

# 天山中部巴音布鲁克高寒草原大气无机氮沉降\*

岳平<sup>1,2</sup> 宋韦<sup>1,2</sup> 李凯辉<sup>1\*\*</sup> 贺桂香<sup>1,2</sup> 王晓丽<sup>1,2</sup> 刘学军<sup>1,3</sup>

(<sup>1</sup>中国科学院新疆生态与地理研究所干旱区生物地理与生物资源重点实验室, 乌鲁木齐 830011; <sup>2</sup>中国科学院大学, 北京 100049; <sup>3</sup>中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193)

**摘要** 随着我国经济的不断发展,人为活动导致的大气氮沉降显著升高,并已影响到偏远地区的生态系统.为了系统评价天山中部巴音布鲁克高寒草原的大气氮沉降现状,2010年5月至2011年12月对研究区域的氮素干、湿沉降进行观测分析.结果表明:研究区气态 $\text{HNO}_3$ 、 $\text{NH}_3$ 和 $\text{NO}_2$ 的年沉降通量分别为 $1.47$ 、 $0.68$ 和 $0.13 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,颗粒物中铵态氮( $\text{NH}_4^+$ )和硝态氮( $\text{NO}_3^-$ )的年通量分别为 $0.23$ 、 $0.25 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;降水中 $\text{NH}_4^+$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N的年沉降通量分别为 $2.47$ 和 $1.59 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ .巴音布鲁克高寒草原的大气氮沉降通量为 $6.82 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ .其中,湿沉降为 $4.06 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,干沉降为 $2.76 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ .研究区氮沉降具有明显的季节变化特征:干沉降主要集中在春、夏季,占干沉降总量的72.1%;湿沉降主要集中在夏、秋季,占湿沉降总量的78.3%.

**关键词** 天山 草原 活性氮 氨气 沉降

**文章编号** 1001-9332(2014)06-1592-07 **中图分类号** X524 **文献标识码** A

**Inorganic N deposition in the Bayinbuluk alpine grassland of the central Tianshan mountains.** YUE ping<sup>1,2</sup>, SONG Wei<sup>1,2</sup>, LI Kai-hui<sup>1</sup>, HE Gui-xiang<sup>1,2</sup>, WANG Xiao-li<sup>1,2</sup>, LIU Xue-jun<sup>1,3</sup> (<sup>1</sup>Key Laboratory of Biogeography and Bioresource in Arid Land, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, China; <sup>2</sup>University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; <sup>3</sup>College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2014, 25(6): 1592–1598.

**Abstract:** N deposition has increased significantly with economic development and intensive human activities in China and has affected natural ecosystems in remote areas. To evaluate the atmospheric N deposition of the Bayinbuluk alpine grassland of the central Tianshan Mountains, the dry and wet N depositions were monitored from May 2010 to December 2011. Fluxes of  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2$ , particulate ammonium and nitrate ( $\text{pNH}_4^+$  and  $\text{pNO}_3^-$ ) averaged at 1.47, 0.68, 0.13, 0.23 and 0.25  $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , respectively. Wet depositions of  $\text{NH}_4^+$ -N and  $\text{NO}_3^-$ -N were 2.47 and 1.59  $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , respectively. Total atmospheric inorganic N deposition fluxes averaged at 6.82  $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , and the wet and dry depositions were 4.06 and 2.76  $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , respectively. Nitrogen deposition fluxes showed a significant seasonal change, with 72.1% of dry N deposition occurring in spring and summer, and 78.3% of wet N deposition concentrating in summer and autumn.

**Key words:** Tianshan Mountains; grassland; reactive nitrogen; ammonia; deposition.

大气氮沉降指空气中的活性氮化合物包括各种无机态和有机态氮从大气中移出并降落到地表的过

程<sup>[1]</sup>,分为干沉降和湿沉降两种方式.干沉降指吸附在气溶胶及大气颗粒物后下降到陆地和水域生态系统的过程,包括有机氮、颗粒态( $\text{pNH}_4^+$ 、 $\text{pNO}_3^-$ )和气态氮( $\text{NH}_3$ 、 $\text{HNO}_3$ 、 $\text{NO}_x$ 等)的沉降;湿沉降指通过雨、雪、雾等形式下降到地球表面的过程,包括铵态氮( $\text{NH}_4^+$ -N)、硝态氮( $\text{NO}_3^-$ -N)、有机氮等的沉降.近年来,随着我国经济的快速发展,氮沉降量急剧增

\* \* 新疆维吾尔自治区自然科学基金项目(200821160)、国家重大科学研究计划项目(2014CB954202)和国家自然科学基金项目(41340041)资助.

\* \* 通讯作者. E-mail: likh@ms.xjb.ac.cn

2013-11-14 收稿,2014-03-27 接受.

