

不同土地利用类型对丹江口库区土壤氮矿化的影响

李 铭^{1,2} 朱利川^{1,2} 张全发¹ 程晓莉^{1*}

¹中国科学院武汉植物园水生植物与流域生态重点实验室, 武汉 430074; ²中国科学院研究生院, 北京 100049

摘 要 氮(N)素是陆地生态系统净初级生产力的重要限制因子, 土地利用类型的变化对生态系统氮循环过程有着重要的影响。采用PVC顶盖埋管原位培养的方法, 对丹江口库区清塘河流域相邻的侧柏(*Platycladus orientalis*)人工林、人工种植灌木林地和农田3种土地利用类型的氮素矿化和硝化作用进行了研究。结果表明, 侧柏人工林、灌木林地和农田的 NH_4^+ -N浓度($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)依次为 1.33 ± 0.20 、 1.67 ± 0.17 和 1.62 ± 0.13 , 不同土地利用类型间的 NH_4^+ -N浓度无显著性差异; 而3种土地利用类型下土壤 NO_3^- -N浓度($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)差异显著, 农田 NO_3^- -N浓度(9.00 ± 0.73)显著高于侧柏人工林(1.27 ± 0.18)和灌木林地(3.51 ± 0.11)。 NO_3^- -N在灌木林地和农田中分别占土壤无机氮库的67.8%和84.8%, 是土壤无机氮库的主要存在形式; 而侧柏人工林中 NO_3^- -N和 NH_4^+ -N浓度则基本相等。土壤硝化速率($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30\text{ d}^{-1}$)从农田(7.13 ± 2.19)、灌木林地(2.56 ± 1.07)到侧柏人工林(0.85 ± 0.10)显著性降低。侧柏人工林、灌木林地和农田的矿化速率($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30\text{ d}^{-1}$)依次为 0.98 ± 0.12 、 2.52 ± 1.25 和 6.58 ± 2.29 。矿化速率和硝化速率显著正相关, 但是矿化速率在不同的土地利用类型间差异不显著。培养过程中灌木林地和农田 NH_4^+ -N的消耗大于积累, 矿化速率为负值, 导致灌木林地和农田矿化速率小于硝化速率。氮素的矿化和硝化作用受土壤含水量和土壤温度的影响, 并对土壤含水量更为敏感。土壤C:N与土壤矿化和硝化速率显著负相关。研究结果表明: 土地利用类型的变化会改变土壤微环境和土壤C:N, 进而会影响到土壤氮循环过程。

关键词 丹江口水库, 土地利用类型, 净氮矿化速率, 硝化速率, 土壤无机氮

Impacts of different land use types on soil nitrogen mineralization in Danjiangkou Reservoir Area, China

LI Ming^{1,2}, ZHU Li-Chuan^{1,2}, ZHANG Quan-Fa¹, and CHENG Xiao-Li^{1*}

¹Key Laboratory of Aquatic Botany and Watershed Ecology, Wuhan Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430074, China; ²Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract

Aims Land use change may alter nitrogen (N) dynamics in terrestrial ecosystems, but its effects remain poorly quantified. Due to reorganization of the land use by government, a large cultivated area has converted to woodland and shrubland plantation since the 1980's in Danjiangkou Reservoir area, China. Our objective was to investigate effects of agricultural land use change on soil N dynamics in this area.

Methods We conducted *in situ* close-top tube incubation experiment to determine soil inorganic N (NH_4^+ -N, NO_3^- -N), soil net nitrogen mineralization and nitrification in three adjacent land use types (afforestation, shrubland and cropland) in the Qingtang river basin around Danjiangkou Reservoir in Spring of 2011.

Important findings Soil NO_3^- -N concentration ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) was 1.27 ± 0.18 , 3.51 ± 0.11 and 9.00 ± 0.73 in afforestation, shrubland and cropland, respectively. Soil NO_3^- -N concentration significantly increased from afforestation to shrubland to cropland, whereas NH_4^+ -N concentration ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) was not significantly different among afforestation (1.33 ± 0.20), shrubland (1.67 ± 0.17) and cropland (1.62 ± 0.13). We found that NO_3^- -N was the main form of inorganic N under shrubland and cropland, and the proportion of NO_3^- -N to soil inorganic N content was 67.8% and 84.8% in shrubland and cropland, respectively; however, the concentration of NO_3^- -N was approximately equal to NH_4^+ -N under afforestation. Soil net N mineralization rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30\text{ d}^{-1}$) were 0.98 ± 0.12 , 2.52 ± 1.25 and 6.58 ± 2.29 , respectively in afforestation, shrubland to cropland. Soil net N mineralization rate was not significantly different among the land use types, whereas nitrification rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30\text{ d}^{-1}$) was significantly different: cropland (7.13 ± 2.19), shrubland (2.56 ± 1.07) and afforestation (0.85 ± 0.10). Soil net N mineralization rate was positively correlated with nitrification rate. Nitrification rate accounts for approximately 87% of soil mineralization rate in afforestation, whereas nitrification was higher than mineralization rate in shrubland and cropland soil

due to the ammonification rate being below zero. Both soil N mineralization and nitrification were regulated by soil water content and soil temperature with more sensitive to soil water content during the incubation period. Additionally, soil N mineralization and nitrification were negatively correlated with soil C:N ratio. Our results suggest that change in soil microclimate and soil C:N ratio under land use change would impact soil N dynamics.

