

doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2020.05.032

盐分与有机无机肥配施对土壤氮素矿化的影响

周慧¹ 史海滨¹ 郭珈玮¹ 徐昭¹ 付小军² 李正中²

(1. 内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院, 呼和浩特 010018;

2. 内蒙古河套灌区解放闸灌域管理局沙壕渠试验站, 巴彦淖尔 015400)

摘要: 针对有机无机肥配施在不同土壤盐分水平下所产生的氮素矿化过程, 通过室内恒温培养试验, 分别在4种盐分水平(0.46、0.98、1.55、1.97 dS/m)下, 以0.0895 g/kg(纯氮施用量与风干土质量比)为相同施氮总量设置5个施肥处理(有机肥占施肥比例分别为0、25%、50%、75%、100%)及1个不施肥处理, 研究了不同盐分水平下有机无机肥料配施对土壤净氨化量、净硝化量及净氮矿化量的影响。结果表明, 土壤盐分含量随有机肥施入比例的增大而减小; 盐分水平的增加对无机肥氨化作用的抑制较为强烈, 当土壤电导率小于0.98 dS/m时, 增施有机肥会减弱盐分对氨化作用的影响, 而电导率升至1.55 dS/m以上时, 则明显延缓有机肥氨化过程, 但并不会完全抑制。盐分水平对土壤NO₃⁻-N生成速率的影响有一个阈值, 当土壤电导率小于0.98 dS/m时, 随着盐分水平的升高, NO₃⁻-N增加速率上升; 而盐分水平继续升高, 则抑制土壤NO₃⁻-N的形成速率。相比不施肥, 施肥显著提高了各盐分土壤净氮矿化量, 同一盐分水平下均表现出无机肥施入比例越大、净氮矿化量越大的趋势。相较0.46 dS/m, 增施有机肥减小了0.98 dS/m盐分水平下各处理之间净氮矿化量差异, 而土壤电导率增至1.55 dS/m及以上时, 盐分水平对有机肥矿化过程产生明显的延缓作用。综合有机无机肥料配施对土壤盐分及氮素矿化过程的影响, 推荐不同盐分水平下适宜的施肥模式为: 50%有机肥+50%化肥(非盐渍化土壤)、100%有机肥(轻度盐渍化土壤)、25%有机肥+75%化肥(中度及重度盐渍化土壤)。

关键词: 土壤盐分; 有机无机肥配施比例; 铵态氮; 硝态氮; 矿化

中图分类号: S153.6 文献标识码: A 文章编号: 1000-1298(2020)05-0295-10

OSID:



Effect of Salt and Organic – Inorganic Fertilizer Application on Soil Nitrogen Mineralization

ZHOU Hui¹ SHI Haibin¹ GUO Jiawei¹ XU Zhao¹ FU Xiaojun² LI Zhengzhong²

(1. College of Water Conservancy and Civil Engineering, Inner Mongolia Agricultural University, Huhhot 010018, China

2. Shahaoqu Irrigation Experimental Station, Jiefangzha Management Bureau of Hetao Irrigation District, Bayannur 015400, China)

Abstract: Nitrogen mineralization is an important ecological process that determines ability of soil nitrogen supply. In order to provide theoretical basis for efficient fertilizer application in salinized soil, the effect of organic and inorganic fertilizers on the soil net nitrification, ammonification and nitrogen mineralization under different soil salinity were determined. By laboratory aerobic incubation, under four salt levels (0.46 dS/m, 0.98 dS/m, 1.55 dS/m and 1.97 dS/m), the same amount of nitrogen of 0.0895 g/kg (dry weights of pure fertilizer/dry weights of purple soil) was applied to different treatments, and five fertilization treatments (the fertilization proportion of the organic fertilizer was 0, 25%, 50%, 75% and 100%, respectively) and one blank control were provided, which were designated as U1, U301, U101, U103, O1 and CK, respectively. Main conclusions were as follows: soil salt concentration was decreased with the increase of proportion of organic fertilizer applied; the increase of salt content had a strong inhibition on the amination of inorganic fertilizer. When the EC was less than 0.98 dS/m, the application of organic fertilizer would reduce the effect of salt on amination,

收稿日期: 2019-09-07 修回日期: 2019-12-19

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(51539005)、国家自然科学基金项目(51769024)、国家重点研发计划项目(2016YFC0400205)和内蒙古自治区科技计划项目(201602049)

作者简介: 周慧(1994—),男,博士生,主要从事土壤氮素循环及其环境效应研究,E-mail: 792606382@qq.com

通信作者: 史海滨(1961—),男,教授,主要从事节水灌溉理论与技术研究,E-mail: shi_haibin@sohu.com

while when the EC was raised above 1.55 dS/m, it would obviously delay the amination process of organic fertilizer, but it would not be completely suppressed. There was a threshold value for the effect of salinity on the formation rate of NO_3^- -N. When the EC was less than 0.98 dS/m, the increase rate of NO_3^- -N was increased with the increase of salinity level, while the continuous increase of salinity would inhibit the formation rate of NO_3^- -N. Compared with no fertilizer, fertilizer significantly increased the amount of net nitrogen mineralization in each salt soil, and the same salt level showed that the larger proportion of inorganic fertilizer was applied, the greater amount of net nitrogen mineralization was. Compared with the application of organic fertilizer under 0.46 dS/m, the difference of net nitrogen mineralization between the treatments under 0.98 dS/m salt level was decreased, while when the salt content was increased to 1.55 dS/m and above, salt obviously delayed the mineralization process of organic fertilizer. It was recommended that the suitable fertilizer modes for different salt levels were as follows: non-saline soil (50% urea + 50% organic fertilizer), mild saline soil (100% organic fertilizer), moderate and heavily saline soil (75% urea + 25% organic fertilizer).