加,已经由1980年的 $13.2\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到2000年的 $21.1\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$ <sup>[2]</sup>. Galloway等<sup>[1]</sup>利用实测数据和模型初步估算,1998年由人类活动产生的活性氮为 $165\text{ Tg N}\cdot\text{a}^{-1}$ ,2005年高达 $187\text{ Tg N}\cdot\text{a}^{-1}$ ,预计2050年将达到 $200\text{ Tg N}\cdot\text{a}^{-1}$ <sup>[3]</sup>,远远超出陆地自然生态系统固氮量的最大值( $130\text{ Tg N}\cdot\text{a}^{-1}$ )<sup>[4]</sup>.过量的氮排放最终通过沉降方式进入陆地和水域生态系统.许多研究表明:过量的氮沉降已经造成土壤酸化<sup>[5]</sup>、水体富营养化<sup>[6]</sup>和生物多样性降低<sup>[7]</sup>等危害,严重威胁着水体和陆地生态系统的健康发展;但是,一定量的氮素输入能够提高植被生产力,满足生物对氮素的需求<sup>[8]</sup>. Liu和Zhang<sup>[9]</sup>研究发现,我国氮沉降量高达 $1.8\times10^7\text{ t}\cdot\text{a}^{-1}$ ,相当于年施氮肥量的60%,是农田生态系统重要的养分资源.目前我国氮沉降研究面临高排放、大气污染严重、生态效应不确定等突出问题,亟待解决.然而我国氮沉降研究起步较晚,从20世纪70年代才开始大气湿沉降的监测<sup>[10]</sup>;到20世纪90年代,全国性的沉降监测网络基本建立<sup>[11]</sup>;2004年,农田、草原、森林、城市等生态系统氮沉降监测全面展开<sup>[9]</sup>.这及时补充了我国在氮沉降研究方面的不足,为深入研究其生态效应建立了重要的实践基础.

草地生态系统是陆地生态系统重要的可再生自然资源,为人类提供包括畜产品在内的气候调节、土壤保持、涵养水源等服务功能.然而我国草地生态系统却面临严重退化的现状<sup>[12]</sup>,严重制约了草地生态系统的健康发展.欧洲研究结果表明,过量的氮沉降是植被多样性降低、草地退化的重要原因<sup>[13]</sup>.我国学者的相关研究主要集中在氮沉降通量和生态效应方面<sup>[14-15]</sup>.对东北草原和北方温带草原的研究结果表明,其无机氮沉降量分别高达 $11.35$ 和 $34.3\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ <sup>[16-17]</sup>,高寒地区也有零星报道,如乌鲁木齐1号冰川的氮沉降量为 $3.85\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,无机氮仅为 $1.56\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ <sup>[18]</sup>;青藏高原亚高山森林为 $6.41\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ,无机氮为 $3.55\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ <sup>[19]</sup>.这些研究缺少对干沉降的长期监测,并且多是利用模型进行估算.因此,在全球气候变化与氮沉降急剧增加的背景下,本研究以天山中部巴音布鲁克高寒草原为研究区域,开展主要活性氮组分浓度的监测,定量评价该区域大气氮沉降的变化特点,旨在加深对该生态系统养分循环的认识,为高寒草原生态系统的高效管理和可持续发展提供科学依据.

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区域概况

巴音布鲁克高寒草原位于天山中部( $42^{\circ}18' - 43^{\circ}34'\text{ N}$ ,  $82^{\circ}27' - 86^{\circ}17'\text{ E}$ ),东西狭长 $270\text{ km}$ 、南北绵延 $136\text{ km}$ ,面积约 $2.3\times10^4\text{ km}^2$ ,海拔 $2340\sim4618\text{ m}$ .年均气温 $-4.8\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,1月最低气温 $-48\text{ }^{\circ}\text{C}$ .年降水量 $337.5\text{ mm}$ ,年蒸发量 $1022.9\sim1247.5\text{ mm}$ ,全年积雪日达 $150\sim180\text{ d}$ ,无绝对无霜期,属于典型的高寒气候(图1).

1.2 研究方法

利用Delta采样系统、 $\text{NH}_3$ 和 $\text{NO}_2$ 被动采样器(英国生态水文中心)、frmOMNI小流量大气颗粒物采样器(美国BGI)对大气中的 $\text{HNO}_3$ 、 $\text{NH}_3$ 、 $\text{NO}_2$ 、 $\text{pNH}_4^+$ 和 $\text{pNO}_3^-$ 进行定期监测.采样时,设置所有仪器距地面高度为 $2\text{ m}$ .Delta采样系统采集大气中的 $\text{HNO}_3$ ,采样流速为 $0.35\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ,采样周期为1个月;frmOMNI小流量大气颗粒采样器用于采集大气中的颗粒物( $\text{pNH}_4^+$ 和 $\text{pNO}_3^-$ ),采样流速为 $5\text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ ,每隔 $24\text{ h}$ 换1次样品,每月平均监测7d; $\text{NO}_2$ 被动采样器内部浸渍有20%的三乙醇胺吸附剂,用于吸附 $\text{NO}_2$ 气体; $\text{NH}_3$ 被动采样器内部吸附膜片,浸渍有13%的柠檬酸甲醇溶液,用于吸附 $\text{NH}_3$ ,每月采样 $14\text{ d}$ <sup>[20]</sup>;利用雨量器(SDM6A型,天津)采