Key words Danjiangkou Reservoir, land use type, net nitrogen mineralization rate, nitrification rate, soil inorganic nitrogen

氮(N)素是陆地生态系统净初级生产力的重要限制因子(Vitousek & Howarth, 1991; Elser *et al.*, 2007)。土壤氮库中99%的氮是以有机氮的形式存在, 植物能够吸收利用的有效氮则主要以铵态氮(NH_4^+ -N)和硝态氮(NO_3^- -N)等无机态存在。土壤氮库中的有机氮必须不断地通过微生物的矿化、硝化作用转化为无机氮供植物吸收利用(Chapin *et al.*, 2002)。然而, 土壤氮素作为植物生长发育所必需的大量元素极易通过淋溶作用损失, 进而进入水体污染生态环境(Vitousek *et al.*, 1997; Rabalais, 2002)。土壤氮素生物地球化学循环作为土壤物质循环的重要组成部分, 不仅影响土壤质量和生态系统生产力, 还会影响全球环境变化。因此, 研究土壤氮素主要循环过程(矿化和硝化作用)及其影响因素对了解生态系统生产力和全球环境变化具有重要的意义。

土壤氮素的矿化、硝化作用主要受土壤温度、土壤含水量和pH等环境因子(Binkley & Hart, 1989; Knoepp & Swank, 2002), 以及凋落物的输入和土壤微生物等生物因素(Templer *et al.*, 2005)的影响。土地利用类型的变化会引起生态系统环境因子和生物因素的改变, 进而影响土壤氮循环。目前国内外学者已经在不同的生态系统中对土壤氮循环开展了一些研究。例如, Usman等(2000)通过对中喜马拉雅地区两种常绿树种的研究发现, 土壤氮矿化速率受土壤含水量的影响, 并与土壤容重和土壤C:N负相关。Uri等(2008)通过对弃耕地上形成的白桦(*Betula platyphylla*)林和草地对比研究发现, 虽然白桦林有较高的土壤净氮矿化速率, 但由于白桦树有较强的植物吸收利用作用, 因而并不会导致更多的氮素流失。在我国傅民杰等(2009)通过对4种温带森林生态系统进行研究发现, 土壤氮素矿化速率与土壤温度和微生物生物量氮显著正相关。余冻等(2010)通过对几种不同耕作方式下土壤氮素矿化和硝化作

用研究发现, 矿化速率与土壤有机质显著正相关; 土壤pH是影响硝化作用的重要因素, 硝化速率与土壤pH显著正相关。孟盈等(2001)通过对西双版纳3种热带森林的氮素矿化速率进行对比研究发现, 3种林型间的矿化速率明显不同。但是目前我国在不同土地利用类型尤其是不同植被类型对土壤氮循环的影响方面研究得还比较少。

丹江口水库作为南水北调中线工程的水源区, 库区水质安全关系到南水北调中线工程的成败(Zhang *et al.*, 2009), 而库区的生态系统健康则直接关系到水库水质安全。人类活动导致库区生态环境脆弱、水土流失严重等问题。自从20世纪80年代, 库区开展了退耕还林、植树造林等生态系统恢复和重建工作, 在丹江口库区已经形成了人工林、灌木林地等不同的土地利用类型。一些研究报道了丹江口水库水质的时空分布格局(Li *et al.*, 2009)和库区湿地营养元素含量的特征(Liu *et al.*, 2010), 但是关于不同土地利用类型对土壤氮循环影响的研究报道甚少。为此, 本研究在丹江口水库清塘河流域选取了相邻的侧柏(*Platyclusus orientalis*)人工林、人工种植灌木林地和农田3种土地利用类型, 研究不同土地利用类型下土壤氮素矿化、硝化作用, 探讨不同土地利用类型对土壤氮循环的影响, 以为库区的生态恢复和重建工作提供科学依据。

1 研究地概况和研究方法

1.1 研究地概况

研究样地位于湖北省丹江口市习家店镇五龙池村(32°45' N、111°13' E), 该样地属于丹江口清塘河小流域示范区, 海拔325–385 m。清塘河流域在整个丹江口库区很具有代表性。流域气候属于北亚热带季风区的温暖半湿润气候, 冬暖夏凉, 四季分明, 雨热同季, 立体气候明显, 旱涝灾害严重; 多年平均气温15.6 °C, 8月平均气温31.9

℃; 1月平均气温3.1 ℃; 年降水量749.3 mm, 降水年内分配不均, 5–10月降水量占年降水量的80%, 且多以暴雨形式出现。无霜期248天。

样地中侧柏人工林主要为人工种植侧柏, 林龄为20–30年; 灌木林地物种丰富, 优势种为白刺花(*Sophora davidii*)和酸枣(*Ziziphus jujuba* var. *spinosa*); 农田主要种植油菜(*Brassica napus*)和花生(*Arachis hypogaea*)。样地地貌属汉江北岸丘陵山岗地, 坡地一般较陡, 土壤属黄棕壤, 土层较薄(朱明勇等, 2010)。试验期间气温为6.0–25.5 ℃, 平均气温15.9 ℃。侧柏人工林、灌木林地和农田3种土地利用类型的土壤温度在培养期间的波动范围分别为5.9–19.4 ℃、10.1–23.6 ℃和9.4–23.6 ℃。土壤基本理化性质见表1。

