

中国北方干旱一半干旱地区草地 NH_3 通量原位观测研究

周志红^{1,2}, 李心清^{1*}, 王 兵¹, 程建中¹, 程红光¹,
杨 放^{1,2}, 江 伟^{1,2}, 闫 慧^{1,2}

(1. 中国科学院地球化学研究所, 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002;

2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘 要: NH_3 挥发是导致农业和畜牧业施肥中 N 素流失的主要途径之一。基于这一认识, 人们推测 NH_3 的释放也可能在干旱-半干旱地区天然草地氮素流失中起着重要作用。然而这方面的观测研究却十分有限。我国北方天然草地面积约 150 万平方千米, 而且在干旱-半干旱过渡地区的草地中存在 N 相对于 C 不足的现象。认识 NH_3 挥发在其中所起的作用对防治草地退化、保护干旱区生态环境安全具有重要意义。本文利用 Thermo-Fisher 公司生产的 Model17i NO_x - NH_3 分析仪和动态箱法对黄土高原西北部边缘和宁夏中东部地区, 也即农牧过渡带地区在 8~9 月份的地-气 NH_3 交换通量进行了观测研究, 发现其通量昼夜变化存在多种类型, 平均通量在 $-2 \sim 2 \text{ g NH}_3 / (\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 之间; 在空间变化上, NH_3 的地-气交换在毛乌素沙地西侧表现为对大气 NH_3 的净吸收, 经黄土高原边缘和宁夏中东部的过渡, 到宁夏南部的固原地区变化为草地 NH_3 的净释放。这种草地 NH_3 释放通量自北向南增加的现象主要是由于降水对土壤的湿润作用所致。干旱的环境条件使得水分超过了土壤 pH 和温度等众多影响因素而成为 NH_3 挥发的主要限制因素。据此可以推测 NH_3 挥发作用在我国北方自然草地 N 素流失中的作用可能较小, 不可能是导致农牧交错地区土壤 N 素相对不足的原因。

关键词: 干旱区; 草地; 氮循环; NH_3 挥发; 气态流失

中图分类号: S812 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2011)03-0292-08

NH_3 挥发是导致农业和畜牧业 N 肥利用率低下的最主要原因之一^[1-4]。在适当条件下 N 素以气态 NH_3 的形式从土壤或水体中逸出进入大气, 与大气中的酸性物质发生中和反应, 最终以干、湿沉降方式回到地表^[3], 从而成为土壤和水体酸化的一个重要原因^[5]。由于氮素化肥、动物排泄物等有机肥是 NH_3 的主要来源, 最近数十年出现了大量 N 素化肥和有机肥施用于农业土地或草地后 NH_3 挥发的研究报导^[3, 6-8], 而自然生态系统 NH_3 释放通量的观测研究少有报导^[9-11]。干旱一半干旱地区的天然草地是一种重要的自然生态系统, 由于其土壤呈碱性, 土壤团聚性能差、颗粒粗大, 含水量和土壤阳离子交换能力低等特点, 长期以来 NH_3 挥发作用一直被认为是干旱一半干旱地区天然草地氮素气态

流失的重要方式^[12-15]。

我国北方干旱一半干旱地区的天然草地面积约 150 万平方千米^[16], 在中国北方生态环境安全中起着举足轻重的作用。 NH_3 挥发可能是该地区土壤 N 素流失和草地退化的重要因素。但迄今尚未见有关的研究报导。与中东亚地区干旱草地相比, 中国北方天然草地在黄土高原西北部边缘和宁夏中东部地区, 也即农牧过渡带地区的土壤 N 素含量具有十分独特的特征。前者 C、N 含量随土地荒漠化程度的变化虽然存在巨大的区域变化, 但 C/N 值却始终保持在 13 左右, 而后者的 C/N 平均值达到了 34, 表现为 N 素的严重相对不足, 由此造成土壤和草地的退化^[17]。由于降水量较低, N 的淋失作用不大。而 N 的气态流失作用, 尤其是 NH_3 的挥发作用很

收稿日期: 2011-05-03; 改回日期: 2011-06-13

基金项目: 国家自然科学基金项目(40721002; 40872212); 贵州省农业攻关计划项目(黔科合 NY 字[2011]3079 号); 中国科学院院地合作项目。

第一作者简介: 周志红(1980-), 女, 博士研究生, 研究方向为土壤氮素地球化学循环及人工影响。E-mail: zhouzhong06@hotmail.com.

* 通讯作者: 李心清, 男, 研究员。E-mail: lixinqing@mails.gyig.ac.cn.