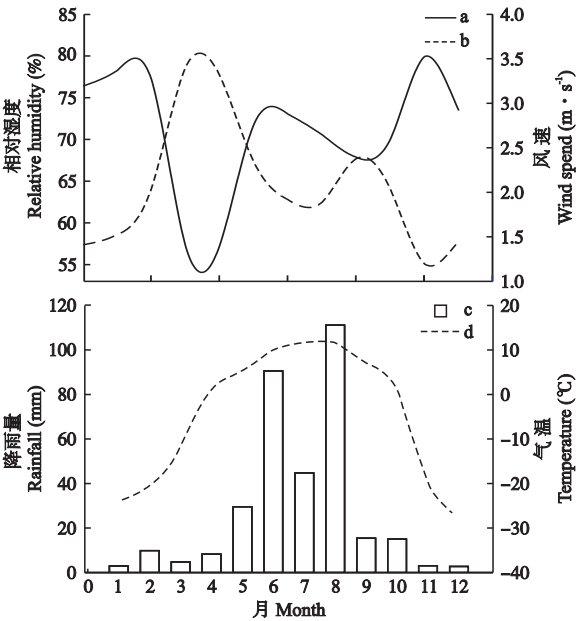


图1 2011年巴音布鲁克草原相对湿度(a)、风速(b)、降水(c)和气温(d)的变化

Fig.1 Relative humidity (a), wind speed (b), precipitation (c) and air temperature (d) in Bayinbuluk Grassland in 2011.

集每次降雨(雪)后的降水样品,充分混匀后取部分水样冷冻储藏.采集到的所有样品密封冷冻保存,以备在1个月内完成测试分析.湿沉降监测时间为2011年1—12月,干沉降为2010年5月—2011年11月.由于仪器工作条件和恶劣环境等因素的影响,2010年10月和2011年2月、10月的干沉降组分未监测.

### 1.3 分析方法

将采集的颗粒物滤膜称量后放入干净的玻璃试管中,加入10 mL高纯水,然后超声振荡30 min.滤液过0.22  $\mu\text{m}$ 微孔滤膜,之后放入4  $^{\circ}\text{C}$ 冰箱内保存.湿沉降是通过在监测点安装雨量器收集雨水.利用连续流动分析仪(AA3)在1个月内测定样品 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度.

$\text{HNO}_3$ 样品用10 mL 0.05%  $\text{H}_2\text{O}_2$ 的溶液溶解后,用离子色谱(DX-120, Dionex, USA)测定 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量.

$\text{NO}_2$ 被动采样器用于采集 $\text{NO}_2$ ,分析时加入Y试剂(Y试剂是将100 mL磺胺试剂、100 mL高纯水和10.0 mL NEDA试剂充分混匀;磺胺试剂:用高纯水溶解10 g磺胺,再加入25 mL浓磷酸,稀释至500 mL,冷藏于冰箱;NEDA试剂:溶解0.14 g NEDA于水中,并稀释至100 mL,放置于冰箱内),摇晃15~30 min,于542 nm波长下在分光光度计上分析 $\text{NO}_2\text{-N}$ <sup>[20]</sup>.

$\text{NH}_3$ 被动采样器吸附的是 $\text{NH}_3$ ,将膜片放入塑胶盒后,加入5 mL高纯水浸渍1 h,然后用镊子夹住滤纸边缘上下摆动几下,确保被吸附的化学成分都转移到提取液中,将浸提液放在流动分析仪上测定 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

### 1.4 大气氮沉降计算

采用推算法计算干沉降通量:即活性氮浓度与其沉积速率的乘积,公式如下:

$$F_d = V_d CK$$

式中: $F_d$ 为干沉降年(月)通量; $C$ 为活性氮粒子年(月)大气平均浓度; $V_d$ 为沉降速率; $K$ 为单位换算系数(年通量 $K$ 取3.15,月通量 $K$ 取0.26).其中, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的沉降速率值为0.28  $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ <sup>[21]</sup>, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为0.20  $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ <sup>[22]</sup>, $\text{NH}_3$ 为0.23  $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ <sup>[21]</sup>, $\text{NO}_2$ 为0.13  $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ <sup>[21]</sup>, $\text{HNO}_3$ 为1.16  $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ <sup>[21]</sup>.考虑到 $\text{NH}_3$ 本身与植物叶片和环境之间存在交换<sup>[23]</sup>,据Sutton等<sup>[24]</sup>的计算得知,相对湿度为70%的草原植被的 $\text{NH}_3$ 补偿点为0.7~1.9  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ,故本研究取

其平均值(1.07  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ).

湿沉降通量采用无机氮浓度与降雨量乘积累加之和,公式如下:

$$F_w = \sum_{i=1}^n \frac{C_i P_i}{100}$$

式中: $F_w$ 为湿沉降通量; $C_i$ 为每次降水中氮素的浓度( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ); $P_i$ 为第 $i$ 次降水量(mm);100为单位换算系数.

降水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度利用加权平均表示,算式如下:

$$C = \sum_{i=1}^n C_i P_i / \sum_{i=1}^n P_i$$

式中: $C$ 为无机氮的月(年)平均浓度; $i$ 为降水次数; $C_i$ 为第 $i$ 次降水中氮素浓度; $P_i$ 为第 $i$ 次降水的降雨量.

无机氮沉降总量( $F_t$ )是干沉降( $F_d$ )、湿沉降( $F_w$ )之和:

$$F_t = F_d + F_w$$

### 1.5 数据处理

采用Excel 2003软件处理数据,并作统计分析,利用Sigmaplot 10.0作图.