1.2 野外培养

分别在侧柏人工林、灌木林地和农田样地中选取3条15 m × 30 m的样带, 在每条样带内随机选取5个取样点, 每个土地利用类型取土样15个。农田在前一季度种植花生, 培养期间为休闲地。在2011年3月18日至4月26日, 采用PVC顶盖埋管法(Raison *et al.*, 1987)测定氮素的矿化、硝化以及氨化速率。每个取样点分别打入一对直径5 cm、长15 cm的PVC管。把PVC管垂直打入土中10 cm, 然后小心拔出。其中一根PVC管内土样装入封口袋带回实验室分析; 另一根PVC管顶部包上保鲜膜, 底部包上纱布, 埋回原位进行培养。培养结束后, 取出PVC管将土样装入封口袋带回实验室分析。

1.3 室内分析

新鲜土样带回实验室后, 先用镊子挑去根和石块。土壤含水量采用烘干法, 在105 ℃烘干至恒重测定。铵态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)都用新鲜土样测定, 其中, NH₄⁺-N用靛芬蓝比色法(刘光崧等, 1996)测定, NO₃⁻-N用酚二磺酸比色法(国家林业局, 1999)测定。土壤微生物生物量碳、氮用氯仿熏蒸-浸提法(吴金水等, 2006)测定。

剩余的土样风干过筛后测定总氮、有机碳和土壤pH。土壤总氮用N/C土壤分析仪(Flash EA 1112, Thermo Electron SPA, Milan, Italy)测定, 土壤总有机碳在土样进行酸处理后, 用N/C土壤分析仪测定。土壤pH采用玻璃电极法(土水比为1:2.5)测定。土壤容重采用环刀法测定。土壤温度用测温笔在6 cm深度测定。

1.4 计算方法

土壤氮素净矿化(NMR)、硝化(NR)以及氨化(AR)速率的计算公式如下:

$$NMR = \frac{(\text{NH}_4^+ - \text{N}_{i+1} + \text{NO}_3^- - \text{N}_{i+1} - \text{NH}_4^+ - \text{N}_i - \text{NO}_3^- - \text{N}_i) \times 30}{t_{i+1} - t_i} \quad (1)$$

$$NR = \frac{(\text{NO}_3^- - \text{N}_{i+1} - \text{NO}_3^- - \text{N}_i) \times 30}{t_{i+1} - t_i} \quad (2)$$

$$AR = \frac{(\text{NH}_4^+ - \text{N}_{i+1} - \text{NH}_4^+ - \text{N}_i) \times 30}{t_{i+1} - t_i} \quad (3)$$

其中, t_i 和 t_{i+1} 分别是培养的起始和结束时间,

表1 不同土地利用类型土壤(0–10 cm)的理化性质(平均值±标准误差, $n = 15$)

Table 1 Soil physical and chemical properties (0–10 cm) under different land use types (mean ± SE, $n = 15$)

理化性质 Physical and chemical properties	人工林 Afforestation	灌木林地 Shrubland	农田 Cropland
有机碳 Organic C (g·kg ⁻¹)	10.43 ± 1.41 ^a	8.70 ± 0.47 ^{ab}	4.07 ± 0.15 ^b
总氮 Total N (g·kg ⁻¹)	6.83 ± 0.78 ^a	7.53 ± 0.43 ^a	5.87 ± 0.43 ^a
C:N	15.21 ± 0.56 ^a	11.69 ± 1.22 ^b	7.03 ± 0.67 ^c
微生物生物量碳 Microbial biomass C (mg·kg ⁻¹)	290.84 ± 37.46 ^a	291.34 ± 37.64 ^a	135.02 ± 27.85 ^a
微生物生物量氮 Microbial biomass N (mg·kg ⁻¹)	48.41 ± 5.76 ^a	45.49 ± 5.77 ^a	18.84 ± 0.68 ^b
土壤含水量 Soil water content (%)	8.66 ± 0.95 ^b	11.99 ± 1.32 ^{ab}	13.84 ± 1.03 ^a
土壤温度 Soil temperature (°C)	15.2 ± 0.3 ^b	19.5 ± 0.8 ^a	19.0 ± 1.0 ^a
pH	7.57 ± 0.05 ^b	7.93 ± 0.07 ^a	8.04 ± 0.04 ^a
容重 Bulk density (g·cm ⁻³)	1.42 ± 0.06 ^a	1.56 ± 0.07 ^a	1.44 ± 0.02 ^a

同行内不同字母表示不同土地利用类型间差异显著($p < 0.05$)

Different letters in the same row indicate significant differences ($p < 0.05$) among different land use types.

NH_4^+-N_i 和 $\text{NH}_4^+-\text{N}_{i+1}$ 分别是土壤中培养前和培养后的 NH_4^+-N 浓度, NO_3^--N_i 和 $\text{NO}_3^--\text{N}_{i+1}$ 分别是土壤中培养前和培养后的 NO_3^--N 浓度。

土壤微生物生物量碳(C_M)和微生物生物量氮(N_M)的计算公式如下:

$$C_M = \frac{E_C}{k_{EC}} \quad (4)$$

$$N_M = \frac{E_N}{k_{EN}} \quad (5)$$

其中, E_C 和 E_N 分别为熏蒸和未熏蒸土样间碳、氮含量的差值。 k_{EC} 和 k_{EN} 为转换系数, 其中 k_{EC} 取值为0.45 (Beck *et al.*, 1997), k_{EN} 取值为0.54 (Brookes *et al.*, 1985)。

