

中国北方 - 蒙古干旱半干旱区 土壤铵态氮的分布及其环境控制因素

胡 璐^{1,2}, 李心清^{1*}, 黄代宽^{1,2}, 程建中^{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, 贵州 贵阳 550002; 2. 中国科学院 研究生院, 北京 100049)

摘 要: 土壤铵态氮是植物所能直接吸收利用的矿化氮中的重要组成部分, 其含量的变化涉及到氮循环中众多生物过程, 是氮生物地球化学过程中的中间环节。影响土壤中铵态氮含量的因素众多, 但究竟何种因素是其变化的主因, 一直没有定论。中东亚地区的植被、土壤、气候梯度性变化明显, 为研究土壤铵态氮含量与环境因子之间的关系提供了理想的研究场所。对一条穿越多个植被、土壤、气候带样带的表土分析结果表明, 表土中铵态氮与该地区 5~9 月平均温度具有显著的线性关系, 但与降水量关系不大, 同时表土铵态氮含量与土壤 pH 值也具有显著的线性关系。说明该地区温度和土壤 pH 值的变化是影响表土铵态氮变化的重要因素, 而降水量对土壤铵态氮含量具有短促的、脉冲式的影响。

关键词: 氮循环; 硝化作用; 矿化作用; 表层土壤; 气候变化; pH 值; 中国北方; 蒙古国

中图分类号: P595 文献标识码: A 文章编号: 0379-1726(2008)06-0572-09

Ammonium nitrogen in surface soil of arid and semiarid Central East Asia

HU Lu^{1,2}, LEE Xin-qing^{1*}, HUANG Dai-kuan^{1,2} and CHENG Jian-zhong^{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: Ammonium nitrogen in soil is an important component of mineralized nitrogen, which can be absorbed and utilized by vegetation directly. Changes of NH_4^+ -N concentration have relationship with many biochemical processes of nitrogen circle, thus a significant part in nitrogen biogeochemistry. There are various factors influencing NH_4^+ -N concentration, however, the major factor is uncertain. With excellent gradients of vegetation and soil type zone, as well as gradients of temperature and precipitation, Central East Asia provides an ideal background for developing the relationship between Ammonium nitrogen and the climatic parameters. Analysis of surface soil from a transect that crosses the various climatic and vegetation zones reveals a significant linear correlation between NH_4^+ -N and the mean temperature from May to September, yet a very poor relationship between NH_4^+ -N and precipitation. And a close correlation between NH_4^+ -N and the soil pH value is also observed. These results indicate that both variation of temperature and soil pH value are key factors affecting soil ammonium nitrogen, while the precipitation plays a short, quick, and rush impact.

Key words: nitrogen cycle; nitrification; mineralization; surface soil; climate change; pH; North China; Mongolia

收稿日期 (Received): 2008-02-24; 改回日期 (Revised): 2008-04-02; 接受日期 (Accepted): 2008-04-14

基金项目: 中国科学院创新团队国际合作伙伴计划项目; 中国科学院百人计划项目 (20020723)

作者简介: 胡璐 (1983-), 男, 硕士研究生, 研究方向为环境地球化学及全球变化。

* 通讯作者 (Corresponding author): LEE Xin-qing, E-mail: xinqinglee@hotmail.com, Tel: +86-851-5891611

0 引 言

土壤中的矿质氮 ($\text{NH}_4^+ -\text{N} + \text{NO}_3^- -\text{N}$, 即铵态氮和硝态氮) 虽然只占全氮的 1% 左右, 却是植物直接吸收利用的主要对象^[1]。在北方碱性土壤中, 铵态氮 ($\text{NH}_4^+ -\text{N}$) 是重要的矿质氮存在形式^[2], 且在表土中含量最高^[3-4]。铵态氮也是土壤中最重要的一种活性氮的形态: 不仅是植物可以直接吸收利用的氮素营养, 而且是土壤氮素气态损失的起点—— NH_3 挥发和硝化反硝化释放的 NO_2 均是从 NH_4^+ 开始^[5]。同时, 土壤对铵态氮吸附与解吸附的能力更是与植被吸收可利用氮密切相关^[6]。

除了人为施加氮肥, 土壤中的铵态氮主要来源于土壤有机氮氨化 (ammonification) 等由微生物进行的矿化作用 (mineralization)^[2-3]、大气中 NH_4^+ 干湿沉降^[7], 以及土壤矿物晶格中固定态铵的释放^[6]。铵态氮的消耗过程则主要包括植物吸收、微生物固持 (immobilization)、硝化作用 (nitrification) 的转化 (生成 NO_3^-)、粘土矿物的固定^[6,8], 以及氨挥发^[9]。所以, 决定土壤铵态氮含量的因子很多, 如土壤有机质高低、微生物类型^[4]、土壤类型、物理化学性质、质地、气候特征^[10]等均具有一定的影响作用。但是, 在众多的影响因素中, 究竟何种因素是其变化的主因, 一直没有定论。有人认为湿度是干旱半干旱地区氮矿化的主要决定因素^[11], 因而很大程度上决定土壤铵态氮的含量; 也有观点认为在干热的盐碱土壤中, 水分的重要作用由微生物替代, 其生物量和活力成为控制氮循环的主要因素^[12]; 还有研究表明, 土壤温度和水分对氮素的矿化存在明显的相互共同作用: 如在冬季, 温度起决定作用; 而秋季土壤水分可能是决定因素^[13]。

目前关于土壤中铵态氮的研究报道多集中在其含量随时间

的变化特征上, 有关空间变化的研究也仅限于其在土壤剖面上, 或小范围地表土壤中的变化^[2, 3, 14], 涉及数千千米尺度、跨越多个气候带、植被带和土壤带的研究报道十分有限^[15-16]。而大尺度空间范围内土壤氮素的变化, 对于研究氮循环与环境因子的关系有着重要的意义。