## 2 结果与分析

### 2.1 研究区大气氮素干沉降特点

研究期间,研究区大气 $\text{NH}_3$ 浓度为0.74~3.72  $\mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ,平均值为1.74  $\mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ,夏季相对较高,冬季最低; $\text{NO}_2$ 浓度为0.42~2.87  $\mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ,平均值为1.03  $\mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ,冬季较低; $\text{HNO}_3$ 浓度为0.41  $\mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ;大气颗粒物中 $\text{NH}_4^+$ 和 $\text{NO}_3^-$ 浓度分别为0.02~0.33和0.04~0.68  $\mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ,月平均浓度分别为0.21、0.25  $\mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ ;夏季 $\text{NH}_4^+$ 浓度显著高于 $\text{NO}_3^-$ ,冬季则相反(图2).究其原因,一方面夏季温度等条件适宜(图1),微生物活动频繁,高寒草原本身的氨化作用较强<sup>[25]</sup>,同时,畜牧生产强度相对较大,造成 $\text{NH}_3$ 释放到大气中,而冬季研究区环境条件极端恶劣,严重制约着生物活动;另一方面,研究区域位于尤尔都斯河源流区,地形平坦宽广、风速较大,且不同季节的风速和相对湿度差异较大(图1),易于大气颗粒物的扩散,造成同期内活性氮浓度相差较大.此外,干沉降中 $\text{NH}_3$ 、 $\text{NO}_2$ 沉降浓度较大时(图2), $\text{NH}_4^+$ 与 $\text{NO}_3^-$ 较低;反之, $\text{NH}_4^+$ 和 $\text{NO}_3^-$ 的浓度相对较高.这可能受气象因素的影响,使大气活性氮的形态发生迁移转化.

研究区大气无机氮干沉降通量为  $2.76 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。这与美国杜克森林干沉降通量 ( $2.63 \sim 9.55 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )<sup>[26]</sup> 较接近,但低于英国亚高山草原的  $10.00 \sim 15.00 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ <sup>[27]</sup>、我国华北平原的  $55 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ <sup>[28]</sup>。这主要与研究区域人类活动干扰强度相对较低、大气污染物来源单一(畜牧生产)、地形及气象条件等因素有关。研究区  $\text{HNO}_3$  的沉降浓度为  $0.41 \text{ } \mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ , 接近美国农村地区 ( $0.45 \text{ } \mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ )<sup>[29]</sup>, 高于英国地区 ( $0.23 \text{ } \mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ )<sup>[30]</sup> 近 1 倍,但显著低于国内的研究结果(如河北城市地区  $0.60 \text{ } \mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ <sup>[28]</sup>、重庆农村地区  $0.80 \text{ } \mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ 、湘潭地区  $0.5 \sim 0.9 \text{ } \mu\text{g N} \cdot \text{m}^{-3}$ <sup>[31]</sup>)。本研究由于监测  $\text{HNO}_3$  的仪器问题,只报道了 2011 年 7 月的数据,可能高估了该地区的沉降通量。要准确评价  $\text{HNO}_3$  的沉降量及变化规律,尚需利用 Conditional Time Averaged Gradient (COTAG) 系统开展长期的研究<sup>[32]</sup>。

2.2 研究区大气氮素湿沉降特点

研究期间,研究区降水中的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度为  $0.21 \sim 2.94 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 平均值为  $0.91 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度为  $0.03 \sim 3.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 平均值为  $0.75 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ; 大气氮湿沉降通量  $4.06 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 其中,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的沉降量分别为  $2.47$ 、 $1.59 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  (图 3)。

研究表明,美国 20 年来大气氮湿沉降通量为

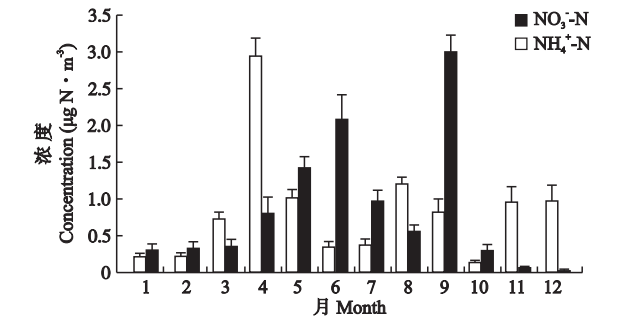


图 3 2011 年研究区降水中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度的月均值  
Fig. 3 Monthly mean concentrations of  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in precipitation in 2011.

$3.00 \sim 15.00 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ <sup>[1]</sup>, 欧洲大部分地区在  $10.00 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ <sup>[33]</sup> 以上,而我国农田生态系统氮的湿沉降量为  $6.28 \sim 26.62 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ <sup>[34]</sup>、森林生态系统高达  $38.4 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ <sup>[14]</sup>、水域生态系统为  $9.90 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ <sup>[15]</sup>。本研究区域的氮素湿沉降相对较低,仅为  $4.06 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 与 Gilliam<sup>[35]</sup> 在高草草原的研究结果相似 ( $5.00 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ), 但高于藏东南林芝的湿沉降量 ( $2.36 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )<sup>[36]</sup> 近 1 倍,可能是因为西藏林芝(海拔 3008 m)受人类活动干扰相对较少,氮素沉降背景值较低。此外,许多研究表明:湿沉降中有机氮占有相当大的比例<sup>[37-38]</sup>, 如要系统估算该区域大气氮沉降量还应对大气中有机氮沉降等进行深入研究。