1.5 数据处理和分析

使用SPSS 19.0统计软件包对数据进行统计分析, 对所有数据进行了Shapiro-Wilk正态分布检验。培养前后无机氮的差异显著性采用配对 t 检验。不同土地利用类型间土壤理化特征及矿化、硝化速率差异显著性采用单因素方差分析, 多重比较采用邓肯检验法($p < 0.05$)。土壤理化性质与无机氮以及氮素矿化、硝化速率的关系采用Pearson相关分析。所有结果均表示为平均值 \pm 标准误差。

2 结果

2.1 不同土地利用类型下土壤的理化性质

由表1和表2可以看出, 不同土地利用类型间的土壤有机碳、土壤C:N、土壤微生物生物量氮、土壤含水量、土壤温度和土壤pH均有显著性差异。土壤有机碳浓度在不同土地利用类型中由高到低依次为: 侧柏人工林>灌木林地>农田。各样地间的土壤总氮差异不显著, 因而土壤C:N也是由侧柏人工林、灌木林地到农田依次降低。对于土壤含水量和土壤温度来说, 侧柏人工林显著低于灌木林地和农田。农田的土壤pH显著高于侧柏人工林和灌木林地, 土壤微生物生物量氮则显著低于侧柏人工林和灌木林地。

2.2 不同土地利用类型下土壤无机氮、氮素矿化、硝化及氨化速率

从图1可以看出, 不同土地类型土壤中 NH_4^+-N 的浓度没有显著性差异, 但无机氮和 NO_3^--N 浓度有显著性差异。农田中无机氮和 NO_3^--N 浓度最

表2 土地利用类型对土壤理化性质的影响

Table 2 Impact of land use type on soil physical and chemical properties

土壤理化性质 Soil physical and chemical properties	F	p
硝态氮 NO_3^--N ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	81.14	<0.001
铵态氮 NH_4^+-N ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1.16	0.376
无机氮 Inorganic N ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	96.38	<0.001
矿化速率 Mineralization rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30 \text{ d}^{-1}$)	3.97	0.09
硝化速率 Nitrification rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30 \text{ d}^{-1}$)	5.32	0.047
氨化速率 Ammonification rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30 \text{ d}^{-1}$)	6.13	0.035
有机碳 Organic C ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	14.61	0.005
总氮 Total N ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1.50	0.296
C:N	22.55	0.002
微生物生物量碳 Microbial biomass C ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	3.59	0.094
微生物生物量氮 Microbial biomass N ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	7.78	0.022
土壤含水量 Soil water content (%)	5.60	0.042
土壤温度 Soil temperature ($^{\circ}\text{C}$)	8.93	0.016
pH	18.97	0.03
容重 Bulk density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	1.94	0.224

硝态氮(NO_3^--N)和铵态氮(NH_4^+-N)浓度是培养前初始浓度。 Concentrations of NO_3^--N and NH_4^+-N are the initial ones before incubation.

高, 分别为 $10.62 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $9.00 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 灌木林地次之, 分别为 $5.18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $3.51 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 侧柏人工林中最低, 分别为 $2.61 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $1.29 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。不同土地利用类型土壤无机氮库中 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 的浓度比例也有所不同, 侧柏人工林中 NO_3^--N 和 NH_4^+-N 的浓度比接近于1, 灌木林地和农田中的 NO_3^--N 浓度显著高于 NH_4^+-N 浓度($p < 0.05$)。

从图2可以看出, 侧柏人工林、灌木林地和农田中的土壤净矿化速率依次增加, 分别为: $0.98 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30 \text{ d}^{-1}$; $2.52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30 \text{ d}^{-1}$ 和 $6.58 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30 \text{ d}^{-1}$ 。与土壤净矿化速率的变化趋势一致, 土壤硝化速率也由侧柏人工林($0.85 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30 \text{ d}^{-1}$)、灌木林地($2.56 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30 \text{ d}^{-1}$)到农田($7.13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30 \text{ d}^{-1}$)依次增加。在培养期内不同土地利用类型中土壤氨化速率明显低于土壤硝化速率, 并表现出与土壤硝化速率相反的增长趋势。土壤净矿化作用主要表现为土壤硝化作用, 两者显著正相关(表3)。不同土地利用类型间的土壤硝化速率有显著性差异。侧柏人工林中土壤硝化速率解释了87%的土壤净矿化速率。在灌木林地和农田中, 土壤硝化速率甚至高于土壤净矿化速率(图2)。

表3 土壤氮素净矿化、硝化以及氨化速率与土壤理化性质间的Pearson相关关系(*r*)Table 3 Pearson correlation coefficients (*r*) among soil nitrogen net mineralization rate, nitrification rate, ammonification rate and soil physical and chemical properties

	净矿化速率 Net mineralization rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30\text{ d}^{-1}$)	硝化速率 Nitrification rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30\text{ d}^{-1}$)	氨化速率 Ammonification rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30\text{ d}^{-1}$)
硝态氮 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0.819**	0.869**	-0.784*
铵态氮 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0.181	0.201	-0.249
无机氮 Inorganic N ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0.813**	0.864**	-0.785*
有机碳 Organic C ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	-0.749*	-0.787*	0.653
总氮 Total N ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	-0.200	-0.243	0.493
C:N	-0.828**	-0.863**	0.644
微生物生物量碳 Microbial biomass C ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	-0.743*	-0.774*	0.580
微生物生物量氮 Microbial biomass N ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	-0.689*	-0.738*	0.732*
土壤含水量 Soil water content (%)	0.682*	0.694*	-0.373
土壤温度 Soil temperature ($^{\circ}\text{C}$)	0.287	0.316	-0.382
pH	0.619	0.651	-0.534
容重 Bulk density ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	0.069	0.039	0.265
氨化速率 Ammonification rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30\text{ d}^{-1}$)	-0.337	-0.429	
硝化速率 Nitrification rate ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot 30\text{ d}^{-1}$)	0.995**		

