

干旱地区棉田连作对土壤氮素含量及氮转化速率的影响

何学敏^{1,2,3}, 吕光辉^{1,2,3}, 秦璐⁴, 李岩^{1,2,3}, 刘晓星⁵

(1. 新疆大学干旱生态环境研究所, 新疆 乌鲁木齐 830046; 2. 新疆大学生态学博士后科研流动站, 新疆 乌鲁木齐 830046;
3. 新疆绿洲生态教育部重点实验室, 新疆 乌鲁木齐 830046; 4. 新疆环境保护科学研究院, 新疆 乌鲁木齐 830011;
5. 伊犁州环境监察支队, 新疆 伊宁 835000)

摘 要:为研究干旱地区棉田不同连作年限对土壤氮素含量和氮转化速率的影响,选取新疆艾比湖流域内精河县托托乡和农五师 91 团 0、1、5、10、20 a 和 30 a 棉田为研究对象,以棉田连作下土壤理化性质变化为基础,结合土壤氮素含量和氮转化速率,定量研究了连作棉田土壤氮转化速率变化规律及生态驱动因素。结果表明:(1)旱区连作棉田土壤硝态氮为无机氮主要组成,不同连作年限中土壤硝化作用均能将铵态氮转化为硝态氮,年限间差异不显著且硝态氮总量普遍偏低(平均为 $5.56\pm0.28\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$);土壤碱解氮含量均显著低于未开垦土壤,仅为对照样地的 16.37%~28.40%($P<0.05$),土壤铵态氮和亚硝态氮含量随着连作年限的增加逐渐达到动态平衡。(2)连作初期会降低土壤硝化和反硝化速率,连作 10 a 旱区棉田土壤硝化率和反硝化率均降到最低(分别为 $23.62\pm1.45\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 和 $5.673\pm4.632\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$),至连作后期显著增加。(3)土壤 pH 值对土壤硝化速率和反硝化速率的影响最大(总效应分别为 0.5310 和 0.6516),土壤硝化率和反硝化率分别在土壤 pH 值达到阈值范围(8.37 和 8.01)时达到最大值($91.333\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)和最小值($19.271\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$);土壤水分是影响反硝化作用的第二重要因子。

关键词:连作棉田;氮素形态;氮转化速率;土壤 pH 值;土壤水分;干旱地区

中图分类号:S158.3;S562 **文献标志码:**A

Effect of continuous cotton cropping on soil nitrogen content and its transformation rate in arid area

HE Xue-min^{1, 2, 3}, LV Guang-hui^{1, 2, 3}, QIN Lu⁴, LI Yan^{1, 2, 3}, LIU Xiao-xing⁵

(1. *Institute of Arid Ecology and Environment, Xinjiang University, Urumqi, Xinjiang 830046, China;*
2. *Post-Doctoral Research Center for Ecology, Xinjiang University, Urumqi, Xinjiang 830046, China;*
3. *Xinjiang Key Laboratory of Oasis Ecology, Urumqi, Xinjiang 830046, China;*
4. *Xinjiang Academy of Environmental Protection Science, Urumqi, Xinjiang 830011, China;*
5. *Yili State Environmental Monitoring Detachment, Yining, Xinjiang 835000, China*)

Abstract: Continuous cotton cropping has certain negative effects on soil nutrients status, especially nitrogen (N) content and its transformation rate. Investigating the differences and their influence factors of soil N and N transformation rates in different continuous cropping years in arid area, which could provide a theoretical basis for the sustainable development of farmland in arid area. Soil samples from 0~20 cm layers were collected from uncultivated land (0 year, as a control) and five continuous cropping cotton fields at different cultivation times of 1, 5, 10, 20, and 30 years, respectively. Based on the changes of soil physical and chemical properties in the continuous cotton cropping field, combined with soil N contents and N transformation rates, we studied the change of N conversion rate and ecological driving factors in the continuous cotton cropping field. The results showed that: (1) Soil nitrate N was the main component of inorganic N in the continuous cotton cropping field in arid area. There was no significant difference among years and total nitrate N was generally low with an average of $5.56\pm0.28\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Soil available N content in the soil was significantly lower than in uncultivated soil, which were only 16.37% ~ 28.40% of the control ($P < 0.05$). Soil ammonium N and nitrite N reached balance with years of continuous cropping; (2) The early stage of continuous cropping had significantly lower soil nitrification and denitrification rates that reached the lowest at 10 years ($23.62 \pm 1.45 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ and $5.673 \pm 4.632 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, respectively). Then, it increased with increasing time, especially, in the later time; (3) Soil pH had the most influence on soil nitrification and denitrification rates (The total effects were 0.5310 and 0.6516, respectively). The thresholds of soil pH values for the soil nitrification and denitrification were 8.37 and 8.01, at which the soil nitrification and denitrification rates were at the maximum of $91.333 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ and the minimum rate of $19.271 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, respectively. Soil moisture was the second important factor affecting denitrification.