可能是导致该区域土壤 N 含量相对偏低现象的一个重要途径。因此对 NH₃ 释放通量的研究有助于认识我国北方草地 N 素异常的原因。我们利用化学发光法分析仪器对该地区若干点位草地的 NH₃ 含量进行了原位观测,并用动态通量箱法估算了 NH₃ 的释放通量。本文报导这一研究结果。

1 研究区域环境背景

研究地区位于黄土高原西北部前缘地带和毛乌素沙地西部边缘地区(图 1),区域经纬度范围为 E105~108°,N 35~39°。黄土高原西北部前缘地带位于宁夏中东部和南部,属典型的农牧交错地区;毛乌素沙地西部边缘地区位于内蒙古中部,以牧区为主,偶尔出现零星农业土地。在气候上研究区域属于典型的大陆性气候。年均气温 7~9℃,自北向南总体呈增加趋势。但由于地处山区和地势较高的原因,宁夏南部地区的海原和固原年均气温略有降低(图 2A);区域年平均降水量为 277~449 mm,自北

向南逐渐增加。虽然总体上为雨热同季,但由于研究地区位于东亚季风的边缘地区,因此一年中的降水量在 7 月份开始迅速增加,至 8 月份达到最大降水量,且降水的变率高达 70%(图 2B)。

野外观测和样品采集于 2010 年 8~9 月完成。观测采样路线如图 1 中白色虚线所示。采样路线全长约 450 km。沿线植被类型存在较大变化,主要有本氏针茅(*Stipa*)、糙隐子草(*Cleistogenes*)、达乌里胡枝子(*Lespedeza*)、小叶锦鸡儿(*Caragana*)、骆驼蓬(*Peganum*)、猪毛菜(*Salsola*)和黄蒿(*Artemisia*)等^[18]。路线上所标示的观测点为 24 h 观测点位。由于轮牧、禁牧和休牧等生态保育政策的实施,沿线植被的覆盖度普遍较好,许多地区是封育了数年的草场,表层土壤未见有扰动现象。观测和采样点选择在草场或撂荒多年的耕作土地上,以避免近期人为扰动对土壤的影响。土壤样品采集于表层 10 cm 内,属于土壤发生层的 A 层或 A B 层。

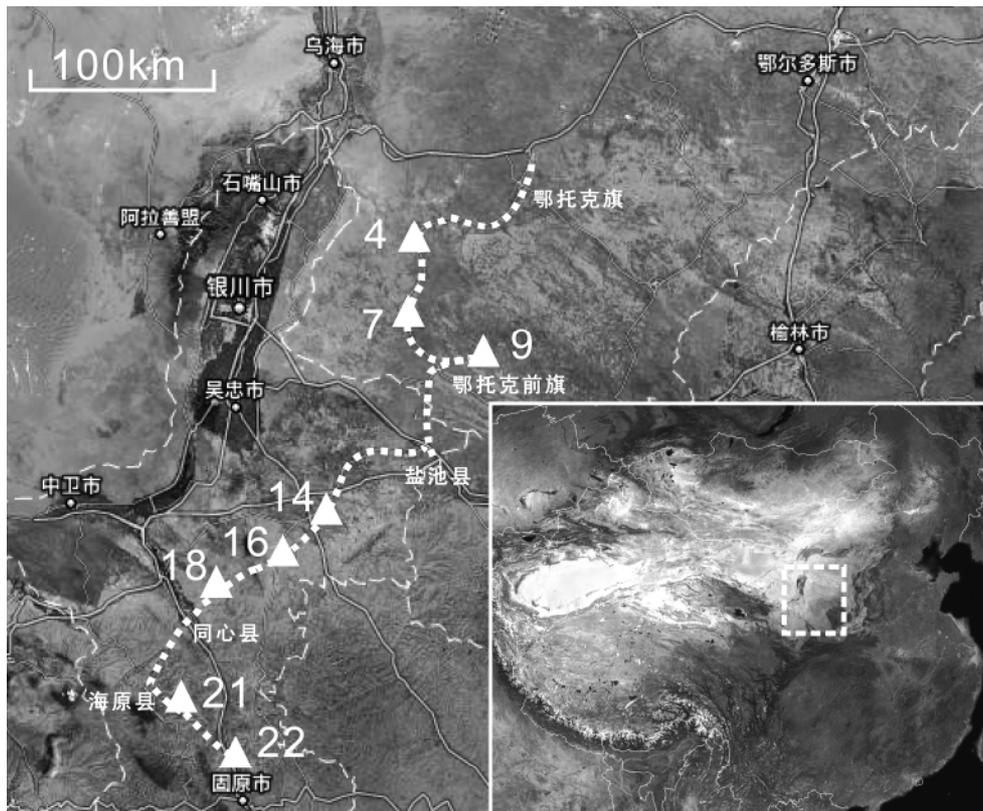


图 1 研究区域地理背景、采样路线和原位观测点分布图。白色虚线表示观测路线,白色三角符号示昼夜观测点。

图内插图示研究区域在中东亚地区的位置

Fig.1 The points for NH₃ flux measurement along the sampling transect on the geographic background of the arid and semi-arid areas of North China. The white dashes stand for the transect, and the triangles stand for the measuring points. The insert indicates the area of this study