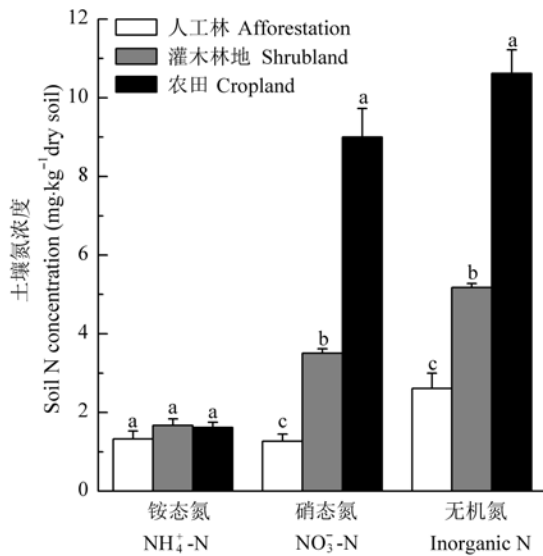
*, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$.图1 不同土地利用类型下土壤 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和无机氮浓度(平均值 \pm 标准误差, $n = 15$)。同一指标下不同字母表示不同土地利用类型间差异显著($p < 0.05$)。

Fig. 1 Concentrations of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ and inorganic nitrogen under different land use types (mean \pm SE, $n = 15$). Different letters under the same index indicate significant differences ($p < 0.05$) among the different land use types.

2.3 土壤氮素动态变化的影响因子

由表3可知, 土壤净矿化速率分别与土壤有机碳含量、土壤C:N、土壤微生物生物量碳和氮

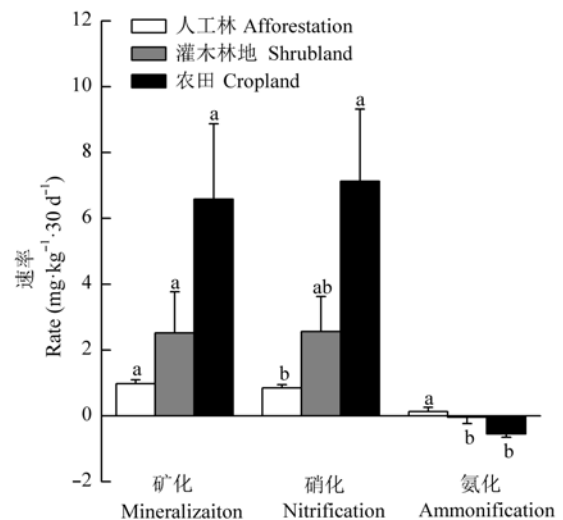
图2 不同土地利用类型下土壤氮素净矿化、硝化和氨化速率(平均值 \pm 标准误差, $n = 15$)。同一指标下不同字母表示不同土地利用类型间差异显著($p < 0.05$)。

Fig. 2 Soil net nitrogen mineralization, nitrification and ammonification rate under different land use types (mean \pm SE, $n = 15$). Different letters under the same index indicate the significant differences ($p < 0.05$) among the different land use types.

显著负相关, 而与土壤无机氮浓度和土壤含水量显著正相关。土壤硝化速率与土壤有机碳含量、土壤C:N、土壤微生物生物量碳和氮显著负相关,

而与土壤 NO_3^- -N浓度和土壤含水量显著正相关。土壤氮化速率与土壤 NO_3^- -N和无机氮浓度显著负相关, 与土壤微生物生物量氮显著正相关。

3 讨论

3.1 不同土地利用类型对土壤无机氮的影响

土地利用类型的变化改变了植被类型、凋落物的输入, 进而影响土壤氮的含量(Quideau *et al.*, 2001; 孙志高等, 2008; 张敏和邹晓明, 2009)。我们研究发现, 土壤无机氮浓度由农田、灌木林地到侧柏人工林逐渐升高, 无机氮浓度的增加主要表现为 NO_3^- -N浓度的增加, NH_4^+ -N浓度在不同土地利用类型间无显著性差异(图1)。其中, 在农田和灌木林地土壤中 NO_3^- -N浓度分别是 NH_4^+ -N浓度的5.6倍和2.1倍, 因而 NO_3^- -N是这两种土地利用类型中无机氮库的主要存在形式。我们的结果和以前的研究结果一致。Wei等(2011)在黄土高原研究发现, NO_3^- -N是灌木林地中无机氮库的主要存在形式。Zhang等(2008)在内蒙古草原研究发现 NO_3^- -N是农田无机氮库的主要存在形式。但是在侧柏人工林中, NO_3^- -N浓度比例却大幅降低, 和 NH_4^+ -N浓度基本相同。这可能是由于带负电荷的 NO_3^- -N较之于带正电荷的 NH_4^+ -N更容易通过淋溶作用从生态系统中淋失, 森林生态系统通过提高 NH_4^+ -N的浓度比例来保持土壤中的氮。以前的研究表明土壤有效N库的浓度随着土壤C:N的降低而增加(Usman *et al.*, 2000), 本研究结果支持这一观点, 3种土地利用类型中, 农田的土壤C:N最低, 但是土壤无机氮库和 NO_3^- -N浓度却最高, 侧柏人工林的土壤C:N最高, 但是土壤无机氮库和 NO_3^- -N浓度却最低(表1; 图1), 这进一步阐明了土壤无机氮库以及 NO_3^- -N浓度和土壤C:N呈显著负相关关系($p < 0.05$)。