Keywords: cotton field for continuous cropping; nitrogen forms; nitrogen transformation rate; soil pH; soil moisture; arid area

土壤氮素作为农业生产的主要限制因素,在土壤养分贫瘠的干旱地区对作物影响尤为强烈^[1]。农田土壤氮素主要来源于化肥的施用,且主要通过氨挥发、硝态氮淋溶、反硝化脱氮以及铵的固定等形式损失,这些过程均与农田管理方式和土壤氮素形态密切相关^[2-4]。农田管理方式直接影响了土壤物理性状和微生物活性,进而改变土壤氮素的生物地球化学过程和转化速率,影响土壤氮素的保持与供应,从而对农田生态系统的结构、组成和功能产生影响^[5-6]。目前,由现代农业活动引起的农田土壤氮源固持与释放及其驱动机制已成为现代农业领域研究的热点问题。

旱区棉田是受人类强烈干扰下的密集型农田代表之一,尤以新疆突出,其作为我国最大的优质商品棉生产基地,棉花种植面积占新疆总耕地面积的40%,连作现象非常普遍^[7]。国内外研究发现,长期连作可导致棉区土壤质量退化,土壤营养成分失调,农田生态平衡遭到破坏,棉花品质下降^[8],连作达到一定年限后土壤氮素呈降低趋势^[9-10],长期连作会造成连作障碍,显著降低土壤氮素和作物产量^[11]。但也有研究指出,作物连作和自然恢复可导致土壤氮的重新分配,改变土壤氮的赋存特征^[12],连作可使土壤碱解氮、硝态氮和铵态氮明显增加,硝化细菌、氨化细菌数量以及土壤硝化强度显著降低^[13-14]。现有研究针对旱区棉田长期连作下土壤氮素和氮转化速率的研究结果仍存争议,导致土壤氮素含量和氮转化速率差异的生态驱动因素尚不确定,因此,亟需开展旱区棉田连作土壤氮素含量和氮转化速率及其生态驱动因素研究。

本研究以新疆艾比湖流域内不同连作年限典型旱作棉田为研究对象,通过测定土壤理化性质和氮素指标,探究棉田连作年限对土壤氮素含量及硝化和反硝化速率的影响,旨在科学回答以下问题:

(1)连作对干旱区棉田土壤氮素含量及土壤硝化速率和反硝化速率的影响如何?(2)干旱区连作棉田土壤硝化和反硝化速率变化的生态驱动因素有哪些?通过科学解答上述问题,不仅有助于深入理解连作对干旱区棉田土壤氮素的影响,同时对干旱地区农田可持续利用具有理论和现实意义。

1 研究区概况

研究区位于新疆维吾尔自治区博尔塔拉蒙古自治州精河县东部婆罗科努尔北麓洪积、冲积扇上,地理坐标为 $83^{\circ}54'37'' \sim 83^{\circ}39'41''\text{E}$, $44^{\circ}28'01'' \sim 44^{\circ}35'37''\text{N}$,东邻乌苏市,北邻托里县,西接茫丁乡,西北临艾比湖,流域面积 $1\,864 \text{ km}^2$ 。研究区气候极端干燥,多年平均降水量低于 100 mm ,蒸发量超过 $1\,600 \text{ mm}$,年日照时数约 $2\,800 \text{ h}$,冬季寒冷,夏季炎热,属典型温带干旱大陆性气候。辖区精河县托托乡和农五师91团均以农业为支柱产业,农田来源于荒漠戈壁开垦,主栽农作物为棉花、玉米以及油葵等。

2 研究方法

2.1 样点选取与样品采集

在研究区内选取同一海拔高度、地理位置相近且连作年限分别为1、5、10、20 a和30 a的棉田(均来源于荒漠开垦)作为研究样地,将毗邻棉田的荒漠生态系统(以芦苇和花花柴为优势种)设为对照样地(0 a),同时对各年限棉田周边土壤进行背景值调查,用以确定不同年限棉田的初始土壤条件。由表1可以看出,不同年限棉田土壤各指标均无显著差异且变幅较小,表明不同年限棉田具有基本相同的初始土壤条件。研究样地内灌溉和施肥由当地农业部门统筹管理,灌溉方式为漫灌,灌溉周期为6~8月每8 d一次,棉田施肥主要为尿素、磷酸二铵、硫酸钾等,按照 $\text{N} : \text{P} : \text{K} = 1 : 0.4 : 0.2$ 的比例配置

肥料,全年氮肥施用量为 100~125 kg·hm⁻²。

选取每一连作年限棉田样地各 3 块,以消除同一连作年限样地内的差异,在每一连作年限样地随机选取 5 个样点,每一样点均采用“三点混合法”并分层(0~15、15~30、30~50 cm)采集土样,去除表层枯落物,称重(以备测含水量)并编号封装待测。在每一样点利用专用环刀同步分层采集原状土,放入便携式冰箱于 4℃ 保存,用以测定土壤硝化速率和反硝化速率。

2.2 土壤指标测定

利用土壤氮循环监测系统 (BaPS, UMS Inc., GER) 测定土壤硝化速率和反硝化速率 (25℃, 5 hPa)^[15]; 采用酚二磺酸比色法测定土壤硝态氮; 利用可见分光光度法测定土壤亚硝态氮; 使用 KCl 浸提-靛酚蓝比色法测定铵态氮; 采用碱解扩散法测定碱解氮。土壤含水量利用烘干称重法测定; 土壤有机质采用重铬酸钾容量法测定 (GB7857-87); 土壤 pH 值与电导率采用水浸-电位法测定 (GB7859-87); 土壤容重使用环刀称重法测定; 土壤孔隙度利用相对密度和容重计算得出^[16]。

2.3 数据处理

使用 Microsoft Excel 2013 进行数据预处理, 利用 SAS 8.0 进行数据多元回归分析, 同时利用 one-way ANOVA 模块进行方差分析; 采用 Fisher LSD 法

