70.
- [24] 齐玉春,罗辑,董云社,等. 贡嘎山地暗针叶林带森林土壤温室气体 N_2O 、 CH_4 排放研究. *中国科学(D 辑)*, 2002, **32**(11):934~931.
- [25] 裴志永. 青藏高原高寒草原生态系统碳过程研究——以青海省五道梁地区试验点为例. 中国科学院地理科学与资源研究所博士学位论文, 2003.
- [26] 旭日. 内蒙古草原锡林河流域 N_2O 气体交换过程模拟与尺度转换. 中国科学院大气物理研究所博士学位论文, 2002.
- [27] Firestone M K, Davidson E A. Microbiological basis of NO and N_2O production and consumption in soil. In: Andreae M O and Schimel D S(eds). *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, 1989. 7~21.
- [28] Benckiser G, Gaus G, Syring K M, *et al.* Denitrification losses for an inceptisol treated with mineral fertilizer or sewage sludge. *Z. Pflanzenernahr. Bodenk.*, 1987, **150**:241~248.
- [29] Stegeman D, Cammenga H K. Investigation on absorption and diffusion of nitrous oxide in soil matrices. *Mitt. DBG*, 1990, **60**:73~82.
- [30] Blackmer A M, Cerrato M E. Soil properties affecting formation of nitric oxide by chemical reactions of nitrite. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1982, **46**:937~942.
- [31] Batjes N H, Bridges E M. World Inventory of Soil Emissions. 1992, No 92/4, Working Paper and Preprint, 204.
- [32] Flessa H, Dorsch P, Beese F. Seasonal variation of N_2O and CH_4 fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *Journal of Geophysical Research*, 1995, **100**:115~124.
- [33] Wagner-Riddle C, Thurtell G W, Kidd G K, *et al.* Estimates of nitrous oxide emissions from agriculture fields over 28 months. *Canadian Journal of Soil Science*, 1997, **77**:135~144.
- [34] Brumme R, Borken W, Finke S. Hierarchical control on nitrous oxide emissions in forest ecosystems. *Global Biogeochemistry Cycles*, 1999, **13**:1137~1148.
- [35] Teepe R, Brumme R, Beese F. Nitrous oxide emissions from frozen soils under agricultural, fallow and forest land. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, **32**:1807~1810.
- [36] Jacinthe P A, Dick W A, Owens L B. Overwinter soil denitrification activity and mineral nitrogen pools as affected by management practices. *Biol. Fertile. Soils*, 2002, **36**:1~9.
- [37] 郑循华,王明星,王跃思,等. 温度对农田 N_2O 产生与排放的影响. *环境科学*, 1997, **18**(5):1~5.
- [38] Davidson E A. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, **56**:95~102.
- [39] 黄国宏,陈冠雄,黄彬,等. 玉米植株对大田温室气体 N_2O 排放的影响. *应用生态学报*, 1998, **9**(3):261~264.
- [40] 陈冠雄,商曙辉,于克伟,等. 植物释放 N_2O 的研究. *应用生态学报*, 1990, **1**(1):94~96.
- [41] Blair J M, Parnellee R W, Beare M H. Decay rates, nitrogen fluxes and decomposer communities of single- and mixed-species for-lar litter. *Ecology*, 1990, **71**:1976~1985.
- [42] 董云社,彭公炳,李俊. 温带森林土壤 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 时空特征. *地理学报*, 1996, **51**(增刊):120~128.
- [43] 陈四清,崔晓勇,周广胜,等. 内蒙古锡林河流域大针茅草原土壤呼吸和凋落物分解的 CO_2 排放速率研究. *植物学报*, 1999, **41**(6):645~650.
- [44] Karene Dobbie, Keith A Smith. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biology*, 2003, **9**:204~218.
- [45] Manuela Röver, Otto Heinemeyer, Ernst-august Kaiser. Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. *Soil Biol. Biochem.*, 1998, **30**(14):1859~1865.

The N₂O fluxes in *Leymus Chinense* grassland of Inner Mongolia, China

DONG Yun-she¹, QI Yu-chun¹, Manfred Domroes², GENG Yuan-bo¹,

YANG Xiao-hong¹, LIU Li-xin¹, LIU Xing-ren¹

(1. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China;

2. Department of Geography, Mainz University, Mainz 55099, Germany)

Abstract :Using the static chamber method, the fluxes of nitrous oxide from the undisturbed community and soil layer were measured through the continuous experiment in situ from 2001 to 2003 in *Leymus Chinense* grassland in Xilin river basin of Inner Mongolia, China. The seasonal variation, characteristics of sources and sinks, and the effects of main environmental factors on N₂O fluxes were analyzed. The regression models between the N₂O fluxes and the environmental factors were also established using the statistical method, at the same time, the annual total emission flux of N₂O was estimated. The main results are as follows: (1) The seasonal variations of N₂O fluxes in undisturbed community and soil layer were very obvious with higher emissions in spring and summer, then autumn but maintaining a relatively low emissions level in winter, furthermore, negative fluxes were found sometimes in winter. (2) The annual mean N₂O flux of undisturbed community ranged from 3.91 $\mu\text{gm}^{-2}\text{h}^{-1}$ to 4.71 $\mu\text{gm}^{-2}\text{h}^{-1}$ and that of soil layer ranged from 5.49 to 10.03 $\mu\text{gm}^{-2}\text{h}^{-1}$. The average N₂O flux of undisturbed community was lower than that of soil layer in the same statistical period, the relative thick litter layer obviously reduced the emission of N₂O to a certain degree. (3) To compare the N₂O fluxes of the whole year, the N₂O fluxes from undisturbed community and soil layer were significantly positive correlated with the air temperature and surface soil temperature at non-growing season, whereas they had a weak correlation with the soil moisture. The changes of air temperature and the other closely relative temperature factors could account for 72% ~ 88% of the variation of undisturbed community and soil layer N₂O fluxes in non-growing season. What's more, the correlations between N₂O flux and the soil temperature at 5cm and 10cm depth were higher than that between N₂O flux and surface soil temperature. But in growing season, negative correlations were found between N₂O flux and the air temperature and the soil temperature at 0cm, 5cm and 10cm depth, especially the correlations between N₂O flux and air temperature reached the significance level of 0.05. The results of multi-variable stepwise regression indicated that the change of 0 ~ 10cm and 10 ~ 20cm soil moisture could account for 72 ~ 85% of the variation of undisturbed community and soil layer N₂O fluxes in growing season.

Key words :Inner Mongolia; *Leymus Chinense* grassland; N₂O; flux; environmental factors