2.3 研究区大气氮沉降通量

研究期间,研究区大气氮沉降通量为  $6.82 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 其中,湿沉降为  $4.06 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 占沉降总量的 59.5%; 干沉降通量为  $2.76 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , 气态  $\text{HNO}_3$ 、 $\text{NH}_3$  和  $\text{NO}_2$  年沉降通量分别为  $1.47$ 、 $0.68$  和  $0.13 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$  (含氮气体占沉降总量的 36.0%), 颗粒物中的  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的年沉降通量分别为  $0.23$  和  $0.25 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ ; 湿沉降中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的沉降量分别为  $2.47$ 、 $1.59 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。在干沉降中以气体  $\text{HNO}_3$  为主,  $\text{NH}_3$ 、 $\text{NO}_2$  次之; 大气颗粒物中  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量相当; 而湿沉降中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的沉降量大于  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的沉降量。主要原因在于: 1) 研究区各活性氮的来源不同,人为源以畜牧生产为主,自然源包括土壤微生物的活动、大气光化学作用等; 2) 研究区特殊的地理位置: 地势平坦、风速较大,易于大气颗粒物的大尺度扩散,故干沉降的量相对较低,而由于雨水的冲

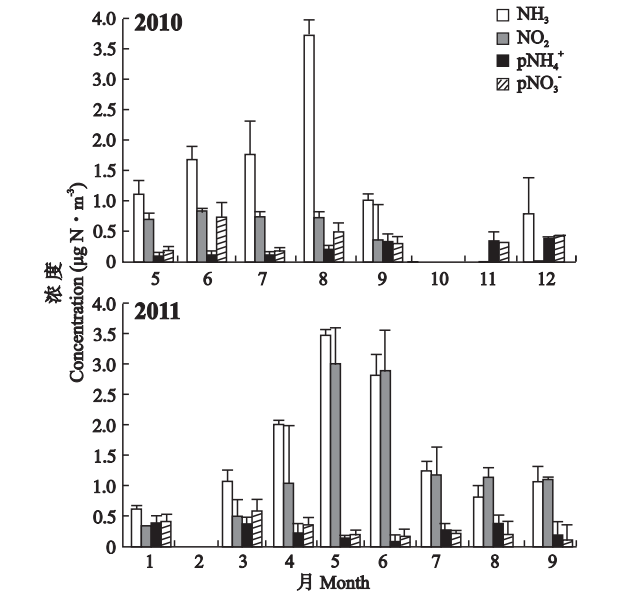


图 2 研究区  $\text{NH}_3$ 、 $\text{NO}_2$  和颗粒物中  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度的月均值  
Fig. 2 Monthly mean concentrations of  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_2$  and particulate ammonium and nitrate ( $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) from May 2010 to September 2011.



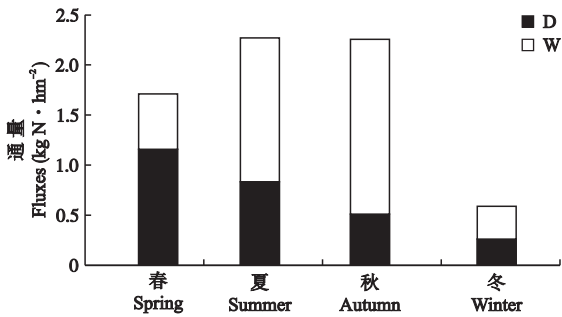


图 4 2011 年研究区大气氮沉降的季节通量  
Fig. 4 Seasonal fluxes of atmospheric nitrogen deposition in 2011.  
D: 干沉降 Dry deposition; W: 湿沉降 Wet deposition.

刷作用<sup>[15]</sup>,氮沉降以湿沉降为主;3)粒子本身的特性决定了干沉降的通量(活性氮粒子沉积能力: $\text{HNO}_3 > \text{NO}_3^- > \text{NH}_3 > \text{pNH}_4^+ > \text{NO}_2^{[21-22]}$ ).

研究区大气无机氮沉降通量为  $6.82 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,略低于亚洲大气氮素沉降的平均值( $7.00 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )<sup>[39]</sup>,但明显高于全球平均值( $5.00 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )<sup>[40]</sup>.此外,干湿沉降中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ (包括气体  $\text{NH}_3$ )的沉降量为  $3.38 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,略低于  $\text{NO}_3^--\text{N}$ (包括  $\text{HNO}_3$ 、 $\text{NO}_2$ ,  $3.44 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ),可能与研究区域辐射较强、光化学反应剧烈、牲畜的排泄物、土壤微生物矿化作用和硝化作用,以及人类活动等因素有关.

3 讨 论

3.1 大气氮沉降的季节性变化

从图 4 可以看出,研究区氮的干湿沉降具有明显的季节变化特征.干沉降主要集中在春、夏季,占干沉降总量的 72.1%,秋、冬季相对较低,这可能与研究区生长季与非生长季的交替作用、土壤氨化作用等因素密切相关.湿沉降主要集中在夏、秋季,占湿沉降总量的 78.3%,冬季最低,为  $0.33 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,这主要是受到降水量的影响(研究区夏、秋季降水量分别为 149、87 mm,冬季仅为 42 mm)<sup>[15]</sup>.秋季干沉降明显低于春、夏季,而湿沉降较高,可能与雨水的清洗作用有关<sup>[15]</sup>.