进行多重比较; 利用 Origin 9.0 进行绘图。数据处理显著水平均为 α=0.05。

3 结果与分析

3.1 不同连作年限棉田土壤理化性质分析

研究所选取的不同连作年限棉田均来自于同一背景下的荒漠生态系统开垦, 与对照 (0 a) 样地具有相似的土壤初始特征。干旱地区棉田随着连作年限的增加, 其电导率、含水量、pH 值以及容重等均发生改变。表 2 为不同连作年限棉田分层土壤理化性质测定结果的平均值。

由表 2 可看出, 干旱地区不同连作年限棉田其土壤电导率、含水量、容重、孔隙度、有机质与对照样地相比均表现出显著性差异, 其中, 土壤电导率、含水量、土壤孔隙度、有机质均小于对照样地, 而棉田土壤容重均高于 1.30 g·cm⁻³, 对照样地为 1.00±0.05 g·cm⁻³, 土壤 pH 值与全磷则无明显规律性, 二者在对照样地中分别为 7.97±0.11 g·kg⁻¹ 和 4.05±0.14 g·kg⁻¹, 接近于连作棉田的平均水平。对照样地土壤较为疏松, 容重较小, 而将荒漠开垦为农田时去除上层盐碱和疏松土层, 导致种植 1 a 时土壤电导率下降而容重增加 (孔隙度降低), 同时, 荒漠盐生植物凋落物腐殖层的去除是导致开垦初期土壤有机质迅速减小的主要原因。

表 1 不同连作年限棉田初始土壤背景值

Table 1 Initial soil background values in continuous cotton cropping field in different years							
连作年限/a Year of continuous cropping	电导率 <i>Ec</i> /(ms·cm ⁻¹)	含水量 Soil moisture /%	pH 值 pH value	土壤容重 Soil bulk density /(g·cm ⁻³)	土壤孔隙度 Soil porosity /%	土壤有机质 Soil organic matter /(g·kg ⁻¹)	全磷 Total phosphorus /(g·kg ⁻¹)
0(CK)	9.94±3.13a	21.24±1.24a	7.97±0.11a	1.00±0.05a	62.45±1.84a	27.21±3.63a	4.05±0.14a
1	9.81±2.75a	19.41±0.04a	7.63±0.07a	1.04±0.05a	64.87±1.94a	23.98±2.48a	4.43±0.10a
5	8.78±2.59a	18.73±0.09a	7.56±0.02a	1.03±0.07a	62.92±3.91a	29.55±8.20a	4.38±0.44a
10	8.81±2.49a	19.01±0.34a	8.07±0.09a	1.12±0.02a	57.61±0.90a	20.07±2.16a	3.95±0.54a
20	8.88±2.69a	20.48±1.00a	8.08±0.15a	1.06±0.07a	60.00±2.76a	20.64±4.09a	3.93±0.53a
30	9.20±3.00a	18.35±0.32a	8.16±0.05a	1.11±0.02a	58.00±0.83a	24.46±1.18a	3.86±0.50a

注: 同一列不同小写字母表示不同连作年限间具有显著性差异。下同。
Note: The different lowercase letters in the same column denote the significant differences among years. The same below.

表 2 不同连作年限棉田土壤理化性质

Table 2 Soil physical and chemical properties in continuous cotton cropping field in different years							
连作年限/a Year of continuous cropping	电导率 <i>Ec</i> /(ms·cm ⁻¹)	含水量 Soil moisture /%	pH 值 pH value	土壤容重 Soil bulk density /(g·cm ⁻³)	土壤孔隙度 Soil porosity /%	土壤有机质 Soil organic matter /(g·kg ⁻¹)	全磷 Total phosphorus /(g·kg ⁻¹)
0(CK)	9.94±3.13a	21.24±1.24a	7.97±0.11bc	1.00±0.05b	62.45±1.84a	27.21±3.63a	4.05±0.14b
1	1.51±0.05b	14.38±0.41ab	7.91±0.01c	1.54±0.02a	41.93±0.60b	2.78±0.24b	4.04±0.15b
5	3.48±0.89b	14.47±1.00ab	8.24±0.15abc	1.54±0.05a	42.02±1.76b	7.25±0.49b	6.14±0.38a
10	1.49±0.06b	9.40±0.96b	7.94±0.02c	1.34±0.05a	49.48±1.95b	7.42±1.55b	5.94±0.03a
20	0.06±0.01b	7.04±1.58b	8.55±0.04a	1.45±0.01a	45.22±0.51b	4.96±0.78b	3.61±0.25b
30	0.07±0.01b	7.09±3.17b	8.36±0.02ab	1.46±0.06a	45.02±2.27b	2.90±0.63b	4.13±0.33b

随着棉田连作年限的增加,土壤电导率、含水量、有机质和全磷含量总体变化趋势无明显规律,其中,电导率、含水量以及全磷在连作 20 a 时达到最小值,分别为 $0.06\pm0.01\text{ ms}\cdot\text{cm}^{-1}$ 、 $7.04\%\pm1.58\%$ 和 $3.61\pm0.25\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,在连作 5 a 时达到最大值,分别为 $3.48\pm0.89\text{ ms}\cdot\text{cm}^{-1}$ 、 $14.47\%\pm1.00\%$ 和 $6.14\pm0.38\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。土壤容重和孔隙度无显著变化,土壤容重在连作 10 a 达到最小值,为 $1.34\pm0.05\text{ g}\cdot\text{cm}^{-1}$,而土壤孔隙度则在连作 10 a 达到最大,为 $49.48\%\pm1.95\%$ 。棉田土壤 pH 值随着连作年限增加表现出“双峰”规律,分别在连作 5 a 和 20 a 达到峰值。