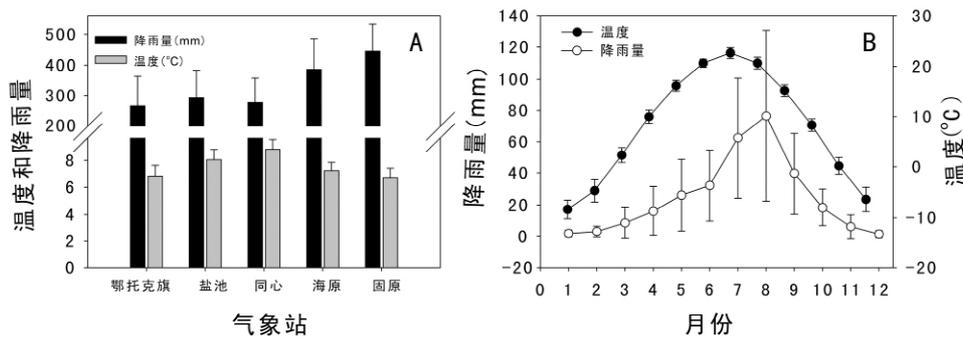


图 2 研究地区自北向南主要气象观测站所观测到的过去 50 年地面年均大气温度和降水变化(A), 以及盐池县大气温度和降水的逐月变化(B)

T 为平均大气温度,P 为平均降水 数据来源于中国气象科学数据共享服务网

Fig. 2 Spatial variations of annual air temperature and precipitation in the past 50 years along the study transect (A), and the monthly variations of precipitation as recorded by the meteorological station at Yanchi County (B).

T-Average air temperature,P-average precipitation

2 观测和分析方法

2.1 土壤样品理化性质的测定方法

土壤含水量测定采用烘干法^[19]。在实验室内将储存于土壤铝盒中的土壤样品在 105℃ 的烘箱中烘至恒定质量,然后根据烘干前后土壤质量计算土壤含水量。土壤 pH 值测定依据国家标准“GB 7859—87 森林土壤 pH 值的测定方法”^[20]。用中性(NaOH 溶液调节)无 CO₂ 蒸馏水作浸提液,水土比为 1:1。用玻璃电极 pH 计测量浸提液的 pH 值。土壤 NH₄⁺ 含量的测定采用靛酚蓝比色法^[20]。先用 2 mol/L KCl 溶液浸提土壤,然后用次氯酸盐碱性溶液和苯酚与浸提液中的 NH₄⁺ 离子反应生成水溶性染料靛酚蓝,并用比色法测定。

2.2 土壤-大气界面 NH₃ 交换通量测定

过去十年中国出于生态安全的考虑,在北方草原地区施行了轮牧、禁牧和休牧等生态保育政策,由此大大降低了动物排泄对草地土壤 N 循环的影响。由于没有外来 N 肥的输入,NH₃ 的含量可能较低。为了能够准确地检测草地与大气界面气体中 NH₃ 的含量,我们采用了 Thermo-Fisher 公司生产的 Model 17i NO_x-NH₃ 分析仪,其测量范围为 0~100 × 10⁻⁶,最低检测限为 1.0 × 10⁻⁹,精度 ± 0.4 × 10⁻⁹,采样流量为 0.6 L/min。

NH₃ 含量的测定采用原位分析方法,通量的估算采用动态箱法完成。在每个观测点根据植被类型不同设置 2~3 个通量箱,观测每个箱体一定时间段内 NH₃ 含量的变化,结合动态箱体内气体的流速和箱体底面积,计算 NH₃ 的通量。观测系统设置如图 3 所示。

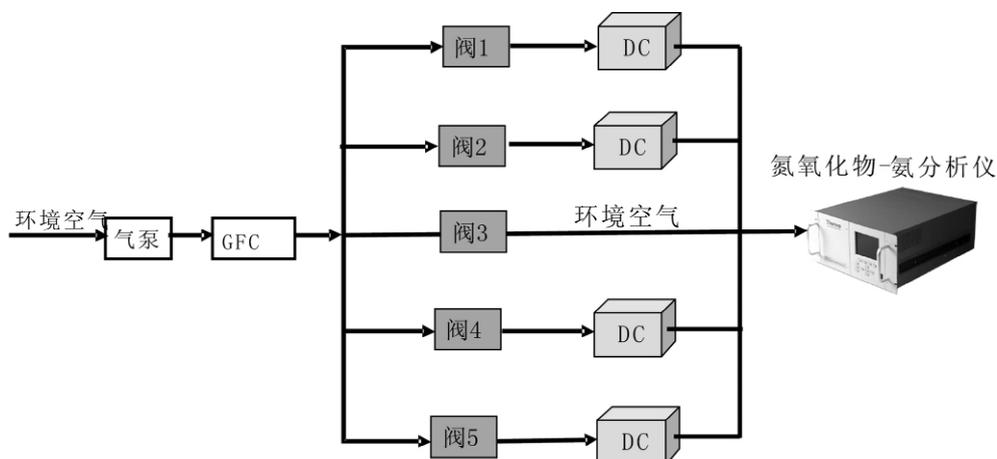


图 3 NH₃ 通量测定动态箱系统设置图。其中 GFC 为气体流量控制器,DC 为动态箱,阀 1-阀 5 为气路切换控制阀

Fig. 3 The dynamic chamber system for estimation of the NH₃ flux. GFC is short for the gas flow controller, DC for the dynamic chamber