研究区春季到冬季的活性氮沉降量具有先增加后降低的变化趋势,主要集中在春、夏、秋三季,峰值一般出现在夏季,冬季最低(图 4).这可能是以下因素综合作用的结果:1)生长季和非生长季人类活动(畜牧生产)的影响(生长季人类活动强度显著高于非生长季);2)研究区属于典型高寒气候,气温和降水在夏季较高、冬季最低,易出现极端天气(图 1),

这种水热交替调控研究区各项生命活动的强弱程度,进而影响活性氮的沉降通量.如冻土的形成限制着土壤微生物的活动,造成自然源中氨化作用等生命活动较弱<sup>[25]</sup>.此外,冬季研究区太阳辐射强度较弱,以致大气光化学作用较弱,因此冬季氮沉降量较低.须指出的是,2010 年 12 月  $\text{NH}_3$  和  $\text{NO}_2$  及 2011 年 2 月干沉降由于仪器故障没有测定.从 11 月到次年 2 月由于温度极低,气象条件变化较小(图 1),研究区几乎都被冰雪覆盖,畜牧生产活动强度变化较小,故在计算 12 月的氮沉降通量时按 11 月和次年 1 月的平均值估算,2 月按 1 月和 3 月的平均值估算.

3.2 氮沉降通量的比较

本文利用间接法(推算法)量化研究区无机氮的干沉降通量,与直接法相比相对简单、准确,被广泛应用于大气沉降的计算中<sup>[41]</sup>.氮素干沉降速率( $V_d$ )是此方法的关键参数,其计算方法包括模型估算法<sup>[21]</sup>和直接测定法.由于试验条件的限制,本研究未能实际测定研究区  $V_d$  值,而引用国内草地生态系统的值,可能会影响干沉降通量的准确性.但这已为估算研究区大气无机氮的输入提供了重要的数据支撑.

氮沉降是大气清除活性氮的重要方式,更是陆地和水域生态系统的重要养分来源, $5 \sim 10 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  的大气氮沉降对陆地生态系统非常有利<sup>[42]</sup>.巴音布鲁克高寒草原无机氮的沉降通量为  $6.82 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,是该生态系统重要的养分来源,对草地生态系统的结构与功能具有一定影响.该结果明显高于其他高寒地区大气无机氮的沉降量(表 1).这可能与以下因素有关:受人类活动干扰强度不同,研究区主要是畜牧生产;受观测点海拔及自然环境的影响;研究方法不尽相同,如天山 1 号冰川<sup>[18]</sup>干沉降未实际测定,是按比例估算的结果,而本文采用的是推算法.

巴音布鲁克高寒草原的大气氮沉降通量与国内其他草原生态系统的研究存在一定差异<sup>[16-17]</sup>.主要原因为:1)活性氮组分的沉降速率取值差异是影响干沉降通量的重要因素,如内蒙古温带草原的  $\text{NH}_3$  和  $\text{NO}_2$  沉降速率分别为  $0.22 \sim 0.84$  和  $0.020 \sim 0.068 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ ,而本研究区的  $\text{NH}_3$  和  $\text{NO}_2$  沉降速率分别为  $0.23$  和  $0.13 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ ;2)部分研究可能忽略了植物叶片与大气的氨交换过程,应该考虑大气与叶片界面的氨补偿点;3)巴音布鲁克草原属于典型高寒气候,生长季较短(仅为 5 个月),且研究区域地势平坦广阔,常年风速较大,易于大气颗粒物的扩

表 1 高寒地区活性氮沉降通量比较  
Table 1 Comparison of fluxes of active nitrogen deposition in alpine region

| 观测地点<br>Observation sites                            | 海拔<br>Altitude (m) | 观测时期<br>Observation period | 干沉降<br>Dry deposition<br>(kg N · hm <sup>-2</sup> · a <sup>-1</sup> ) | 湿沉降<br>Wet deposition<br>(kg N · hm <sup>-2</sup> · a <sup>-1</sup> ) | 无机氮沉降量<br>Inorganic nitrogen deposition<br>(kg N · hm <sup>-2</sup> · a <sup>-1</sup> ) | 氮沉降总量<br>Total nitrogen deposition<br>(kg N · hm <sup>-2</sup> · a <sup>-1</sup> ) | 参考文献<br>Reference  |
|--|--------------------|----------------------------|---|---|---|--|--------------------|
| 青藏高原亚高山森林<br>Southeastern Tibetan Plateau            | 3326               | 2009—2010                  | 2.14  | 1.41  | 3.55  | 6.41   | [19]               |
| 天山 1 号冰川<br>Tangshan Mountain Glacier 1              | 4130               | 2004—2006                  | 0.06  | 1.51  | 1.56  | 3.85   | [18]               |
| 乌鲁木齐河谷<br>Urumqi River Valley                        | 3551               | 2003—2004                  | 0.06  | 4.27  | 1.59  | —  | [43]               |
| 西藏林芝<br>Nyingchi County of Tibet                     | 3008               | 2005—2006                  | —   | 2.36  | —   | —  | [36]               |
| 洛基山国家公园<br>Rocky Mountain National Park              | 2784               | 2008—2009                  | 1.05  | 1.97  | 3.02  | 3.65   | [44]               |
| 陕西榆林(草原)<br>Yulin in Shaanxi Province<br>(grassland) | 1300               | 2009—2010                  | 1.80  | 2.90  | 4.70  | —  | [45]               |
| 巴伐利亚阿尔卑斯山脉<br>Bavarian Alps                          | 700 ~ 2650         | 2010—2011                  | —   | —   | 5.00 ~ 11.00  | —  | [46]               |
| 天山高寒草原<br>Alpine Grassland of<br>Tianshan Mountains  | 2450               | 2010—2011                  | 2.76  | 4.06  | 6.82  | —  | 本文<br>This article |