3.2 不同连作年限棉田土壤氮素含量与氮转化速率的比较

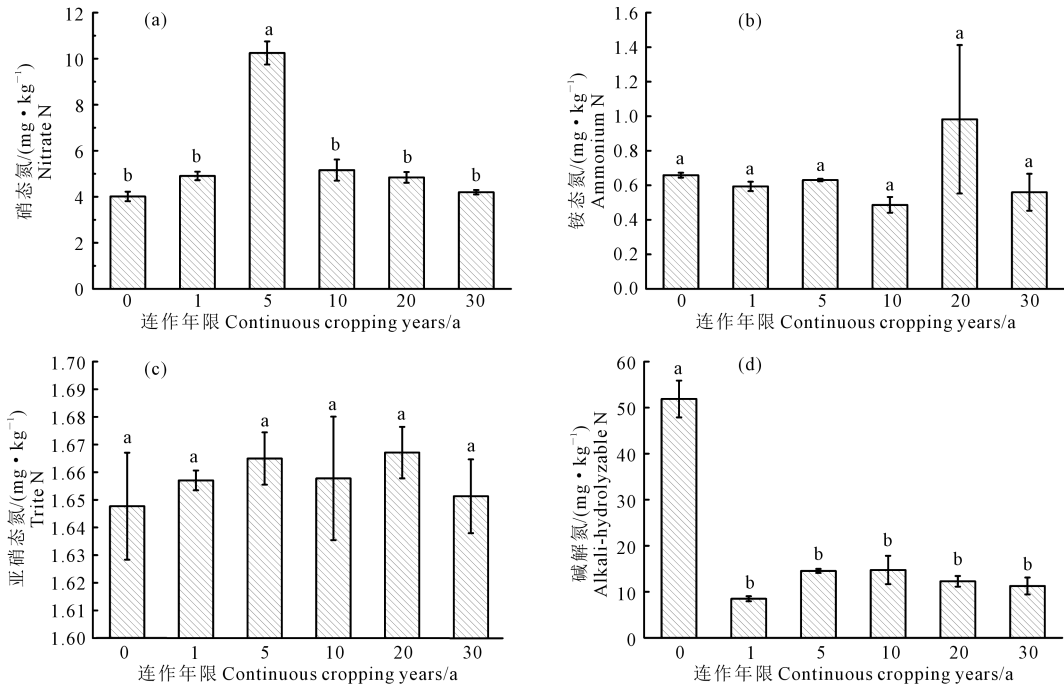
棉田连作不同年限土壤硝态氮含量均高于对照样地,较开垦前提高了 $4.56\%\sim155.21\%$,连作 5 a 土壤的硝态氮含量最高,为 $10.25\pm0.50\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 1a)。连作 0~5 a 间,土壤硝态氮呈快速增加趋势($P<0.05$);连作 5~30 a,土壤硝态氮表现出持续下降的特征,但仍高于对照样地,说明连作初期土壤硝态氮含量增加,然而随着连作年限的增加,其含量降低,连作 30 a 时,土壤硝态氮含量下降到 $4.20\pm0.10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

由图 1b 和图 1c 可以看出,连作年限不同的棉田土壤铵态氮和亚硝态氮含量与对照样地的差异均不显著,分别为 $0.487\pm0.046\sim0.983\pm0.430\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

kg^{-1} 和 $1.651\pm0.013\sim1.667\pm0.009\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,说明棉田连作不会显著影响铵态氮和亚硝态氮含量,其含量均处于动态平衡中。盐生荒漠开垦为农田后,土壤碱解氮含量急剧下降(图 1d),显著低于对照样地,与土壤有机质含量的变化趋势相同,仅为对照样地的 $16.37\%\sim28.40\%$ 。连作 1~30 a 土壤碱解氮含量呈波动变化,连作 10 a 棉田最高,为 $14.737\pm3.080\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,是对照样地的 28.40% ,后又随着连作年限的延长而降低。

图 2a 总体来看,随着连作年限的增加,土壤硝化率呈双峰曲线,最大值在 30 a 棉田中出现,显著高于对照样地,为 $86.42\pm15.26\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$,是对照样地的 133.46% ;连作 10 a 棉田硝化率最低,显著低于对照样地($\alpha=0.05$ 时差异不显著, $\alpha=0.1$ 时差异显著),为 $23.62\pm1.45\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$,是对照样地的 36.76% 。

由图 2b 可以看出,土壤反硝化率的大小顺序为:连作 20 a>30 a>1 a $\approx$ 5 a $\approx$ 0 a>10 a。说明荒漠开垦为农田后一定时间会降低其反硝化率,在 10 a 达到最小值,为 $5.673\pm4.632\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$,显著低于对照样地($\alpha=0.05$ 时差异不显著, $\alpha=0.1$ 时差异显著),仅为对照的 15.94% ,后随着连作年限的增加又升高,至连作 20 a 达到最高值(图 2),为 $124.01\pm63.90\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$,相比于对照样地提高了 248.51% 。



注:不同小写字母表示不同连作年限间具有显著性差异。下同。
Note: The different lowercase letters denote the significant differences among years. The same below.