鉴于上述原因, 研究土壤中的铵态氮含量及其区域变化, 可以更好地理解不同的气候、土壤、植被条件下, 氮生物地球化学循环过程, 估算 NH_3 和 NO_2 的释放量, 为土壤氮管理和利用提供认识基础。我们选择了具有多个降水、温度、植被和土壤带梯度的中东亚地区为研究背景, 拟对该地区跨越中国北方和蒙古全境的样带上的表层土壤进行铵态氮含量的分析研究。

1 研究区域背景

中国北方和蒙古位于东亚中部, 属于典型的大陆性气候, 绝大部分是干旱半干旱地区 (图 1)。冬季该区主要受蒙古/西伯利亚高压干冷气流控制, 有效地减缓了海洋湿润气团, 降水稀少。夏季则因为亚洲夏季风 (ASM) 的存在, 使得降水从中国东南沿海向西北内陆方向逐渐减少; 而在蒙古北方, 由大西洋和北冰洋来的降水则从北往南减少。但是南北来的水汽, 都很少能达到蒙古南部的戈壁和中蒙接壤

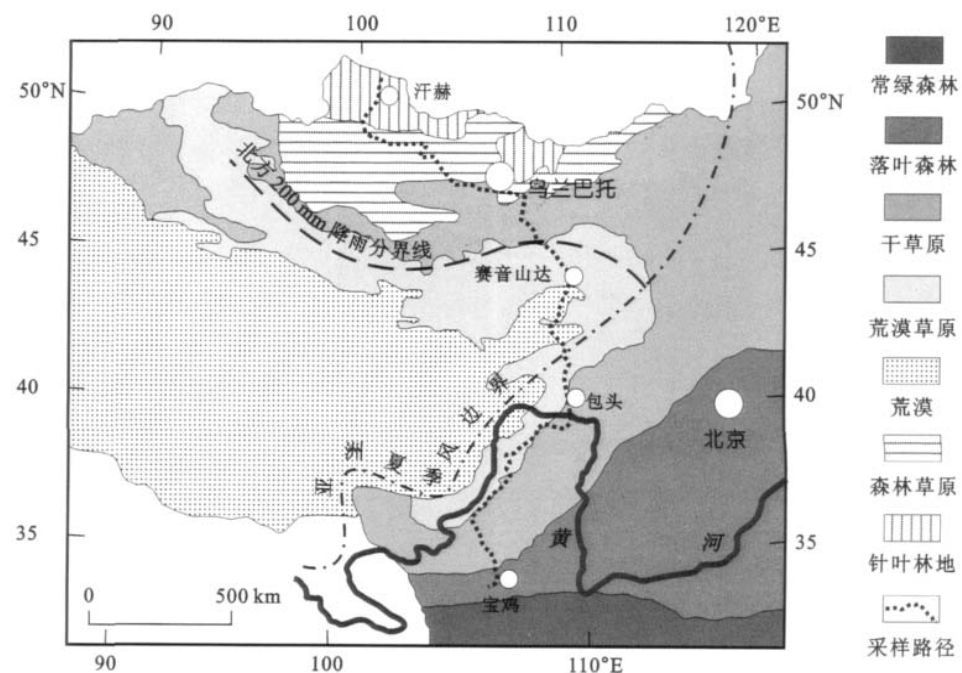


图 1 东亚中心区域采样带及区域植被带分布

Fig. 1. Distribution of regional sampling and vegetation zones in Central East Asia

地带^[17]。

冬季该区域温度从南往北随着纬度的增加而递减,而且冰冻时间长,一般能持续到来年4月。夏季该区平均温度在20℃左右^[18],但是纬度变化特征不明显。如图2所示,由于毛乌素沙地和戈壁高原的存在,该区5~9月平均温度在纬度37°N到45°N之间并未完全随纬度增加而降低^[17]。

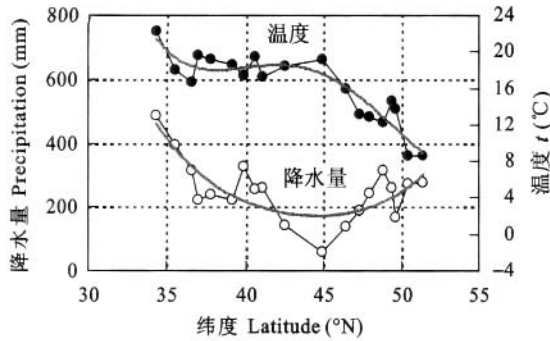


图2 研究区域5~9月平均气温与平均降水量

Fig. 2 Mean temperature and precipitation from May to September observed in the meteorological stations
灰色线条表示4点移动平均拟合曲线。
The fitting curves in thick line represent the fourth-order polynomial regression analysis.

受纬度、地形高度及远离海洋等的影响,中蒙干旱区地面气温的年较差大,日较差也大。独特的地理位置导致该地区雨热同季,且光照充足^[19],使得该区域植被生长季节主要在夏季。

降水和温度的变化影响了植被和土壤的分布。研究区域的植被带大致成对称分布,从南往北依次有:常绿森林、干草原、荒漠草原、荒漠、荒漠草原、干草原、森林草原和针叶森林(图1)。土壤类型大致与植被分布相对一致,同时一定程度地受到地形等因素的影响。对应于植被带的变化,土壤带从南往北依次是棕壤、褐土带,黑钙土、栗钙土、黑垆土带,灰钙土、棕钙土带,栗钙土和淡栗钙土,暗栗钙土、栗钙土和低地暗色(草甸)土,灰色森林土和山地黑土。在39.5°~42.5°N黄河谷地-阴山段,依次是河套和银川平原灌淤土、盐碱土,内蒙古和冀北栗钙土、盐碱土和灰褐土等^[20-21](表1)。