动态箱用有机玻璃制作,底面积为 30 cm×30 cm,高 20 cm。箱体内部各面贴聚四氟乙烯(Teflon)薄膜,防止箱体对 NH₃ 的吸收;箱体顶侧安装一个 CPU 风扇,以混合箱体内气体;在箱体的一侧开两个直径为 6 mm 的孔,一为进气孔,用 Teflon 管连接至电磁阀的进气孔,另一个为测温孔;在箱体的相对一侧也开两个孔,一为出气孔,用 Teflon 管连接至 17 i 分析仪的进气口,另一个为大气压平衡孔,用以在大气压下使动态箱内多余的空气排出箱体。

具体测定中,对一个动态箱中的 NH₃ 含量每测 20 min,前后均要对箱体外空气的 NH₃ 含量进行相同时间长度的测定,以便计算 NH₃ 的通量。具体计算公式为:

$$F=(C_{out}-C_{in})\cdot Q/A$$

式中:F 为 NH₃ 通量,单位为 $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$;

C_{out} 、 C_{in} 分别表示动态箱出口处和入口处的 NH₃ 浓度,单位为 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,其中 C_{in} 是两次测得的空气中 NH₃ 含量的平均值;

Q 为流经动态箱的气体流量,单位为 m^3/h ;

A 为动态箱覆盖的土地面积,单位为 m^2 。

在动态箱测量过程中,记录动态箱内外温度,地表大气相对湿度,地表温度以及土壤 5 cm 深度的温度。

3 结果与讨论

3.1 NH₃ 交换通量的昼夜变化

3.1.1 昼夜变化

对研究地区 8 个观测点位共 20 个次动态箱的 NH₃ 交换通量昼夜变化特征进行了观测。其变化特征可用图 4 中所示的四种类型代表。第一种类型是 24 h 内 NH₃ 的通量以负值为主,即土壤 NH₃ 的释放量低于大气向地表的干沉降量,地表与大气之间 NH₃ 的交换总体上表现为地表对大气中 NH₃ 的吸收,吸收通量在 $6\text{ g NH}_3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 以内。在时间变化上,午夜至凌晨 5 点之间土壤的 NH₃ 释放通量较高,而白天至午夜之前总体上较低(图 4A);第二种类型 NH₃ 的交换通量波动于 $0\text{ g NH}_3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 左右,总体上通量较低,范围在 $-2\sim 2\text{ g NH}_3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 之间。在时间变化上,午夜至凌晨 5 点之间土壤的 NH₃ 释放通量较稳定,以正通量为主,而白天至午夜之前通量有负有正,波动较大(图 4B);第三种类型与第二种类型相似,但通量较高,波动范围为

$-6\sim 7\text{ g NH}_3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 之间。在时间变化上,午夜至凌晨 5 点之间土壤的 NH₃ 释放通量较低而且稳定,以正通量为主,而白天以负通量为主。傍晚 6 时左右至午夜之间通量为正(图 4C);第四种类型与第一种类型大致相反且规律性明显(图 4D),NH₃ 通量以正通量为主,波动范围为 $-2\sim 7\text{ g NH}_3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 之间。在时间变化上,午夜至早上 8 时左右通量或正或负,波动较小,在 $2\text{ g NH}_3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 以内,白天至午夜之间 NH₃ 通量为正,但最高通量很少超过 $8\text{ g NH}_3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 。总体上,第一种 NH₃ 通量交换类型占动态箱观测个次的 45%,第二种类型所占比例为 25%,第三和第四种类型的比例各为 15%。

3.1.2 与大气温度和相对湿度的关系

在无氮肥施入的土地中,土壤 NH₃ 释放的主要来源是有机质的降解和矿化。该过程可用下式表达:



其中(3)式不仅反映了非耕作土壤中 NH₃ 与 NH₄⁺ 之间的平衡关系,也反映了施肥土壤中的相应平衡关系。该平衡受众多因素的影响,在土壤施用氮肥过程中大气温度和相对湿度被认为是两个重要的影响因素^[21-24]。温度的升高增加土壤系统中 NH₃ 相对于 NH₄⁺ 的比率、降低了 NH₃ 在土壤水溶液中的溶解度从而提高 NH₃ 从土壤空隙水溶液中逸出的能力^[25]。对施肥土壤的研究表明,大气相对湿度能影响水气或土气界面气压差,空气湿度越大,土壤 NH₃ 挥发速率越小^[26, 27]。但在本研究 20 个次动态箱的 NH₃ 交换通量观测中,有 14 个次的昼夜变化总体上表现为白天减弱夜晚增强的现象,仅有 6 个次动态箱的观测结果显示出了与温度变化的一致性。这种总体上温度升高伴随土壤 NH₃ 通量下降的现象从图 3 中所示的通量与温度昼夜变化关系对比中也可以得到证明。第 4、9 和 21 观测点的气温日变化范围为 $12\sim 28^\circ\text{C}$ (图 4A、B、C),第 22 点为 $10\sim 16^\circ\text{C}$ (图 4D),然而前三个地点土壤 NH₃ 的释放通量却普遍低于后一点。在 20 个次通量箱的昼夜观测分析数据中,有 13 个次通量箱的观测数据显示出 NH₃ 通量随相对湿度的降低而降低(图 4C),7 个次表现出随湿度增加而降低(图 4A、B、D)。因此草地 NH₃ 通量变化与大气相对湿度的关系也不同于施肥土壤。