3.2 土壤中主要氮循环过程的主要影响因素

土壤含水量和土壤温度对氮素的矿化和硝化速率有着强烈的控制作用(Sierra, 1997; Dalias *et al.*, 2002; Knoepp & Swank, 2002; Mikan *et al.*, 2002)。研究发现, 土壤氮素矿化和硝化速率在一定的范围内随着土壤含水量和土壤温度的升高而升高(王常慧等, 2004; Wang *et al.*, 2006; Bregliani *et al.*, 2010; Guntiñas *et al.*, 2011)。在野外培养期间, 试验地几乎没有降雨, 3种土地利用类型的土

壤含水量均低于15% (表1), 土壤微生物的生长活动受到抑制。与我们预期的结果一样, 土壤矿化速率和硝化速率均与土壤含水量显著正相关(表3)。虽然土壤温度与土壤矿化速率和硝化速率的相关性不显著($p > 0.05$), 但是由于培养期间土壤温度处于5–35 °C的适宜温度范围内(周才平和欧阳华, 2001), 因而土壤矿化速率和硝化速率随着土壤温度的升高仍然有一定的增长趋势。上述研究结果表明, 培养期间土壤矿化和硝化作用受土壤温度和土壤含水量的控制, 并且对土壤含水量更为敏感。Knoepp和Swank (2002)通过室内实验同样发现: 当土壤温度处于适宜范围内时, 土壤氮素矿化作用主要受土壤含水量的控制。

土壤氮素的矿化和硝化作用是一个微生物参与调控的过程, 土壤微生物在土壤氮素循环过程中起着重要的作用, 土壤微生物生物量是土壤氮素矿化的一个重要氮源, 是土壤有效态氮的重要组成部分, 在土壤氮素矿化和硝化方面占有重要的地位。不同土地利用类型间土壤微生物生物量碳并无显著性差异, 但是微生物生物量N则存在显著性差异。通过分析发现, 土壤微生物生物量碳和氮均与土壤氮素净矿化和硝化速率存在显著的负相关关系(表3)。另外研究表明, 低的pH值会抑制硝化细菌的作用, 使硝化细菌数量减少进而使硝化速率降低。土壤硝化速率在pH低于6.0后显著下降, 在低于5.0后则是微不足道的(Ste-Marie & Paré, 1999; de Boer & Kowalchuk, 2001), 高的pH值有助于土壤中氮素的矿化和硝化。我们的研究表明, 3种土地利用类型的pH值均高于7.5, 且农田中的pH值最高(表1), 相应的农田中氮素矿化和硝化速率也最高(图2), 这进一步验证了高的pH会促进土壤的硝化作用。

土壤的养分状况关系到植物的生长和土壤微生物的活动等, 因此土壤有机碳、土壤C:N和土壤总氮等也是影响土壤矿化和硝化作用的重要因素。我们的研究结果显示, 农田中的土壤C:N最低, 但是土壤矿化和硝化速率最高, 侧柏人工林中的土壤C:N最高, 但是土壤矿化和硝化速率最低, 土壤C:N与土壤矿化和硝化速率显著负相关(表3)。先前的研究同样发现土壤C:N和土壤矿化和硝化作用显著负相关, 低的土壤C:N预示着高的土壤矿化和硝化速率(Adams & Attiwill, 1986;

Knoepp & Swank, 1998; Usman *et al.*, 2000)。然而 Booth 等(2005)通过综合分析大量文献数据发现, 土壤矿化和硝化速率与土壤总氮显著正相关。我们的研究表明土壤矿化和硝化速率与土壤总氮之间并无显著性相关关系, 这可能主要是因为不同土地利用类型间的土壤总氮并无显著性差异(表1)。