图 1 不同连作年限棉田土壤氮素含量的差异

Fig.1 Soil nitrogen content in continuous cotton cropping field in different years

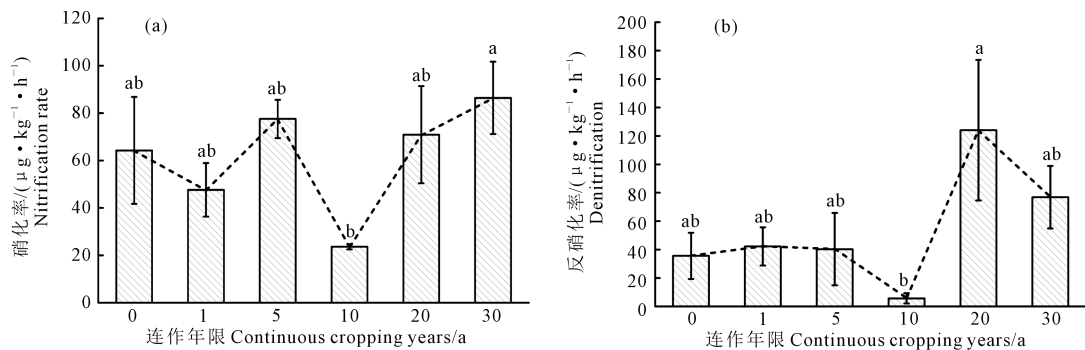


图 2 不同连作年限棉田土壤氮转化速率比较

Fig.2 Soil N transformation rate in continuous cotton cropping field in different years

3.3 不同连作年限棉田土壤氮转化速率对土壤理化性质和氮素形态的响应

逐步回归分析表明(表 3),土壤硝态氮、铵态氮、碱解氮、土壤 pH 值、电导率、容重和有机质 7 个变量可解释土壤硝化率变异的 71.43 %。通径分析显示(表 4),就理化性质来看,土壤有机质(x_9)对土壤硝化率具有最大的负的直接效应(−1.2379),并通过其它变量对土壤硝化率产生最大的正的间接效应(系数之和为 1.3532);土壤电导率(x_6)对土壤硝化作用的直接效应次之(1.0386),并通过其它变量对土壤硝化率产生较大的负的间接效应(系数之和为−0.7362)。就土壤氮素形态来看,土壤铵态氮(x_2)与碱解氮(x_4)对土壤硝化速率产生较大的直接效应(0.3644 和 0.3539),土壤铵态氮通过其它变量对土壤硝化率产生的间接效应最小,仅为 0.0960 (x_2 总效应与直接效应差值),土壤碱解氮通过其它变量对土壤硝化率产生最大的负的间接效应,为 −0.2592(x_4 总效应与直接效应差值)。然而,从总效应看,土壤 pH 值(x_5)对土壤硝化速率的影响最大(0.5310),铵态氮次之(0.4604)。

由表 3 可以看出,土壤硝态氮、土壤 pH 值、土壤含水量、土壤孔隙度和土壤全 P 对土壤反硝化率的解释为 51.91%,通径分析显示(表 5),就土壤理化性质来看,土壤 pH 值对土壤反硝化率的直接效应最大(1.1115),含水量(x_7)次之(0.6805),并通过其它变量对土壤反硝化作用有最大的负的间接效应,为−0.9116(x_7 总效应与直接效应差值)。就土壤氮素形态来看,土壤硝态氮对土壤反硝化率产生最大的负的直接效应(−0.7372),通过其它变量产生正的间接效应为 0.6229(x_1 总效应与直接效应差值),其次是碱解氮(0.6548),通过其它变量呈负的间接效应最大,为−0.7193(x_4 总效应与直接效应差值)。从总效应看,土壤 pH 值对土壤反硝化率的总

表 3 土壤硝化速率和反硝化速率与土壤氮素形态和土壤理化性质的逐步回归分析

Table 3 Stepwise regression model based on soil nitrification and denitrification rates with soil N forms and soil physicochemical properties

氮转化速率 N transformation rate	回归模型 Regression model	R^2	P
硝化率 Total nitrification rate	$y_1 = -15084 - 6.66821x_1 + 53.24542x_2 - 1.39791x_4 + 60.55327x_5 + 8.73435x_6 + 56767x_8 + 1503.72704x_{10}$	0.7143	0.0341
反硝化率 Denitrification rate	$y_2 = -899.78864 - 21.44736x_1 - 628.40095x_3 + 255.11017x_5 + 6.98170x_7 - 3.76395x_{10} + 27.33546x_{11}$	0.5191	0.0821

注: y_1 (硝化率)、 y_2 (反硝化率)、硝态氮(x_1)、铵态氮(x_2)、亚硝态氮(x_3)、碱解氮(x_4)、pH(x_5)、电导率(x_6)、含水量(x_7)、容重(x_8)、土壤有机质(x_9)、土壤孔隙度(x_{10})、全磷(x_{11}),下同。

Note: y_1 (nitrification rate), y_2 (denitrification rate), nitrate N (x_1), ammonium N (x_2), trite N (x_3), alkali-hydrolyzable N (x_4), pH value (x_5), Ec (x_6), soil moisture (x_7), soil bulk density (x_8), soil organic matter (x_9), soil porosity (x_{10}), total phosphorus (x_{11}), the same below.