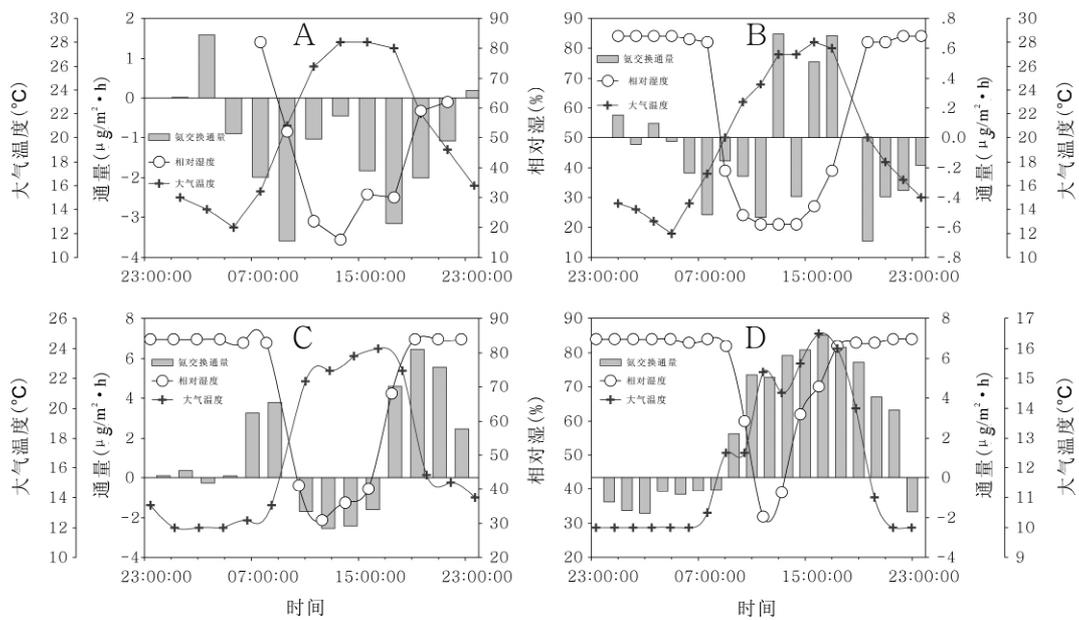


图 4 NH₃ 交换通量昼夜变化及其与大气温度和相对湿度的关系。其中 A、B、C 和 D 分别表示第 4、9、21 和 22 观测点, 分别代表了研究地区 NH₃ 交换通量的昼夜变化类型特征

Fig. 4 Diurnal variations of NH₃ flux in relation to the variations of air temperature and relative humidity. Panels A, B, C and D are the result of points 4, 9, 21 and 22, respectively, and representative of the whole points measured

3.2 NH₃ 交换通量的空间变化

3.2.1 通量的空间变化

研究区域观测点自北向南 NH₃ 交换通量存在规律性的变化(图 5)。在毛乌素沙地西侧 NH₃ 交换通量为负值, 即大气 NH₃ 的干沉降通量大于土壤的释放量, 自北向南通量从 1.8 逐渐降低至 0.3 g NH₃/(m²·h); 在宁夏中东部地区(盐池与海原之间), NH₃ 交换通量波动于正负值之间, 而在宁夏南部(海原以南), 交换通量为正, NH₃ 交换通量表现为土壤向大气的净释放, 自北向南通量从 1.5 增加到 2.3 g NH₃/(m²·h)。

3.2.2 与温度和土壤含水量的关系

在观测时间段内, 由于一个降水过程的原因, 大气温度自北向南逐渐降低, 土壤含水量逐渐升高。自毛乌素西缘至宁夏东部地区的第 14 观测点, 大气平均温度约为 20°C, 土壤含水量不足 5%, 至宁夏东部地区分别为约为 18°C 和 8%, 至宁夏南部分别约为 12°C 和 18%(图 5A)。NH₃ 交换通量的空间变化再次表现出草地土壤 NH₃ 释放通量与温度变化的反相关关系($P < 0.05$)。施肥土壤 NH₃ 挥发的研究表明, 土壤水分含量过高或过低都对 NH₃ 挥发