3.3 不同土地利用类型对土壤中主要氮循环过程的影响

不同土地利用类型间的土壤有机碳、C:N、土壤温度、土壤含水量以及容重等土壤理化性质(Adams & Attiwill, 1986; Sierra, 1997; Dalias *et al.*, 2002; Grenon *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2006; Yan *et al.*, 2008)和土壤微生物组成与活性会有较大的差异, 导致它们从土壤中吸收养分的能力也不尽相同(Verchot *et al.*, 2001; Ross *et al.*, 2004)。因此不同土地利用类型下的土壤矿化和硝化作用也有较大的差异(Knoepp & Swank, 1998; Lovett *et al.*, 2004; Uri *et al.*, 2008)。我们的结果表明: 土壤温度、土壤含水量以及土壤C:N等土壤理化性质明显受土地利用类型的影响(表2)。因而矿化和硝化作用的不同主要是由于土地利用类型的变化所引起的。我们的研究表明土地利用类型对土壤氮素硝化作用有显著性影响。农田和其他两种土地利用类型间土壤硝化速率的不同主要反映了施肥等人类活动增加了农田中无机氮的输入, 改变了土壤基质和微环境, 同时耕作等活动也改变了土壤的pH, 从而使硝化作用产生差异。灌木林地和侧柏人工林间土壤硝化速率的不同则主要是由于两种土地利用类型间的植被群落的组成有较大的差异。然而, 不同土地利用类型间的土壤氮素净矿化速率没有显著性差异, 可能有以下原因: 影响土壤氮素矿化作用的重要因子土壤容重、土壤总氮以及土壤 NH_4^+ -N浓度在不同土地利用类型间没有显著性差异, 这在一定程度上会减弱土地利用类型对土壤矿化作用的影响。其次, 土壤硝化作用和土壤氨化作用都受土地利用类型的影响, 但是在本研究中氨化速率在不同土地利用类型间随着硝化速率的升高而降低, 并且农田和灌木林地中氨化速率均为负值(图2), 表明氨化作用产生的 NH_4^+ -N被植物和微生物吸收利用或者被硝化细菌硝化为 NO_3^- -N。在计算土壤矿化速

率时土壤氨化速率会和土壤硝化速率相互抵消, 进而导致不同土地利用类型间的土壤净矿化作用的差异不显著。

致谢 国家自然科学基金(1131070417)和“十一五”国家科技支撑(攻关)计划课题(132009BAD-C6B00123)资助。感谢叶琛、张克荣、张玉龙、周良俊、张琴在室内实验和数据分析工作中给予的帮助。

参考文献

- Adams MA, Attiwill PM (1986). Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of southeastern Australia II. Indexes of nitrogen mineralization. *Plant and Soil*, 92, 341–362.
- Beck T, Joergensen RG, Kandeler E, Makeschin F, Nuss E, Oberholzer HR, Scheu S (1997). An inter-laboratory comparison of ten different ways of measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*, 29, 1023–1032.
- Binkley D, Hart SC (1989). The components of nitrogen availability assessments in forest soils. *Advances in Soil Science*, 10, 57–112.
- Booth MS, Stark JM, Rastetter E (2005). Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. *Ecological Monographs*, 75, 139–157.
- Bregliani MM, Ros GH, Temminghoff EJM, van Riemsdijk WH (2010). Nitrogen mineralization in soils related to initial extractable organic nitrogen: effect of temperature and time. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 41, 1383–1398.
- Brookes PC, Landman A, Pruden G, Jenkinson DS (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 17, 837–842.
- Chapin FS III, Matson PA, Mooney HA (2002). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag, New York.
- Dalias P, Anderson JM, Bottner P, Coûteaux MM (2002). Temperature responses of net nitrogen mineralization and nitrification in conifer forest soils incubated under standard laboratory conditions. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 691–701.
- de Boer W, Kowalchuk GA (2001). Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 33, 853–866.
- Elsner JJ, Bracken MES, Cleland EE, Gruner DS, Harpole WS, Hillebrand H, Ngai JT, Seabloom EW, Shurin JB, Smith JE (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in

- freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10, 1135–1142.
- Fu MJ (傅民杰), Wang CK (王传宽), Wang Y (王颖), Liu S (刘实) (2009). Temporal and spatial patterns of soil nitrogen mineralization and nitrification in four temperate forests. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 29, 3747–3758. (in Chinese with English abstract)
- Grenon F, Bradley RL, Titus BD (2004). Temperature sensitivity of mineral N transformation rates, and heterotrophic nitrification: possible factors controlling the post-disturbance mineral N flush in forest floors. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, 1465–1474.
- Guntiñas M, Leirós MC, Trasar-Cepeda C, Gil-Sotres F (2011). Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: a laboratory study. *European Journal of Soil Biology*, 48, 73–80.
- Knoepp JD, Swank WT (1998). Rates of nitrogen mineralization across an elevation and vegetation gradient in the southern Appalachians. *Plant and Soil*, 204, 235–241.
- Knoepp JD, Swank WT (2002). Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils*, 36, 177–182.
- Li SY, Cheng XL, Xu ZF, Han HY, Zhang QF (2009). Spatial and temporal patterns of the water quality in the Danjiangkou Reservoir, China. *Hydrological Sciences Journal*, 54, 124–134.
- Liu GS (刘光崧), Jiang NH (蒋能慧), Zhang LD (张连弟), Liu ZL (刘兆礼) (1996). *Soil Physical and Chemical Analysis and Description of Soil Profile* (土壤理化分析与剖面描述). Standards Press of China, Beijing. 34–35. (in Chinese)
- Liu WZ, Liu GH, Li SY, Zhang QF (2010). Phosphorus sorption and desorption characteristics of wetland soils from a subtropical reservoir. *Marine and Freshwater Research*, 61, 507–512.
- Lovett GM, Weathers KC, Arthur MA, Schultz JC (2004). Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: do species matter? *Biogeochemistry*, 67, 289–308.
- Meng Y (孟盈), Xue JY (薛敬意), Sha LQ (沙丽清), Tang JW (唐建维) (2001). Variations of soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and N mineralization under different forests in Xishuangbanna, southwest China. *Acta Phytoecologica Sinica* (植物生态学报), 25, 99–104. (in Chinese with English abstract)
- Mikan CJ, Schimel JP, Doyle AP (2002). Temperature controls of microbial respiration in arctic tundra soils above and below freezing. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 1785–1795.
- Quideau SA, Chadwick OA, Benesi A, Graham RC, Anderson MA (2001). A direct link between forest vegetation type and soil organic matter composition. *Geoderma*, 104, 41–60.
- Rabalais NN (2002). Nitrogen in aquatic ecosystems. *AMBIO*, 31, 102–112.
- Raison RJ, Connell MJ, Khanna PK (1987). Methodology for studying fluxes of soil mineral-N *in-situ*. *Soil Biology & Biochemistry*, 19, 521–530.
- Ross DS, Lawrence GB, Fredriksen G (2004). Mineralization and nitrification patterns at eight northeastern USA forested research sites. *Forest Ecology and Management*, 188, 317–335.
- Sierra J (1997). Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores. *Soil Biology & Biochemistry*, 29, 1557–1563.
- State Forestry Administration (国家林业局) (1999). LY/T1230-1999 *Forestry Industry Standards of the People's Republic of China* (中华人民共和国林业行业标准). Standards Press of China, Beijing. 81–83. (in Chinese)
- Ste-Marie C, Paré D (1999). Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands. *Soil Biology & Biochemistry*, 31, 1579–1589.
- Sun ZG (孙志高), Liu JS (刘景双), Li XH (李新华) (2008). Changes of nitrogen storage in soil under different land uses in the Sanjiang Plain. *System Sciences and Comprehensive Studies in Agriculture* (农业系统科学与综合研究), 24, 270–274. (in Chinese with English abstract)
- Templer PH, Groffman PM, Flecker AS, Power AG (2005). Land use change and soil nutrient transformations in the Los Haitises region of the Dominican Republic. *Soil Biology & Biochemistry*, 37, 215–225.
- Uri V, Löhmus K, Kund M, Tullus H (2008). The effect of land use type on net nitrogen mineralization on abandoned agricultural land: silver birch stand *versus* grassland. *Forest Ecology and Management*, 255, 226–233.
- Usman S, Singh SP, Rawat YS (2000). Nitrification mineralisation and inorganic-N uptake in evergreen forests of the central Himalayas. *European Journal of Soil Biology*, 36, 65–71.
- Verchot LV, Holmes Z, Mulon L, Groffman PM, Lovett GM (2001). Gross vs net rates of N mineralization and nitrification as indicators of functional differences between forest types. *Soil Biology & Biochemistry*, 33, 1889–1901.
- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman DG (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7, 737–750.
- Vitousek PM, Howarth RW (1991). Nitrogen limitation on

- land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry*, 13, 87–115.
- Wang CH, Wan SQ, Xing XR, Zhang L, Han XG (2006). Temperature and soil moisture interactively affected soil net N mineralization in temperate grassland in Northern China. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 1101–1110.
- Wang CH (王常慧), Xing XR (邢雪荣), Han XG (韩兴国) (2004). The effects of temperature and moisture on the soil net nitrogen mineralization in an *Aneulolepidium chinensis* grassland, Inner Mongolia, China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 24, 2472–2476. (in Chinese with English abstract)
- Wei XR, Shao MG, Fu XL, Ågren GI, Yin XQ (2011). The effects of land use on soil N mineralization during the growing season on the northern Loess Plateau of China. *Geoderma*, 160, 590–598.
- Wu JS (吴金水), Lin QM (林启美), Huang QY (黄巧云), Xiao HA (肖和艾) (2006). *Soil Microbial Biomass- Methods and Applications* (土壤微生物生物量测定方法及其应用). China Meteorological Press, Beijing. (in Chinese)
- Yan ER, Wang XH, Huang JJ, Li GY, Zhou W (2008). Decline of soil nitrogen mineralization and nitrification during forest conversion of evergreen broad-leaved forest to plantations in the subtropical area of Eastern China. *Biogeochemistry*, 89, 239–251.
- Yu L (余添), Gao M (高明), Ci E (慈恩), Wang ZF (王子芳), Wei CF (魏朝富), Xu C (徐畅) (2010). Study on the characteristics of mineralization and nitrification in different cultivation modes. *Ecology and Environmental Sciences* (生态环境学报), 19, 733–738. (in Chinese with English abstract)
- Zhang M (张敏), Zou XM (邹晓明) (2009). Comparison of soil C and N in rubber plantation and seasonal rain forest. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 20, 1013–1019. (in Chinese with English abstract)
- Zhang QF, Xu ZF, Shen ZH, Li SY, Wang SS (2009). The Han River watershed management initiative for the South-to-North Water Transfer project (Middle Route) of China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 148, 369–377.
- Zhang XL, Wang QB, Li LH, Han XG (2008). Seasonal variations in nitrogen mineralization under three land use types in a grassland landscape. *Acta Oecologica*, 34, 322–330.
- Zhou CP (周才平), Ouyang H (欧阳华) (2001). Temperature and moisture effects on soil nitrogen mineralization in deciduous broad-leaved forest. *Acta Phytoecologica Sinica* (植物生态学报), 25, 204–209. (in Chinese with English abstract)
- Zhu MM (朱明勇), Tan SD (谭淑端), Gu S (顾胜), Zhang QF (张全发) (2010). Characteristics of soil erodibility in the Danjiangkou Reservoir region, Hubei Province. *Chinese Journal of Soil Science* (土壤通报), 41, 434–436. (in Chinese with English abstract)

特邀编委: 李志安 责任编辑: 王 葳