效应最大(0.6516),其次是土壤含水量(−0.2311)。

二元多项式回归分析表明,土壤硝化率和反硝化率均与土壤 pH 值呈显著的二次曲线关系($P < 0.05$,图 3),然而与其它因子的关系不显著。利用各自的二次曲线方程,计算出决定二者变化的 pH 值的生态阈值分别是 8.37 和 8.01,即当 pH 值为 8.37 时,土壤硝化率达最大值,为 $91.333 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 左右,之后随着 pH 值的增加,土壤硝化率减小;而当 pH 值为 8.01 时,土壤反硝化率达到最小值,为 $19.271 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 左右,之后随着 pH 值的增加,土壤反硝化率增加。

表 4 土壤氮素形态和土壤理化性质变化对土壤硝化率变化的途径分析

Table 4 Path analyses of the change of soil N forms and soil physicochemical properties on the change of soil total nitrification rate							
变量 Variable	直接效应 Direct effect	间接效应 Indirect effect					
		通过 x_1 Via x_1	通过 x_2 Via x_2	通过 x_3 Via x_3	通过 x_4 Via x_4	通过 x_5 Via x_5	通过 x_6 Via x_6
x_2	0.3644	-0.0006		0.0111	0.0082	0.1080	-0.0248
x_4	0.3539	0.0051	0.0084	-0.0013		-0.1064	0.8826
x_5	0.4513	-0.0023	0.0872	0.0108	-0.0835		-0.1326
x_6	1.0386	0.0006	-0.0087	-0.0019	0.3007	-0.0576	
x_9	-1.2379	0.0040	0.0023	-0.0017	0.3478	-0.1023	0.9380

变量 Variable	间接效应 Indirect effect					总效应 Total effect
	通过 x_7 Via x_7	通过 x_8 Via x_8	通过 x_9 Via x_9	通过 x_{10} Via x_{10}	通过 x_{11} Via x_{11}	
x_2	-0.0134	0.0016	-0.0078	-0.0038	0.0175	0.4604
x_4	0.1035	-0.0390	-1.2168	0.0947	0.0100	0.0947
x_5	-0.0794	0.0087	0.2806	-0.0212	0.0113	0.5310
x_6	0.1062	-0.0349	-1.1179	0.0847	-0.0073	0.3024
x_9	0.1056	-0.0388		0.0942	0.0040	0.1153

注:由于篇幅限制,仅列出最大和次要影响因子的数据行。下同。
Note:Due to the space limitations, only list the primary and secondary impacting factors data rows. The same below.

表 5 土壤氮素形态和土壤理化性质变化对土壤反硝化率变化的途径分析

Table 5 Path analyses of the change of soil nitrogen forms and soil physicochemical properties on the change of soil denitrification rate							
变量 Variable	直接效应 Direct effect	间接效应 Indirect effect					
		通过 x_1 Via x_1	通过 x_2 Via x_2	通过 x_3 Via x_3	通过 x_4 Via x_4	通过 x_5 Via x_5	通过 x_6 Via x_6
x_1	-0.7372		0.0004	-0.0484	-0.1606	0.1229	0.0055
x_4	0.6548	0.1808	0.0004	0.0061		-0.2621	-0.1748
x_5	1.1115	-0.0815	0.0038	-0.0502	-0.1545		0.0263
x_7	0.6805	-0.0586	-0.0013	-0.0194	0.4139	-0.5389	-0.1335

变量 Variable	间接效应 Indirect effect					总效应 Total effect
	通过 x_7 Via x_7	通过 x_8 Via x_8	通过 x_9 Via x_9	通过 x_{10} Via x_{10}	通过 x_{11} Via x_{11}	
x_1	0.0541	0.2066	0.0769	0.0016	0.3638	-0.1144
x_4	0.4301	-0.4495	-0.3891	-0.0036	-0.0577	-0.0645
x_5	-0.3300	0.1007	0.0897	0.0008	-0.0651	0.6516
x_7		-0.2903	-0.2555	-0.0023	-0.0257	-0.2311

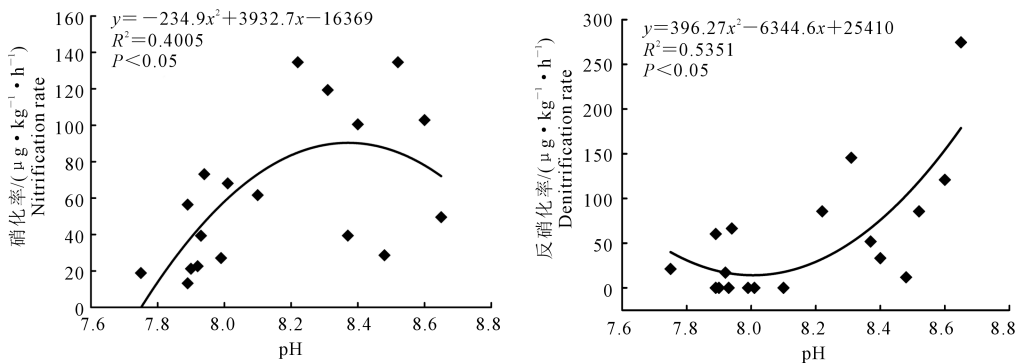


图 3 土壤硝化率和反硝化率与土壤 pH 值的关系

Fig.3 Relationship between soil pH and soil nitrification rate and soil denitrification rate

4 讨 论

4.1 旱区棉田连作对土壤氮素形态的影响

旱区棉田土壤氮素形态受棉花生长和管理方式(耕作方式、化肥的施用、灌溉等)的显著影响^[17-18]。我们在研究中发现,旱区不同连作棉田土壤硝态氮含量均高于铵态氮和亚硝态氮,说明旱区棉田土壤硝态氮为土壤无机氮主要组成;在不同连作年限下,土壤硝化作用均足以将铵态氮转化为硝态氮,而其总含量普遍偏低,这与连作棉田排水导致土壤硝态氮流失密切相关^[19]。连作 5 a 棉田土壤硝态氮含量最高,并显著高于对对照样地($P < 0.05$),随着连作年限的增加,土壤硝态氮含量降低。不同棉田连作年限下土壤铵态氮和亚硝态氮的差异不显著,说明连作对旱区棉田土壤铵态氮和亚硝态氮的影响不大,其二者含量处于动态平衡中。