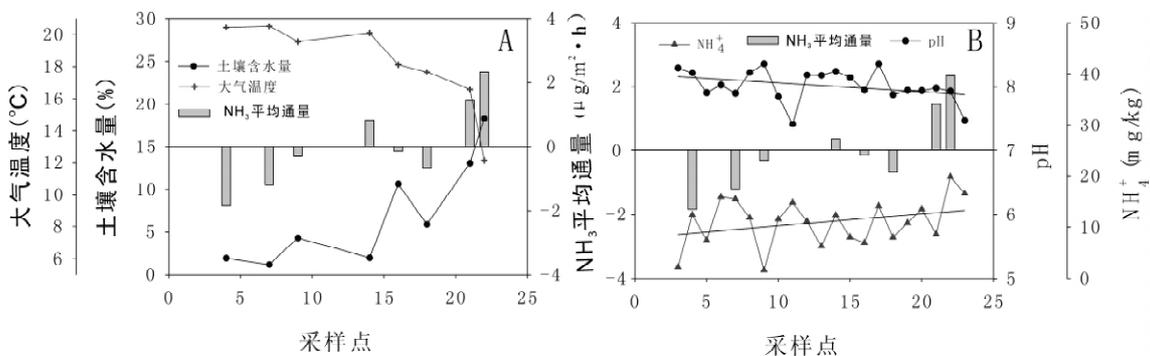


图 5 NH₃ 交换通量的空间变化及其与大气温度和土壤含水量变化关系(A) 以及与 pH 和 NH₄⁺ 变化关系(B)

Fig. 5 Spatial variations of NH₃ flux in association with the air temperature and soil water contents (A), as well as with pH and NH₄⁺ (B)

具有抑制作用^[28, 29]。本研究中 NH₃ 通量与土壤含水量显著正相关 ($P < 0.05$), 表明研究地区土壤含水量范围还未达到抑制 NH₃ 释放的水平, 从而构成土壤中 NH₃ 挥发的重要因素。干旱环境条件下土壤的突然润湿作用会激发土壤微生物活动和有机质分解, 从而促进土壤 NH₃ 的释放。这一现象在世界其他干旱地区未扰动土壤 NH₃ 挥发的研究中也得到了证实^[9, 13]。在从上述 NH₃ 通量的空间变化看, 干旱草原高温和干旱的土壤环境条件下土壤 NH₃ 的释放通量较小, 因此 NH₃ 的交换表现为大气 NH₃ 的净沉降, 而润湿过程中土壤 NH₃ 的释放通量较高, NH₃ 通量表现为土壤向大气的净释放。

3.2.3 与土壤 pH 和 NH₄⁺ 的关系

从式(3)可以看出土壤 pH 也是影响土壤 NH₃ 挥发的因素。实际观测研究也证实了这一点^[9, 30, 31]。研究地区土壤的 pH 变化在 7.5 与 8.4 之间, 平均为 8.0。在此 pH 条件下, 与 NH₄⁺ 平衡的 NH₃ 占 NH₄⁺ 含量的 10%^[32], 这向大气的释放提供了条件。整个研究区域 pH 自北向南从平均 8.2 降低至 7.9。这一变化造成了土壤中 NH₄⁺ 含量自北向南从 8.6 mg/kg 逐渐增加 13.3 mg/kg(图 5B), 但并没有扭转土壤 NH₃ 释放通量自北向南逐渐增加的现象。这一现象表明研究地区土壤 pH 值虽然利于 NH₃ 的释放, 但没有构成土壤 NH₃ 释放空间变化的主要控制因素。

3.2.4 与植被覆盖条件的关系

观测点沿线草地的植被群落和类型存在很大的空间变化^[18], 由此造成植被覆盖条件的差异。后者会因植物叶面的干湿变化而影响 NH₃ 的吸收或释放^[33]。因此考察植被覆盖条件是否对土壤与大气之间 NH₃ 交换通量存在影响有助于认识研究区域 NH₃ 通量的空间变化。对各个观测点不同植被覆盖条件下土壤 NH₃ 释放通量的对比研究显示, 除第 14 点黄蒿土地中 NH₃ 的释放通量在白草和无植被土地之间存在显著差异外, 其他观测点不同植被覆盖条件下的 NH₃ 释放通量均无显著差异(表 1)。第 14 观测点位于曾经严重过度放牧的区域, 据当地人介绍, 该区域地表一度植被全无, 土壤裸露, 地表沙化十分严重。但此地黄蒿土地的 NH₃ 释放通量为何表现出与其他黄蒿覆盖下土地的差异, 还有待认识。然而总体上不同植被类型土地间 NH₃ 释放通量的无差异性表明, 研究地区植被覆盖类型的变化不应是影响土壤与大气之间 NH₃ 交换通量的主

要因素。

表 1 不同植被类型土地上 NH₃ 交换通量单因素方差分析结果*

Table 1 ANOVA analysis of ammonia fluxes at sites with varying vegetation types

观测点	植被覆盖类型	通量	P 值	差异
4	针茅草	-1.2	0.112	无
	骆驼刺, 针毛	-2.5		
7	白草	-0.9	0.256	无
	骆驼刺	-1.5		
9	无植被	-0.5	0.102	无
	苦豆子, 角果李	-0.1		
14	黄蒿	3.2	0.03 & 0.01	有
	白草	0.6	0.03 & 0.605	无
	无植被	0.1	0.01 & 0.605	
16	针茅草	-0.4	0.32 & 0.07	无
	无植被	-0.1	0.32 & 0.41	
	黄蒿	0.1	0.07 & 0.41	
18	黄蒿, 胡枝子	-0.7	0.44 & 0.58	无
	无植被	-0.9	0.44 & 0.19	
	黄蒿	-0.5	0.58 & 0.19	
21	植被剪除	1.3	0.81 & 0.86	无
	白草, 黄蒿	1.6	0.81 & 0.95	
	苜蓿	1.5	0.86 & 0.95	
22	白草	2.4	0.932	无
	有苔藓土壤	2.282		