散;4)研究区的氮排放来源单一,主要是自然放牧,受农田、工业、汽车尾气等人类活动的干扰相对较少。

参考文献

[1] Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, *et al.* The nitrogen cascade. *Bioscience*, 2003, **53**: 341–356

[2] Liu X, Zhang Y, Han W, *et al.* Enhanced nitrogen deposition over China. *Nature*, 2013, **494**: 459–462

[3] Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, *et al.* Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 2008, **320**: 889–892

[4] Galloway JN. The global nitrogen cycle: Changes and consequences. *Environmental Pollution*, 1998, **102**: 15–24

[5] Xiao H-L (肖辉林). Effects of atmospheric nitrogen deposition on forest soil acidification. *Scientia Silvae Sinicae* (林业科学), 2001, **37**(4): 111–116 (in Chinese)

[6] Bouwman AF, Van Vuuren DP, Derwent RG, *et al.* A global analysis of acidification and eutrophication of terrestrial ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2002, **141**: 349–382

[7] Stevens CJ, Dise NB, Mountford JO, *et al.* Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 2004, **303**: 1876–1879

[8] Nakaji T, Fukami M, Dokiya Y, *et al.* Effects of high nitrogen load on growth, photosynthesis and nutrient status of *Cryptomeria japonica* and *Pinus densiflora* seedlings. *Trees*, 2001, **15**: 453–461

[9] Liu XJ, Zhang FS. Nutrient from environment and its effect in nutrient resources management of ecosystems: A case study on atmospheric nitrogen deposition. *Arid*

*Zone Research*, 2009, **26**: 306–311

[10] Lu R-K (鲁如坤), Shi T-J (史陶钧). The content of plant nutrients of precipitation in Jin-hua district of Zhejiang Province. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 1979, **16**(1): 81–84 (in Chinese)

[11] Ding G-A (丁国安), Xu X-B (徐晓斌), Wang S-F (王淑凤), *et al.* Database from the acid rain network of China meteorological administration and its preliminary analyses. *Journal of Applied Meteorological Science* (应用气象学报), 2004, **15**(suppl. 1): 85–94 (in Chinese)

[12] Zhou GS, Wang YH, Jiang YL, *et al.* Carbon balance along the Northeast China Transect (NECT-IGBP). *Science in China Series C*, 2002, **45**: 18–29

[13] Wamelink GWW, van Dobben HF, Mol-Dijkstra JP, *et al.* Effect of nitrogen deposition reduction on biodiversity and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 2009, **258**: 1774–1779

[14] Jiang Q-Q (蒋琦清), Tang J-J (唐建军), Chen J (陈静), *et al.* Effects of simulated nitrogen deposition on weeds growth and nitrogen uptake. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2005, **16**(5): 951–955 (in Chinese)

[15] Chen N-W (陈能汪), Hong H-S (洪华生), Zhang L-P (张珞平), *et al.* Wet deposition of atmospheric nitrogen in Jiulong River watershed. *Environmental Science* (环境科学), 2008, **29**(1): 38–46 (in Chinese)

[16] Li Y-Z (李玉中), Zhu T-C (祝廷成). Nitrogen deposition in *Leymus chinensis* grassland of Songnen Plain. *Grassland of China* (中国草地), 2000, **22**(2): 24–27 (in Chinese)

[17] Zhang J (张 菊), Kang R-H (康荣华), Zhao B (赵斌), *et al.* Monitoring nitrogen deposition on temperate grassland in Inner Mongolia. *Environmental Science* (环境科学), 2013, **34**(9): 3552–3556 (in Chinese)