2 样品采集及分析

野外样品采集于2002年8月。采样路线自南向北始于陕西省宝鸡市以南30 km处的秦岭北侧(34°14'24"N,106°55'30"E),止于蒙古北部库苏古尔湖(Khovsgol Lake)湖畔的汗赫(Hanhayn Huryee, 51°35'08"N,100°45'49"E)。沿采样线路每隔4'~5'纬度设置1个采样点,样品均选取于自然土壤,尽量避免人为耕作的影响。采集深度限于表层10 cm以内的A层。土壤样品采集后装入布袋,带回室内进行化学分析。

按照国家标准“森林土壤铵态氮的测定”(LY/T 1231-1999),以及“中国地质调查局地质调

表1 研究区域植被带、土壤带划分

Table 1 Division of vegetation and soil type zones of the study area

编号	地理位置	土壤区	土壤带	植被带	NH ₄ ⁺ -N 含量 (mg/kg)	pH 值	气象站点
A	34.0°~34.5°N 秦岭段	汾渭河谷地褐土、潮土、盐碱土地区	棕壤、褐土带	常绿森林	37.5±29.2	7.25±0.94	宝鸡
B	34.5°~36.5°N 黄土高原	陕中、陕北黄土高原黄绵土、黑垆土地区	黑钙土、栗钙土、黑垆土带	干草原	18.8±8.4	7.72±0.26	平凉、海源、同心
C	36.5°~39.5°N 毛乌素沙地	鄂尔多斯高原风沙土、栗钙土、棕钙土地区	黑钙土、栗钙土、黑垆土带	荒漠草原	10.1±4.1	8.11±0.32	盐池、鄂托克旗、东胜
D	39.5°~42.5°N 黄河谷地 阴山段	河套、银川平原灌淤土、盐碱土地区;内蒙古、冀北栗钙土、盐碱土、灰褐土地区	黑钙土、栗钙土、黑垆土带	荒漠草原	19.2±7.7	7.83±0.39	包头、固阳
E	42.5°~46.5°N 内蒙古北部、 蒙古戈壁地区	内蒙古高原中北部棕钙土地区,蒙古戈壁大高原东部	灰钙土、棕钙土带	南部荒漠、北部干草原	11.7±6.0	48.28±0.61	满都拉、Buyant-Uhaa
F	46.5°~48°N 肯特山区	栗钙土、淡栗钙土		干草原	29.2±12.3	6.58±0.79	Choir Maanti、乌兰巴托
G	48°~49.5°N 山间盆地	暗栗钙土、栗钙土、低地暗色(草甸)土		森林草原	17.3±6.8	7.52±1.05	Bulgan
H	49.5°~51.5°N 杭爱山区	灰色森林土、山地黑土		针叶森林	47.1±26.7	6.18±0.61	Hutag、Muren、Hatgal

查技术标准 (DD2005-03) 生态地球化学评价样品分析技术要求 (试行)”, 采用风干土测定铵态氮含量。称取 20.00 g 干土样, 置于 200 mL 三角瓶中, 加入 2 mol/L KCl 溶液 100 mL, 塞紧塞子, 在振荡机上振荡 1 h 后, 静置。吸取土壤浸出液 2~10 mL 放入 50 mL 容量瓶中, 用 KCl 溶液补充至 10 mL, 然后加入苯酚溶液 5 mL 和次氯酸钠碱性溶液 5 mL, 摇匀。在 20 °C 左右的室温下放置 1 h 后, 加掩蔽剂 1 mL 以溶解可能产生的沉淀物, 定容至刻度。利用 625 nm 波长进行比色测定, 读取吸光度, 对照标准曲线, 计算出土壤铵态氮的含量^[22]。

pH 值的测定采用常规方法测得^[23]: 称取 25.0 g 制备好的土壤置于 50 mL 烧杯中, 加入 25 mL 蒸馏水, 在磁力搅拌器上搅动 1 min 使土体充分散开, 放置 30~60 min 使其澄清, 用已校准的水质监测仪 (Radiometer Analytical, Pioneer 65) 测定悬浊液的 pH 值。

3 结 果

3.1 铵态氮含量的测定结果

研究区域内表土铵态氮平均含量为 21.44 mg/kg, 且其变化范围非常大: 最小值出现在 46°N 的蒙古戈壁土壤中 (仅为 1.65 mg/kg), 而最大值出现在雨后的鄂托克旗市附近 (39°27'N), 达到 111.28 mg/kg (图 3)。59% 的样品中的铵态氮含量低于 20 mg/kg, 33% 的样品铵态氮值在 20~40 mg/kg 之间, 而不到 8% 的样品高于 40 mg/kg。

如图 1 所示, 不同的地区表土中铵态氮含量存在较大差异。秦岭段 (34.0°~34.5°N), 土壤表层铵态氮含量在 37.48 mg/kg 左右变化; 中国黄土高原 (在 34.5°~36.5°N 之间) 平均铵态氮含量降到 18.83 mg/kg。毛乌素沙地和蒙古戈壁土壤铵态氮