* 表中通量的单位为 ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$), P 值数据表示一种植被或群落与另一种或两种植被或群落之间方差分析的 P 值。差异性的判断的显著性水平为 0.05

4 结论

从土壤与大气 NH₃ 交换通量的昼夜和空间变化特征上看, 中国北方干旱一半干旱地区天然草地土壤 NH₃ 的释放通量较小, 昼夜平均值在 -2 ~ 2 $\mu\text{g NH}_3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 之间, 并且多表现为对大气 NH₃ 的吸收。干旱少雨的气候背景决定了在众多影响因素中降水对土壤的湿润作用是影响土壤 NH₃ 释放通量的最主要因素, 它掩盖了诸如 pH、温度和相对湿度等对 NH₃ 释放通量的影响, 从而造成干旱区自然草原 NH₃ 通量与 pH、温度和相对湿度等的关系不同于氮肥施用土壤的现象。降水的湿润促进土壤 NH₃ 的释放, 而干旱少雨抑制 NH₃ 的释放。8 月份是中国北方干旱和半干旱地区降水最大的时期, 此时期土壤 NH₃ 释放通量尚且如此之低, 据此可以推测在其他月份土壤 NH₃ 的释放通量不会超过这一水平, 整个交换通量应以 NH₃ 的沉降为主。因此 NH₃ 的挥发不可能是造成我国北方农牧交错带 C/N 异常的原因。

参 考 文 献

- [1] He Z L, Calvert D V, Alva A K, *et al.* Clinoptilolite zeolite and cellulose amendments to reduce ammonia volatilization in a calcareous sandy soil[J]. *Plant and Soil* 2002, 247(2):253–260.
- [2] Bronson K F, Sparling G P, Fillery I R P. Short-term N dynamics following application of N-15-labeled urine to a sandy soil in summer[J]. *Soil Biology & Biochemistry* 1999, 31(7):1049–1057.
- [3] Bouwman A F, Boumans L J M, Batjes N H. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands[J]. *Global Biogeochemical Cycles* 2002, 16(2).
- [4] Smil V. Nitrogen in crop production: An account of global flows[J]. *Global Biogeochem Cycles* 1999, 13:647–662.
- [5] Yahdjian L, Sala O E. Size of Precipitation Pulses Controls Nitrogen Transformation and Losses in an Arid Patagonian Ecosystem[J]. *Ecosystems* 2010, 13(4):575–585.
- [6] Hayashi K, Hayakawa A, Akiyama H, *et al.* Measurement of ammonia volatilization loss using a dynamic chamber technique: A case study of surface-incorporated manure and ammonium sulfate in an upland field of light-colored Andosol[J]. *Soil Science and Plant Nutrition* 2009, 55(4):571–581.
- [7] Ahmed O H, Yap C H B, Muhamad A M N. Minimizing ammonia loss from urea through mixing with zeolite and acid sulphate soil[J]. *International Journal of the Physical Sciences* 2010, 5(14):2198–2202.
- [8] Al-Kaisi M M, Waskom R M. Estimating ammonia loss from sprinkler-applied swine effluent[J]. *Agronomy Journal* 2002, 94(5):1156–1162.
- [9] Schlesinger W H, Peterjohn W T. Processes controlling ammonia volatilization from Chihuahuan desert soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry* 1991, 23(7):637–642.
- [10] Schlesinger W H, Hartley A E. A global budget for atmospheric NH₃[J]. *Biogeochemistry* 1992, 15(3):191–211.
- [11] Horvath L, Asztalos M, Fuhrer E, *et al.* Measurement of ammonia exchange over grassland in the Hungarian Great Plain[J]. *Agricultural and Forest Meteorology* 2005, 130(3–4):282–298.
- [12] Fleisher Z, Ravina A K I, Hagin J. Model of ammonia volatilization from calcareous soils[J]. *Plant and Soil* 1987, 103:205–212.
- [13] McCalley C K, Sparks J P. Controls over nitric oxide and ammonia emissions from Mojave Desert soils[J]. *Oecologia* 2008, 156(4):871–881.
- [14] Mittal S B, Anlauf R, Laik R, *et al.* Modeling nitrate leaching and organic-C build-up under semi-arid cropping conditions of N India[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 2007, 170(4):506–513.
- [15] Schaeffer S M, Billings S A, Evans R D. Responses of soil nitrogen dynamics in a Mojave Desert ecosystem to manipulations in soil carbon and nitrogen availability[J]. *Oecologia* 2003, 134(4):547–553.
- [16] Yang X, Zhang K, Jia B, *et al.* Desertification assessment in China: An overview[J]. *Journal of Arid Environments* 2005, 63(2):517–531.
- [17] Lee X, Huang D, Cheng J, *et al.* Rapid depletion of Nitrogen in the early soil degradation[J]. *Oecologia* 2011, In peer review.
- [18] 程建中, 李心清, 刘钟龄, 等. 中国北方草地植物群落碳、氮元素组成空间变化及其与土壤地球化学变化的关系[J]. *地球化学* 2008, 37(3):265–274.
- [19] 南京农业大学主编. 土壤农化分析(第2版)[J]. 农业出版社 1988.
- [20] 刘光崧. 土壤理化分析与剖面描述[J]. 中国标准出版社 1996.
- [21] Liu G D, Li Y C, Alva A K. Temperature quotients of ammonia emission of different nitrogen sources applied to four agricultural soils[J]. *Soil Science Society of America Journal* 2007, 71(5):1482–1489.
- [22] He Z L, Alva A K, Calvert D V, *et al.* Ammonia volatilization from different fertilizer sources and effects of temperature and soil pH[J]. *Soil Science* 1999, 164(10):750–758.
- [23] Cabrera M L, Kissel D E, Craig J R, *et al.* Relative Humidity Controls Ammonia Loss from Urea Applied to Loblolly Pine[J]. *Soil Science Society of America Journal* 2010, 74(2):543–549.
- [24] Huijismans J F M, Hol J M G, Hendriks M M W. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to grassland[J]. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 2001, 49(4):323–342.