- [18] Wang S-J (王圣杰), Zhang M-J (张明军), Wang F-T (王飞腾), *et al.* Atmospheric nitrogen deposition in the glacier regions of Northwest China: A case study of Glacier No. 1 at the headwaters of Urumqi River, Tianshan Mountains. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2012, **32**(18): 777–785 (in Chinese)
- [19] Liu B, Kang S, Sun J, *et al.* Wet precipitation chemistry at a high-altitude site (3326 m) in the southeastern Tibetan Plateau. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, **20**: 5013–5027
- [20] Zhang W (张伟), Liu X-J (刘学军), Hu Y-K (胡玉昆), *et al.* Analysis on input of atmospheric nitrogen dry deposition in Urumqi. *Arid Zone Research* (干旱区研究), 2011, **28**(4): 710–714 (in Chinese)
- [21] Zhang Y (张艳), Wang T-J (王体健), Hu Z-Y (胡正义), *et al.* Temporal variety and spatial air pollutants over different land use types. *Climatic and Environmental Research* (气候与环境研究), 2004, **9**(4): 591–604 (in Chinese)
- [22] Ruijrok W, Davidson CI, Whichol S. Dry deposition of particles. *Tellus B*, 1995, **47**: 587–601
- [23] Farquhar GD, Firth PM, Wetselaar R, *et al.* On the gaseous exchange of ammonia between leaves and the environment: Determination of the ammonia compensation point. *Plant Physiology*, 1980, **66**: 710–714
- [24] Sutton MA, Burkhardt JK, Guerin D, *et al.* Development of resistance models to describe measurements of bi-directional ammonia surface-atmosphere exchange. *Atmospheric Environment*, 1998, **32**: 473–480
- [25] Cai X-B (蔡晓布), Zhou J (周进). Spatial temporal variation of soil organic carbon and its relations to soil physical properties in degraded alpine grasslands. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2009, **20**(11): 2639–2645 (in Chinese)
- [26] Sparks JP, Walker J, Turnipseed A, *et al.* Dry nitrogen deposition estimates over a forest experiencing free air CO<sub>2</sub> enrichment. *Global Change Biology*, 2008, **14**: 768–781
- [27] Hornung M, Sutton MA, Wilson RB. Mapping and Modelling of Critical Loads for Nitrogen: A Workshop Report. Edinburgh: NERC Institute of Terrestrial Ecology, 1995
- [28] Shen JL, Tang AH, Liu XJ, *et al.* High concentrations and dry deposition of reactive nitrogen species at two sites in the North China Plain. *Environmental Pollution*, 2009, **157**: 3106–3113
- [29] Bytnerowicz A, Fenn ME. Nitrogen deposition in California forests: A review. *Environmental Pollution*, 1996, **92**: 127–146
- [30] Mamer BB, Harrison RM. A spatially refined monitoring based study of atmospheric nitrogen deposition. *Atmospheric Environment*, 2004, **38**: 5045–5056
- [31] Aas W, Shao M, Jin L, *et al.* Air concentrations and wet deposition of major inorganic ions at five non-urban sites in China, 2001–2003. *Atmospheric Environment*, 2007, **41**: 1706–1716
- [32] Famulari D, Fowler D, Nemitz E, *et al.* Development of a low-cost system for measuring conditional time-averaged gradients of SO<sub>2</sub> and NH<sub>3</sub>. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, **161**: 11–27
- [33] van Egmond K, Bresser T, Bouwman L. The European nitrogen case. *Ambio*, 2002, **31**: 72–78
- [34] Li S-Q (李世清), Li S-X (李生秀). Nitrogen added to ecosystems by wet deposition in Guanzhong area in Shaanxi. *Agro-Environmental Protection* (农业环境保护), 1999, **18**(3): 97–101 (in Chinese)
- [35] Gilliam FS. The chemistry of wet deposition for a tall-grass prairie ecosystem: Inputs and interactions with plant canopies. *Biogeochemistry*, 1987, **4**: 203–217
- [36] Jia J-Y (贾钧彦), Zhang Y (张颖), Cai X-B (蔡晓布), *et al.* A dynamic of wet deposition of nitrogen in southeast Tibet: Taking Linzhi Experiment Station as example. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2009, **29**(4): 1907–1913 (in Chinese)
- [37] Cornell S, Mace K, Coeppicus S, *et al.* Organic nitrogen in Hawaiian rain and aerosol. *Journal of Geophysical Research*, 2001, **106**: 7973–7983
- [38] Karen SH, Susan RB, Ryan W. Total and Organic Nitrogen in NADP Precipitation Samples: A Preliminary Study. Champaign, IL, USA: National Atmospheric Deposition Program, Central Analytical Laboratory, Illinois State Water Survey, 2002
- [39] Zheng X, Fu C, Xu X, *et al.* The Asian nitrogen cycle case study. *Ambio*, 2002, **31**: 79–87
- [40] Galloway JN, Dentener JF, Capone GD, *et al.* Nitrogen cycles: Past, present and future. *Biogeochemistry*, 2004, **70**: 153–226
- [41] Wesely M, Hicks B. A review of the current status of knowledge on dry deposition. *Atmospheric Environment*, 2000, **34**: 2261–2282
- [42] Krupa SV. Effects of atmospheric ammonia (NH<sub>3</sub>) on terrestrial vegetation: A review. *Environmental Pollution*, 2003, **124**: 179–221
- [43] Zhao Z, Tian L, Fischer E, *et al.* Study of chemical composition of precipitation at an alpine site and a rural site in the Urumqi River Valley, Eastern Tien Shan, China. *Atmospheric Environment*, 2008, **42**: 8934–8942
- [44] Benedict KB, Carrico CM, Kreidenweis SM, *et al.* A seasonal nitrogen deposition budget for Rocky Mountain National Park. *Ecological Applications*, 2013, **23**: 1156–1169
- [45] liang T (梁婷), Tong Y-A (同延安), Lin W (林文), *et al.* Spatial-temporal variability of dry and wet deposition of atmospheric nitrogen in different ecological regions of Shaanxi. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2014, **34**(3): 738–745 (in Chinese)
- [46] Kirchner M, Fegg W, Römmelt H, *et al.* Nitrogen deposition along differently exposed slopes in the Bavarian Alps. *Science of the Total Environment*, 2014, **470**: 895–906

作者简介 岳平,男,1987年生,硕士研究生.主要从事草地生态系统大气氮沉降和温室气体通量研究. E-mail: yueping375@163.com

责任编辑 杨弘