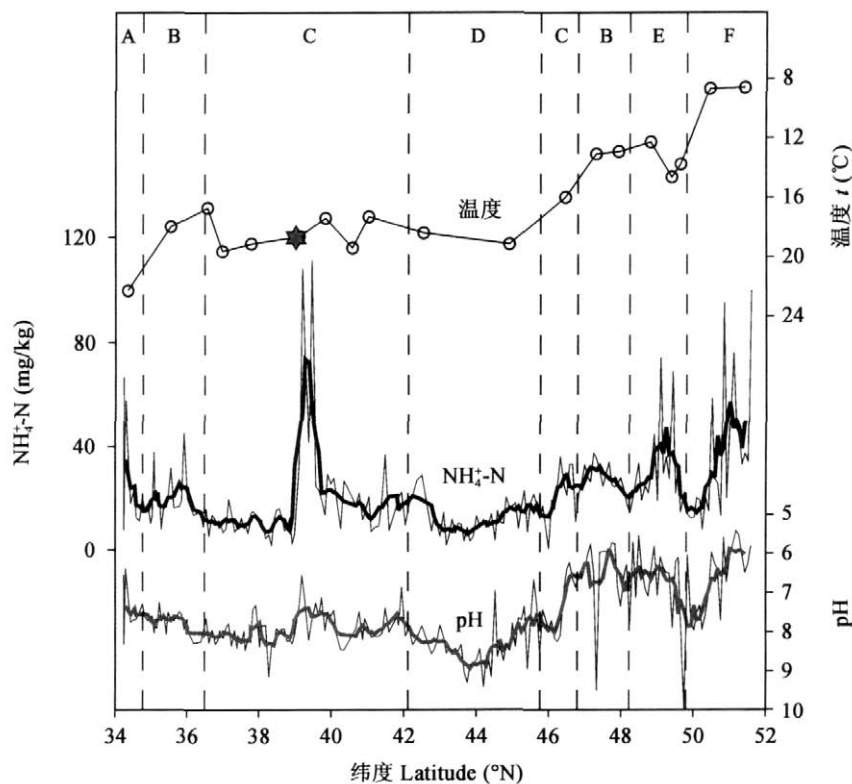


图 3 表土中铵态氮、pH 值随植被带的变化

Fig. 3 Changes of ammonium nitrogen concentration and pH value in surface soil with vegetation zones and the mean temperature (circles linked by straight lines) along the transect

粗线表示 4 点移动平均拟合曲线。图中铵态氮含量出现异常对应为鄂托克旗附近, 即六角星号站点附近。其中 A—F 代表植被带 (A 常绿森林; B 干草原; C 荒漠草原; D 荒漠; E 森林草原; F 针叶森林)。

The fitting curves in thick line represent the fourth-order polynomial regression analysis. The asterisk point indicates Otog Qi. A—F demonstrates the vegetation zones: A denotes evergreen woodland, B steppe, C desert steppe, D desert, E forest steppe and F conifer forest.

的平均含量分别为 10.1 mg/kg 和 11.7 mg/kg。在此两低值之间,铵态氮含量在黄河谷地和阴山山脉地区升高到 19.2 mg/kg 左右,并在鄂托克旗市(39.0°N)附近出现一个极大值。从蒙古戈壁高原往北,大致到47°54'N左右的蒙古首都乌兰巴托(蒙古肯特山区),表层土壤中铵态氮从不到 10 mg/kg 迅速增加到 32.8 mg/kg。继续往北,直到蒙古与俄罗斯的边界,土壤铵态氮含量波动很大。在蒙古山间盆地(鄂尔浑和色楞格二河流域,48.0°~49.5°N)地区,表土中铵态氮含量大体在 17.29 mg/kg 波动。进入蒙古北部杭爱山区,铵态氮含量先迅速下降至最低值 7.7 mg/kg(经过碳酸盐基岩区域 49.5°~50.5°N)继而又迅速上升至 47.1 mg/kg(图 3)。整个采样带的土壤表层铵态氮含量以蒙古南部的戈壁地区最低,秦岭和蒙古北部最高。在两个高含量地区,蒙古北部铵态氮含量平均比秦岭地区高出近 10 mg/kg;总体上中国地区 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量低于蒙古地区。

3.2 pH 值测定结果

研究区域内表土 pH 值在 5.4~9.5 之间变化,平均为 7.58(图 3)。pH 值的变化与土壤铵态氮含量变化呈负相关关系:从秦岭到戈壁高原中心区域(44°N 左右),铵态氮含量经历了一个先减少(39°N 左右的毛乌素沙地),继而略微增加(黄河谷地-阴山一线),再持续减少(戈壁高原)的过程。而相对应的 pH 值变化与之完全相反。在蒙古北部,两者的这种变化趋势依然存在,且突变更为明显。49.5°~50.5°N 左右的蒙古北部山区,因为土壤中碳酸盐含量高,导致土壤 pH 值突然从 6.1 上升到接近 8,而同时铵态氮含量则从 33.2 mg/kg 突然降到 7.7 mg/kg。

4 讨论

4.1 地表植被及土壤类型对表土铵态氮含量的影响

我们的数据显示,表层土壤中的铵态氮含量变化与地表植被带的变化存在一定的联系。几个区域中,铵态氮含量平均最大值出现在蒙古杭爱山区北部针叶林地区,平均高达 47.1 mg/kg;其次在杭爱山南部的森林草原植被带;中国黄土高原和蒙古北部山间盆地处于干旱草原地带,其铵态氮含量均低于森林区;而位于内蒙古北部和蒙古戈

壁地区的荒漠植被带,其土壤铵态氮平均含量仅为 11.7 mg/kg。整个采样带中,铵态氮含量依以下次序降低:森林区 > 森林草原 > 干草原 > 荒漠草原 > 荒漠。

但对比整个研究地区相同的植被带,发现地处研究区北部的植被带中表土铵态氮含量要高于南部地区相同的植被带。同样为森林植被带,蒙古杭爱山区平均铵态氮含量达 47.1 mg/kg,而中国秦岭山区平均只有 37.5 mg/kg,低于前者近 10 mg/kg。而蒙古肯特山区干草原植被带中铵态氮含量高出同样为干草原植被带的中国黄土高原地区近 10 mg/kg。这一现象与相同植被带中因地处不同纬度而产生的气温变化有关,见 4.2 节讨论。