- [25] Fillery I, De Datta J. Influence of Field Environment and Fertilizer Management on Ammonia Loss from Flooded Rice[J]. Soil Science Society of America Journal 1984, 48(4):914—920.
- [26] 彭世彰, 杨士红, 徐俊增. 节水灌溉稻田氨挥发损失及影响因素[J]. 农业工程学报 2009(8):35—39.
- [27] Shah S B, Balla B K, Grabow G L, *et al.* Impact of land application method on ammonia loss from hog lagoon effluent[J]. Applied Engineering in Agriculture 2009, 25(6):963—973.
- [28] Ferguson R B, Kissel D E. Effect of soil drying on ammonia volatilization from surface-applied urea[J]. Soil Science Society of America Journal 1986, 50(2):485—490.
- [29] 赵振达, 张金盛, 任顺荣. 我国土壤氮素研究工作的现状与展望. 北京: 科学出版社; 1986.
- [30] Dewes T. Biotically and abiotically induced ammonia emissions from stable manure . 1. Influence of H-ion concentration and temperature[J]. Agribiological Research-Zeitschrift Fur Agrarbiologie Agrikulturchemie Okologie 1996, 49(2—3): 203—210.
- [31] Dewes T. Effect of pH, temperature, amount of litter and storage density on ammonia emissions from stable manure [J]. Journal of Agricultural Science 1996, 127:501—509.
- [32] Freney J R, Simpson J R, Denmead O T (eds.). Volatilization of ammonia. The Netherlands: Martinus Nijhoff/Dr W. Junk The Hague; 1983.
- [33] Kruit R J W, van Pul W A J, Otjes R P, *et al.* Ammonia fluxes and derived canopy compensation points over non-fertilized agricultural grassland in The Netherlands using the new gradient ammonia-high accuracy-monitor (GRAHAM)[J]. Atmospheric Environment 2007, 41(6):1275—1287.

Ammonia Volatilization in the Steppe of North China

ZHOU Zhi-hong^{1,2}, LEE Xin-qing¹, WANG Bing¹, CHENG Jian-zhong¹,
CHENG Hong-guang¹, YANG Fang^{1,2}, JIANG Wei^{1,2}, YAN Hui^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Ammonia volatilization is the major process for the loss of N after the application of N-fertilizers to agricultural soils and pastures. It is also suggested to be true to N loss in the undisturbed grassland in the arid and semi-arid areas of the world. This belief, however, falls short of field examination. China covers about 1.5 million square kilometers of steppe in the arid and semi-arid areas in the north, of which the Agriculture-Pasture Transition Zone (APTZ) is found to be deficit in soil N relative to organic C. Understanding the role played by ammonia volatilization in N depletion is helpful with the remediation and prevention of soil degradation, and thus with the safeguarding of ecological security in North China. This study measured the diurnal variation of NH_3 flux during August 2010 in the APTZ in the northwestern front of the loess plateau and the mid and west Ningxia Autonomous Region. *In-situ* measurement was fulfilled using a Thermo-Fisher Model 17i chemoluminescence NO_x - NH_3 analyzer and the flux was estimated in conjunction with a dynamic chamber. The results indicated that the diurnal flux varies in four types, averaging between $-2 \sim 2 \text{ g NH}_3 / (\text{m}^2 \cdot \text{h})$. The flux is negative, an indication of net deposition of NH_3 from air to soil, on the western edge of the Mu Us Sandy land, and after a transition in the mid and west Ningxia, it becomes positive, a net release of soil NH_3 to the air, in southern Ningxia. The southward increase of NH_3 flux is the result of the moistening effect of precipitation, which is made by the dry environment, a key factor to others such as the temperature and pH of the soil. These results suggested that ammonia volatilization is not important in N loss to the soils of the grassland in the arid and semi-arid areas of North China, thus it may not have caused the relative deficit of the nutrients relative to C.

Key words: arid area; grassland; nitrogen cycle; ammonia volatilization; gaseous loss