不同连作年限棉田土壤碱解氮和有机质含量均显著低于对对照样地,原因在于干旱荒漠区开垦前盐生荒漠植物凋落物腐殖层覆盖于地表,降雨稀少加之土壤微生物数量有限,有机物富集于土壤浅层。垦殖后,土壤开垦加大了对土壤表层的扰动,加之灌溉改善了土壤的水热环境,使得土壤微生物活性增强,加速了有机物的分解,降低土壤有机碳含量,而土壤碱解氮主要来源于土壤有机质^[20]。干旱区棉田连作初期 4 种不同形态土壤氮素变化趋势有差异,从总体趋势来看,随着连作年限的增加,土壤供氮能力降低(特别是连作 30 a 棉田),其原因在于棉田长期连作,没有得到适当的休耕、轮作,使得多年连续耕作的土壤质量呈现退化趋势^[21-22]。因此,干旱棉田长期连作后要采取适当措施恢复土壤氮素水平,以使耕地质量处于优化状态。

4.2 旱区棉田连作对土壤氮转化速率的影响

长期连作会强烈影响土壤硝化率,旱区棉田在短期连作和长期连作后,土壤硝化率呈不同的变化特征。耕地扰动土壤表层,加速有机质的分解,为微生物活动提供重要的物质,使得土壤硝化率在短期垦殖时较高^[23-24];连作 5~10 a 土壤硝化速率降低,是因为农作物种植及作物残茬回归土壤,增加了地上地下生物量,同时土壤中植物根系分布增加,而植物根系分泌的有机质能抑制土壤的硝化作用^[25],表明一定年限内土壤有机质对土壤硝化作用具有负效应。

旱区棉田连作 20 a 后,棉田土壤反硝化率开始降低,与 Gollany 等^[26]对棉花连作及施氮肥对土壤反硝化作用影响的研究结果相同,其主要原因在于

土壤的长期耕作加大了土壤扰动,同时降低了土壤有机质含量,为微生物活动提供较少的能量,从而导致土壤反硝化率较低^[27-28]。本研究发现,连作年限持续增加显著降低土壤反硝化速率,与 Zhu 等^[29]在富集土壤中对土壤含水量与 NO、N₂O 和 N₂ 释放量关系的研究结果相同。本研究发现 10 a 棉田土壤硝化率和反硝化率均处于最低水平,表明垦殖 10 a 后土壤氮转化能力弱化,这一发现与徐万里等^[30]研究结果相同,其认为 5~10 a 是比较合适的垦殖年限。

4.3 旱区棉田连作下土壤氮转化速率的驱动因素

棉田连作下土壤氮转化速率的驱动因素研究的前提是不同连作棉田土壤初始状态差异不大,本研究连作棉田均来自于同一背景下的荒漠生态系统开垦,且前人研究对此予以证实^[31-32]。研究中发现,旱区棉田连作下单独考虑土壤有机质时,其对土壤硝化率具有最大负直接效应,这反映出人类耕作下土壤有机质对土壤硝化率的单方面影响,而加入其它因素后土壤有机质产生最大的正间接效应,则反映了土壤有机质对土壤硝化率的实际影响情况,即土壤有机质含量增加有助于促进土壤硝化速率^[33-34],电导率对土壤硝化率的影响则恰好相反,较高的土壤电导率会抑制干旱棉田土壤硝化速率^[35]。铵态氮是可以直接被植物根系吸收的氮,在土壤中以 NH₄⁺ 存在,在硝化细菌的作用下发生硝化反应,因此 NH₄⁺ 的可利用性是决定硝化作用速率最重要的直接因素^[36]。铵态氮是棉田土壤硝化速率的次要影响因子,因此,通过控制研究区施氮肥的种类、浓度和数量可有效控制土壤硝化强度。

农田土壤含水量可通过影响土壤孔隙中氧交换从而影响真菌变化,最终影响土壤反硝化率^[37]。本研究发现土壤水分是影响土壤反硝化的第二重要因子(总效应为-0.2311),同时,旱区棉田受人工管理影响,土壤水分在不同连作年限均保持较高水平,从而弱化了其对土壤氮转化的限制作用,与土壤反硝化率没有显著的函数关系。土壤 pH 值是影响干旱区连作棉田土壤氮转化速率最主要的生态驱动因子,即 pH 值的变化会直接或间接地影响土壤硝化和反硝化率^[38-39],然而土壤 pH 值增加对硝化和反硝化率的影响截然不同。增加土壤 pH 值可以提高土壤硝化率,但 pH 值达到一定阈值(8.37)后,便开始抑制土壤硝化率,这与 Pathak 等^[40]和徐万里等^[41]的研究相似,即在碱化土壤中($pH > 8.50 \sim 9.00$),pH 的上升强烈抑制土壤氮素矿化。本研究发现,当 pH 值介于 7.70~8.01 时,土壤反硝化率呈

持续下降趋势,pH 值为 8.01 时,土壤反硝化率达最小值($19.271\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 左右),之后随着 pH 值的增加,便开始刺激土壤反硝化率快速增加。因此,定量确定干旱区绿洲农田土壤硝化反硝化速率的变化,了解土壤氮素和土壤理化性质的生态阈值点,对于农业生产管理、农田土壤的可持续利用及当地环境维护具有重要的理论意义和实用价值。

5 结 论

旱区连作棉田土壤硝态氮为土壤无机氮主要组成,不同连作年限中土壤硝化作用均能将铵态氮转化为硝态氮,年限间差异不显著且硝态氮总量普遍偏低,连作对旱区棉田土壤铵态氮和亚硝态氮影响不大。连作 10 a 旱区棉田土壤硝化率和反硝化率均降到最低,需采取相应管理措施。土壤 pH 值是影响旱区连作棉田土壤氮转化速率的最主要驱动因子,其变化决定了硝化反硝化作用的变化阈值,土壤水分是影响反硝化作用的第二重要因子。

参 考 文 献:

[1] Rivera-Reyes J G, Peraza-Luna F A, Serratos-Arevalo J C, et al. Effect of nitrogen and phosphorus fertilization on phytic acid concentration and vigor of oat seed (var. Saia) in Mexico [J]. *Phyton*, 2009, 78(1): 37-42.