从土壤类型上看,表土铵态氮含量按以下顺序依次减少:灰色森林土和山地黑土 > 暗栗钙土、栗钙土和低地暗色(草甸)土 > 黑钙土、栗钙土、黑垆土 > 棕钙土、灰钙土区域。由于植被带的分布会影响土壤类型的分布^[24-25],而地表植被又会对表土铵态氮含量产生影响,所以土壤类型才会与表土铵态氮含量存在上述的关系。

自然条件下,在漫长的成土过程中,土壤氮形成了特定的生态条件下的平衡^[15, 26, 27],故而不同的地表植被及土壤条件下,表土中铵态氮含量不同。植物吸收是去除土壤中矿质氮的主要过程^[28]。由于草本植物主要根系集中在 0~30 cm 的土壤表层^[2],植被在此层土壤中吸收的矿质氮比较多;相对而言,树木往往扎根较深,表层土壤的根系较少,其利用表层土壤的矿质氮不如草本植物多,这可能是导致森林植被带中表土铵态氮含量高于干草原植被带的一个原因。同时,植物、土壤类型会影响微生物群落,进而作用于土壤氮循环过程^[29]。有报道指出,在大多数针叶林土壤中缺少硝化细菌,土壤中有有机氮矿化形成的铵态氮不能很快被转化为硝态氮,从而导致铵态氮在其土壤中积累,使得林地土壤和草地土壤中铵态氮含量有很大的差别:针叶林土壤中的无机态氮以铵态氮为主,而草地土壤中的无机态氮则以硝态氮为主^[4]。戈壁地带由于植物生物总量本身就很少,矿化量也不会很多,还要供给植被吸收,故土壤中积累的铵态氮最少。另一方面,不同地区土壤质地各异,导致不同颗粒大小的土壤胶体吸附铵态氮的能力不一^[6],这也是造成土壤铵态氮含量不同的原因之一。

黄河谷地、阴山地区虽然也处于荒漠草原植被带中,由于该地区的土壤多处于河套、银川平原灌淤

土、盐碱土地区,及内蒙古、冀北栗钙土、盐碱土、灰褐土地区两个区域^[21],农牧历史长,人为灌溉、施肥等影响比较大,导致该地区铵态氮含量高于同样处于荒漠草原植被带中的毛乌素沙地^[30]。

4.2 表层土壤中铵态氮含量与气温的关系

气温分布会影响植被带的分布以及土壤类型分布^[19],所以气温与铵态氮含量之间应该存在较好的相关关系。前人对内蒙古地区土壤氮密度的研究从一个侧面证实了这一点^[16]。我们的数据显示,铵态氮含量与5~9月的平均气温之间存在明显的负相关关系。蒙古最北部气象站点记录平均气温在4.5℃左右,只在49.6°N的Muren和Hutag附近温度升高到9℃左右,而相应的表层土壤铵态氮含量从40 mg/kg降到了低于10 mg/kg,相对于其周边的平均值降低了近30 mg/kg。类似的气温与土壤铵态氮含量关系同样在荒漠植被带的中部(45°N)观察到(图3):气温向戈壁中部地区持续升高,与此相应,表土中铵态氮含量在戈壁中部降低到该区域的最低点。线性回归分析显示:气象站点附近表土的铵态氮平均含量与平均气温之间存在如下关系: $t = -1.9263 \times \text{NH}_4^+ - \text{N} + 121$, $R^2 = 0.601$ (图4)。从此关系可以看出,平均温度越低,土壤中的铵态氮含量越高。

从图3中可以看到,地处研究区北部的植被带中表土铵态氮含量要高于南部地区相应的植被带。这一差异与北部气温低于南部不无关系。

有研究表明,在-4~40℃的温度范围内,随

着土壤温度的升高,氮矿化数量和矿化速率均会增大^[31]。但是在此过程中, NH_4^+ 的硝化作用也随土壤温度升高而加快^[14],使得在相对高温条件下,矿化所产生的无机氮多以硝态氮形式保存。相反地,在低温的情况下,虽然矿化量减小,但是硝化作用很弱,使得铵态氮能够在土壤中得到积累。不仅如此,高温也会造成土壤氮挥发速率增大,导致铵态氮的损失^[9]。由此最终造成铵态氮在低温条件下含量较高而在高温条件下含量较低的现象。

4.3 降水对表土中铵态氮的影响

降水和温度一样,均会对土壤带、植被带的分布产生很大的影响^[24-25]。由于研究地区处于干旱、半干旱地区,降水尤其是环境限制因子中的重要角色^[3, 17, 19],降水量的分布理应制约土壤铵态氮的分布。但是,相关分析结果显示,无论是年平均降水量还是5~9月累积降水量与土壤铵态氮含量都无显著的相关性(R^2 仅分别为0.016和0.004)。然而鄂托克旗附近,由于采样的前两天出现暴雨,气象站记录日降水量分别为161 mm和242 mm(中国气象数据共享服务网 <http://data.cma.gov.cn>),使得土壤铵态氮含量出现异常高值,最大为111.28 mg/kg,高出其所在区域平均值92.11 mg/kg(图3)。鉴于前人在不少干旱、半干旱区氮素的研究中也发现了类似的结果^[3, 16],笔者认为,降水所造成的土壤湿度的突然变化对土壤铵态氮具有脉冲式的增强作用。在以干旱为控制因子的地区,短时间的大量降水使土壤保持较高的水分,容易形成厌氧微区,使得矿化速度

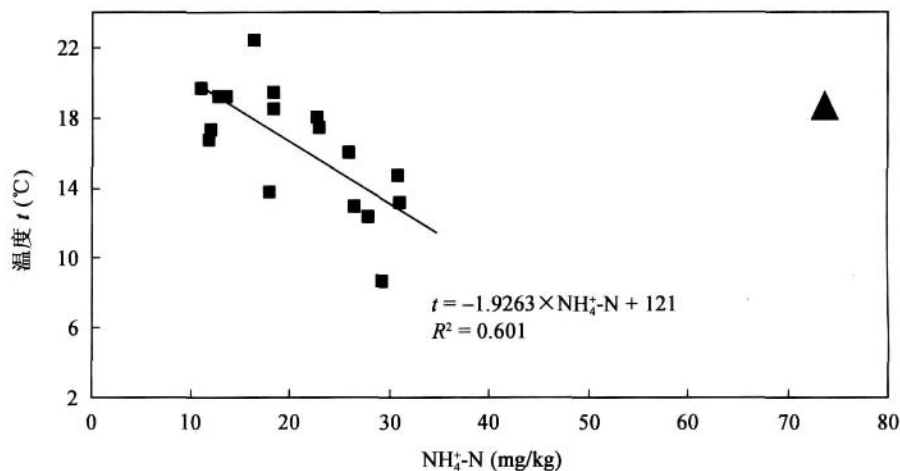


图4 气象站附近表土铵态氮平均含量与5~9月平均气温的关系

Fig. 4 Correlation between the average ammonium nitrogen concentration in surface soil nearby a meteorological station and mean temperature from May to September

图中三角形为鄂托克旗站点。

The triangle point indicates Otog Qi.

加快^[32]。但这种环境却不利于硝化作用的进行,所以矿化产物绝大多数是以铵态氮的形式保存下来,从而造成土壤铵态氮含量快速增加^[31]。随着降水过后土壤湿度的迅速降低,铵态氮相应地降低到区域平均水平,这一变化机理是否是由于硝化作用增强所致,还有待进一步的研究。

4.4 表层土壤中铵态氮含量与 pH 值的关系

土壤的物理化学性质,尤其是 pH 值是影响土壤氮循环的重要因素。土壤矿化作用、硝化作用等均需要在适宜的酸碱环境下进行^[11],同时表土中氨挥发也受到土壤 pH 值的调控^[9]。通过比较土壤样品的 pH 值与铵态氮含量,发现两者之间存在负相关关系(图 3 和图 5)。运用 SPSS 11.0 对铵态氮含量和 pH 值进行相关性分析,发现两者的 Pearson 相关系数为 -0.520 ($n = 204$),在 0.01 水平上呈现出显著的负相关关系,即随着土壤 pH 值的升高,土壤碱性增大,其表层铵态氮含量减少。进一步研究各气象站附近的土壤,发现两者含量可以用以下的公式表示: $\text{pH} = -0.0844 \times \text{NH}_4^+\text{-N} + 9.1801$, $R^2 = 0.861$ (图 5)。因鄂托克旗附近采样前有暴雨,为尽量减少此影响,故在相关性分析中剔除了鄂托克旗站点一值。

土壤中的铵态氮主要由微生物进行的矿化作用所产生,其最适宜的 pH 为 5 左右;而除了植物吸收和微生物固持以外,铵态氮还通过硝化作用转变为 NO_3^- ,其最适 pH 值范围在 7.0~9.0 之间,而且土壤硝化速率与土壤 pH 值呈极显著的正相关关系^[33-34]。

所以,在碱性土壤中,随着 pH 值的升高,矿化作用逐渐减弱,而硝化作用强度却逐渐加强,从而使得土壤中的矿化产生的铵态氮减少,同时更多的 NH_4^+ 转化成了 NO_3^- ,最终在碱性条件下土壤铵态氮含量降低。

同时,在碱性环境下,铵态氮还可能通过氨挥发而损失。土壤中,氨 (NH_3) 和铵 (NH_4^+) 存在下列平衡:



反应形成的 NH_4^+ 易被土壤吸附,而 NH_3 易挥发^[11]。据门格尔研究,在酸性条件下,几乎所有的氨被质子化,以 NH_4^+ 为主要形态存在,氨挥发损失很小。当 pH 值分别从 6 增加到 7、8 和 9 时,相对的 NH_3 含量会分别从 0.1% 增加到 1%、10% 和 50%^[9],所以在碱性条件下,相当比例的铵态氮以氨的形式挥发了。氨挥发也很好地解释了采样带中 49.5°N~50.5°N 土壤突然从酸性变为碱性,导致铵态氮含量骤降的情况,间接证实了北方碱性土壤可能是大气氨的一个重要的源。

5 结 论

研究区域内表土铵态氮含量在 1.65~111.28 mg/kg 之间变化,平均含量为 21.44 mg/kg。在中东亚干旱半干旱地区,温度是一个重要的环境控制因子,影响着植被带、土壤类型以及微生物类型的分布,由此影响着土壤中铵态氮的含量,从而形成研究区温度与铵态氮含量之间的显著相关关系。笔者观

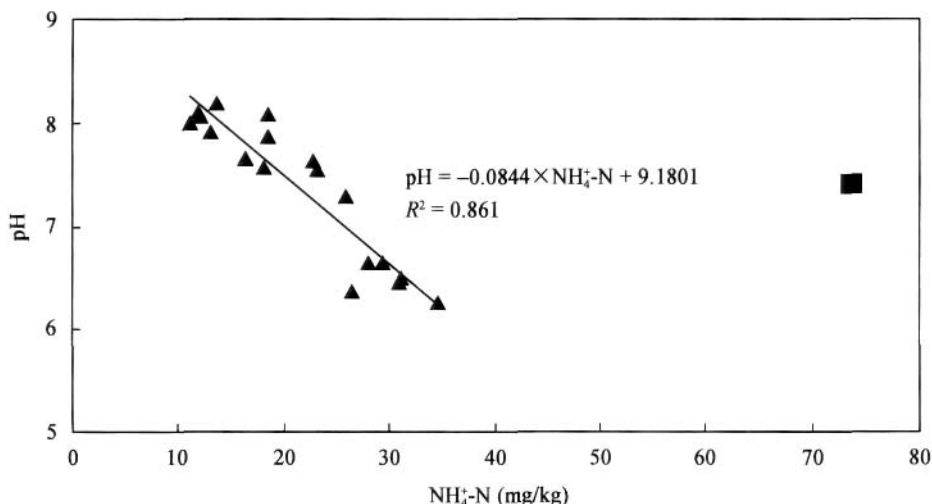


图 5 气象站附近表土铵态氮平均含量与 pH 值的关系

Fig. 5 Correlation between average ammonium nitrogen concentration in surface soil nearby a meteorological station and pH value

图中方形点为鄂托克旗站点。

The square point indicates Otog Qi.