[2] Thorup-Kristensen K. Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content, and how can this be measured? [J]. *Plant & Soil*, 2001, 230(2): 185-195.

[3] Müller C, Rütting T, Kattge J, et al. Estimation of parameters in complex ^{15}N tracing models by Monte Carlo sampling[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(3): 715-726.

[4] 周伟,吕腾飞,杨志平,等.氮肥种类及运筹技术调控土壤氮素损失的研究进展[J].*应用生态学报*, 2016, 27(9): 3051-3058.

[5] Drury C F, Yang X M, Reynolds W D, et al. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions from monoculture and rotational cropping of corn, soybean and winter wheat[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2008, 88(2): 163-174.

[6] 蔡延江,王小丹,丁维新,等.冻融对土壤氮素转化和 N_2O 排放的影响研究进展[J].*土壤学报*, 2013, 50(5): 1032-1042.

[7] 田景山,虎晓兵,勾玲,等.新疆棉花生育后期夜间增温对纤维产量和比强度的影响[J].*作物学报*, 2012, 38(1): 140-147.

[8] 徐文修,罗明,李银平,等.作物茬口对连作棉田土壤环境及棉花产量的影响[J].*农业工程学报*, 2011, 27(3): 271-275.

[9] Gong L, He G X, Liu W. Long-term cropping effects on agricultural sustainability in Alar Oasis of Xinjiang, China [J]. *Sustainability*, 2016, 8(1): 61.

[10] Dou F, Wright A L, Rao S M, et al. Soil enzyme activities and organic matter composition affected by 26 years of continuous cropping[J]. *Pedosphere*, 2016, 26(5): 618-625.

[11] Zhang W, Long X Q, Huo X D, et al. 16S rRNA-based PCR-DGGE analysis of actinomycete communities in fields with continuous cotton cropping in Xinjiang, China [J]. *Soil Microbiology*, 2013, 66(2): 385-393.

[12] 刘建国,张伟,李彦斌,等.新疆绿洲棉花长期连作对土壤理化性状与土壤酶活性的影响[J].*中国农业科学*, 2009, 42(2): 725-733.

[13] 徐文修,罗明,李大平,等.不同连作年限棉田土壤理化性质及微生物区系变化规律研究[J].*干旱地区农业研究*, 2014, 32(3): 134-138.

[14] 玉苏甫·买买提,满苏比·沙比提,阿曼古丽·艾孜子.棉花连作对渭干河-库车河三角洲绿洲土壤理化性质的影响[J].*干旱地区农业研究*, 2014, 32(4): 117-121.

[15] Ingwersen J, Butterbach-Bahl K, Gasche R, et al. Barometric process separation: new method for quantifying nitrification, denitrification, and nitrous oxide sources in soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1999, 63(1): 117-128.

[16] 中国科学院南京土壤研究所.土壤理化分析[M].上海:上海科学技术出版社, 1978: 72-77, 524.

[17] Dong Q M, Zhao X Q, Wu G L, et al. Response of soil properties to yak grazing intensity in a Kobresia parva-meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau, China [J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2012, 12(3): 535-546.

[18] Rosa S M, Kraemer F B, Soria M A, et al. The influence of soil properties on denitrifying bacterial communities and denitrification potential in no-till production farms under contrasting management in the Argentinean Pampas [J]. *Applied Soil Ecology*, 2014, 75(8): 172-180.

[19] 曾文治,黄介生,谢华,等.不同暗管布置下棉田排水的硝态氮流失量分析[J].*农业工程学报*, 2012, 28(4): 89-93.

[20] Hou Z N, Li P F, Li B G, et al. Effects on fertigation scheme on N uptake and N use efficiency in cotton [J]. *Plant and Soil*, 2007, 290(1-2): 115-126.

[21] 桂东伟,雷加强,曾凡江,等.绿洲化进程中不同利用强度农田对土壤质量的影响[J].*生态学报*, 2010, 30(7): 1780-1788.

[22] 韩春丽,刘梅,张旺峰,等.连作棉田土壤剖面钾含量变化特征及不同耕作方式的响应[J].*中国农业科学*, 2010, 43(14): 2913-2922.

[23] 曹良元,张磊,蒋先军,等.土壤硝化作用在团聚体中的分布以及耕作的影响[J].*西南大学学报(自然科学版)*, 2009, 31(5): 141-147.

[24] Xin X P, Liu W, Jiang X J, et al. Distribution of nitrifiers and nitrification associated with different sizes of aggregates along a 2000 year chronosequence of rice cultivation [J]. *Catena*, 2014, 119: 71-77.

[25] Haichar F E Z, Santaella C, Heulin, et al. Root exudates mediated interactions belowground [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 77(7): 69-80.

[26] Gollany H T, Molina J A E, Clapp C E, et al. Nitrogen leaching and denitrification in continuous corn as related to residue management and nitrogen fertilization [J]. *Environmental Management*, 2004, 33(1): S289-S298.