测到5月到9月的平均气温与铵态氮有着如下的关系: $t = -1.9263 \times \text{NH}_4^+ - \text{N} + 121$, $R^2 = 0.601$ 。虽然在干旱半干旱地区,降水量是另一个非常重要的环境控制因素,但降水对土壤铵态氮的影响是短促的和脉冲式的,大量的降水造成土壤铵态氮含量迅速增加,降水过后铵态氮含量又快速地回到区域平均水平,因此从大区域上看,降水量与土壤铵态氮含量之间没有显著的相关关系。酸碱条件是土壤氮循环的重要控制因素,制约着铵的产生及消耗。在中东亚干旱半干旱地区,土壤pH值与铵态氮含量之间表现出了显著的负相关关系。

参考文献(References):

- [1] Lavelle P, Spain A V. Soil Ecology [M]. Amsterdam: Kluwer Academic Publishers, 2002: 1 - 684.
- [2] 杨小红,董云社,齐玉春,耿元波,刘立新. 内蒙古羊草草原土壤净氮矿化研究[J]. 地理科学进展, 2005, 24(2): 30 - 37. Yang Xiao-hong, Dong Yun-she, Qi Yu-chun, Geng Yuan-bo, Liu Li-xin. Soil net nitrogen mineralization in an *Aneulolepidium chinensis* grassland, Inner Mongolia [J]. Prog Geogr, 2005, 24(2): 30 - 37 (in Chinese with English abstract).
- [3] 杨小红,董云社,齐玉春,耿元波. 锡林河流域羊草草原暗栗钙土矿质氮动态变化[J]. 地理研究, 2005, 24(3): 387 - 393. Yang Xiao-hong, Dong Yun-she, Qi Yu-chun, Geng Yuan-bo. Mineral nitrogen dynamics in dark chestnut soil of *Leymus chinensis* grassland in the Xilin River Basin, China [J]. Geogr Res, 2005, 24(3): 387 - 393 (in Chinese with English abstract).
- [4] Griffiths R P, Entry J A, Ingham E R, Emmingham W H. Chemistry and microbial activity of forest and pasture riparian-zone soils along three Pacific Northwest streams [J]. Plant Soil, 1997, 190(1): 169 - 178.
- [5] Bremner J M, Blackmer A M. Nitrous oxide: Emission from soils during nitrification of fertilizer nitrogen [J]. Science, 1978, 199(4326): 295 - 296.
- [6] Wang F L, Alva A K. Ammonium adsorption and desorption in sandy soils [J]. Soil Sci Soc Am J, 2000, 64(5): 1669 - 1674.
- [7] Padgett P E, Allen E B, Bytnerowicz A, Minich R A. Changes in soil inorganic nitrogen as related to atmospheric nitrogenous pollutants in southern California [J]. Atmos Environ, 1999, 33(5): 769 - 781.
- [8] Barrett J E, Johnson D W, Burke I C. Abiotic nitrogen uptake in semiarid grassland soils of the U. S. Great Plains [J]. Soil Sci Soc Am J, 2002, 66(3): 979 - 987.
- [9] Bolan N S, Sagar S, Luo J F, Bhandral R, Singh J. Gaseous emissions of nitrogen from grazed pastures: Processes, measurements and modeling, environmental implications, and mitigation [J]. Adv Agron, 2004, 84: 37 - 120.
- [10] Chen J, Stark J M. Plant species effects and carbon and nitrogen cycling in a sagebrush-crested wheatgrass soil [J]. Soil Biol Biochem, 2000, 32(1): 47 - 57.
- [11] Noy-Meir I. Desert ecosystems: Environment and producers [J]. Ann Rev Ecol System, 1973, 4: 25 - 51.
- [12] Sarig S, Barness G, Steinberger Y. Annual plant growth and soil characteristics under desert halophyte canopy [J]. Acta Oecol, 1994, 15: 521 - 527.
- [13] Knoepp J D, Swank W T. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization [J]. Biol Fertil Soil, 2002, 36(3): 177 - 182.
- [14] 巨晓棠,边秀举,刘学军,张福锁,毛达如. 旱地土壤氮素矿化参数与氮素形态的关系[J]. 植物营养与肥料学报, 2000, 6(3): 251 - 259. Ju Xiao-tang, Bian Xiu-ju, Liu Xue-jun, Zhang Fu-suo, Mao Da-ru. Relationship between soil nitrogen mineralization parameter with several nitrogen forms [J]. Plant Nutr Fertil Sci, 2000, 6(3): 251 - 259 (in Chinese with English abstract).
- [15] 王淑平,周广胜,高素华,郭建平. 中国东北样带土壤氮的分布特征及其对气候变化的响应[J]. 应用生态学报, 2005, 16(2): 279 - 383. Wang Shu-ping, Zhou Guang-sheng, Gao Su-hua, Guo Jian-ping. Gradient distribution of soil nitrogen and its response to climate change along the Northeast China Transect [J]. Chinese J Appl Ecol, 2005, 16(2): 279 - 383 (in Chinese with English abstract).
- [16] 陈庆美,王绍强,于贵瑞. 内蒙古自治区土壤有机碳、氮蓄积量的空间特征[J]. 应用生态学报, 2003, 14(5): 699 - 704. Chen Qing-mei, Wang Shao-qiang, Yu Gui-rui. Spatial characteristics of soil organic carbon and nitrogen in Inner Mongolia [J]. Chinese J Appl Ecol, 2003, 14(5): 699 - 704 (in Chinese with English abstract).
- [17] Lee X Q, Feng Z D, Guo L L, Wang L X, Jin L Y, Huang Y S, Chopping M, Huang D K, Jiang W, Jiang Q, Cheng H G. Carbon isotope of bulk organic matter: A proxy for precipitation in the arid and semiarid central East Asia [J]. Glob Biogeochem Cycl, 2005, 19, GB4010, doi: 10.1029/2004GB002303
- [18] 李万源,钱正安,宋敏红,吕世华,沈志宝. 中蒙干旱半干旱区冬、夏季地面气温时空变化特征分析(II): 7月[J]. 高原气象, 2006, 25(4): 624 - 632. Li Wan-yuan, Qian Zheng-an, Song Min-hong, Lü Shi-hua, Shen Zhi-bao. Temporal and spatial feature analyses of winter and summer surface air temperature over CMASA, Part (II): July [J]. Plateau Meteorol, 2006, 25(4): 624 - 632 (in Chinese with English abstract).
- [19] 陈素华,宫春宁. 内蒙古草原气候特点与草原生态类型区域划分[J]. 气象科技, 2005, 33(4): 340 - 344. Chen Su-hua, Gong Chun-ning. Regionalization of grassland climate characteristics and ecotypes in Inner Mongolia [J]. Meteorol Sci Technol, 2005, 33(4): 340 - 344 (in Chinese with English abstract).
- [20] 彼斯帕洛夫 H. 蒙古人民共和国的土壤[M]. 北京: 科学出版社, 1959: 1 - 368. Beciianob H. Soil in Mongolia [M]. Beijing: Science Press, 1959: 1 - 368 (in Chinese).
- [21] 廖克. 中华人民共和国国家自然地图集[M]. 北京: 中国地图

- 出版社, 1999: 283p.
- Liao Ke. The National Physical Atlas of the People's Republic of China [M]. Beijing: SinoMaps Press, 1999: 283p (in Chinese).
- [22] Maynard D G, Kalra Y P, Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen [M] // Gregorich E G, Carter M R. Soil Sampling and Methods of Analysis. Florida (USA): Lewis Publishers, 1993: 25 - 38.
- [23] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版)[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 1 - 204.
- Bao Shi-dan. Soil Agrochemistry Analysis (3rd ed) [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 1 - 204 (in Chinese).
- [24] Wu Z. Flora of China [M]. Beijing: Science Press. 1995: 479p.
- [25] Hilbig W. The Vegetation of Mongolia [M]. Amsterdam: SPB Academic Publishing, 1995: 1 - 258.
- [26] Stevenson F J, Cole M A. Cycles of Soils: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients [M]. New York: John Wiley, 1999: 1 - 419.
- [27] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992: 1 - 303.
- Zhu Zhao-liang, Wen Qi-xiao. Soil Nitrogen of China [M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Publishing House, 1992: 1 - 303 (in Chinese).
- [28] Ledgard S F, Jarvis S C, Hatch D J. Short-term nitrogen fluxes in grassland soils under different long-term nitrogen management regimes [J]. Soil Biol Biochem, 1998, 30(10/11): 1233 - 1241.
- [29] 王常慧, 邢雪荣, 韩兴国. 草地生态系统中土壤氮素矿化影响因素的研究进展 [J]. 应用生态学报, 2004, 15(11): 2184 - 2188.
- Wang Chang-hui, Xing Xue-rong, Han Xing-guo. Advances in study of factors affecting soil N mineralization in grassland ecosystems [J]. Chinese J Appl Ecol, 2004, 15(11): 2184 - 2188 (in Chinese with English abstract).
- [30] 刘静, 孙旭, 许丽, 内蒙古阴山北麓丘陵区荒漠化类型区划分 [J]. 水土保持研究, 1998, 5(3): 95 - 100.
- Liu Jing, Sun Xu, Xu Li. Division of desertification types in the hilly areas to the north of Yinshan Mountains in Inner Mongolia [J]. Res Soil Water Conserv, 1998, 5(3): 95 - 100 (in Chinese with English abstract).
- [31] Stanford G, Frere M H, Schwaninger D H. Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization [J]. Soil Sci, 1973, 115(4): 321 - 323.
- [32] Waring S A, Bremner J M. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability [J]. Nature, 1964, 201(4922): 951 - 952.
- [33] 范晓晖, 朱兆良. 旱地土壤中的硝化 - 反硝化作用 [J]. 土壤通报, 2002, 33(5): 385 - 391.
- Fan Xiao-hui, Zhu Zhao-liang. Nitrification and denitrification in upland soils [J]. Chinese J Soil Sci, 2002, 33(5): 385 - 391 (in Chinese with English abstract).
- [34] 李玉中, 祝廷成, Redmann R E. 羊草草地土壤氮的总矿化、硝化和无机氮消耗速率研究 [J]. 中国农业科学, 2002, 35(11): 1428 - 1431.
- Li Yu-zhong, Zhu Ting-cheng, Redmann R E. A study on soil nitrogen mineralization, nitrification and mineral nitrogen consumption rates of soil in *Leymus chinensis* grasslands [J]. Sci Agric Sinica, 2002, 35(11): 1428 - 1431 (in Chinese with English abstract).