Key words: soil salt; organic - inorganic fertilizer application proportion; ammonia nitrogen; nitrate nitrogen; mineralization

0 引言

土壤盐分是导致作物减产的主要非生物因素之一^[1],盐分同时也会影响土壤中氮素转化的生物过程^[2]。在受盐胁迫的土壤中,氮素正常转化模式的改变对肥料的有效性产生很大影响^[3],探明肥料中氮素释放规律对于最大限度提高氮肥利用效率、防止氮对环境造成不必要的污染至关重要^[4]。研究表明,肥料的有效性在于当植物需要时其形式适合于植物获得,满足这一条件可以减少硝态氮通过反硝化及淋溶流失的风险。当施肥量超过作物最大吸氮量,或施用时间与植物吸收不同步时,土壤中硝酸盐含量迅速增加,氮素损失也随之增加^[5-7]。因此,在盐渍化土壤中合理施肥,以提高肥料利用效率及降低氮素面源污染是现代农业面临的巨大挑战。

为提高盐渍化土壤的作物产量,通常施用大量化肥来满足作物所需^[8-9]。然而,过量施用无机肥会加重土壤盐渍化程度,并且增强土壤盐分对作物生长的抑制作用^[10],因此,盲目增施氮肥将造成浪费^[11]。近年来,施用有机肥被认为是盐渍化农田改盐增肥的有效措施。研究证明,在盐渍土中应用有机肥能加速钠的浸出,降低交换性钠的含量及土壤电导率^[12-13]。此外,施入有机肥可以提高土壤养分含量、有机氮丰度和土壤酶活性,促进作物生长^[14-15]。有机肥养分矿化过程较慢^[16],有机农业面临的主要挑战是将有机来源的氮矿化过程与作物对氮素的需求量同步化^[17],而无机肥料具有肥效快的特点,二者结合施用可以更好地满足植物所需。因此,寻求合理的盐渍化土壤中有机无机肥配施模式对于土壤培肥及作物增产具有重要意义。

相对于化肥,有机氮素转化过程更为复杂,因为从有机物质中释放出的氮依赖于微生物介导的氮矿

化过程,这些过程受环境条件、土壤性质和有机肥特性的影响^[18-20]。在盐渍化土壤中,盐分是影响土壤中养分循环的主要因素,特别是氮素的供应和转化^[21-22]。有机肥的施入可以改善土壤盐分环境,利于氮素转化,但同时又为土壤微生物提供了大量的碳源,使微生物活动加剧^[23],这很可能导致消耗无机氮库过程的发生^[24]。不同有机无机肥配比在盐渍土中所产生的氮素转化过程更为复杂,当前国内外学者针对有机无机肥配施所产生的氮素矿化过程研究多集中于非盐渍化土壤或单一程度盐渍化土壤中^[25-27],而对不同程度盐分土壤下两者结合施用所产生的供氮效应则有待进一步探明。本研究采用室内培养试验,研究不同盐分条件下有机无机肥配施对氮素矿化的影响,以期不同盐分土壤制定合理的农田土壤氮素养管理模式提供科学参考。

1 材料与与方法

1.1 供试材料

试验于内蒙古河套灌区解放闸灌域沙壕渠试验站(40°54'40"N,107°9'57"E,海拔1 034 m)进行,试验区属于典型的干旱地区,多年平均降雨量143 mm,蒸发量2 100 mm,多年平均气温7.7℃,无霜期为135~150 d。大于10℃的年积温为3 551℃,年平均日照时数3 200 h,年冻融期180 d左右。全年太阳总辐射约为6 000 MJ/m²,热量充足。于2018年播前取0~20 cm土壤为研究对象,土壤盐离子主要以 SO_4^{2-} 和 Cl^- 含量最多(表1),为典型的硫酸盐-氯化物型盐土,土壤取回后完全混匀,置于室内风干过2 mm筛后供培养试验用,其理化性质见表2。供试无机肥料为尿素(含氮质量分数46%),有机肥为商品有机肥(由玉米秸秆腐熟后喷浆造粒而成,碳氮比为7.5:1,含N质量分数10%, P_2O_5 质

表 1 试验区土壤盐离子含量
Tab.1 Salt content of tested soils

参数	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SO ₄ ²⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	总量
数值	0.001 4	0.018 0	0.011 0	0.005 1	0.023 5	0	0.012 0	0.059 0	0.130 0

表 2 试验区土壤基本性状
Tab.2 Basic properties of tested soils

参数	有机质质量比/ (g·kg ⁻¹)	全氮质量比/ (g·kg ⁻¹)	碱解氮质量比/ (mg·kg ⁻¹)	可溶性有机氮质量 比/(mg·kg ⁻¹)	速效磷质量比/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾质量比/ (mg·kg ⁻¹)	电导率/ (dS·m ⁻¹)	pH 值
数值	16.35	1.44	67.2	2.66	38.33	214.5	0.41	8.3

量分数 1%, K₂O 质量分数 1%, 有机质质量分数大于等于 45%, 腐殖酸质量分数大于等于 17%, S 质量分数大于等于 8%)。

1.2 试验设计

试验区土壤盐离子含量见表 1。以 NaCl 溶液和蒸馏水为原料, 配置 4 种不同盐分水平的原溶液, 溶液电导率分别为 3.94、12.15、24.55、38.77 dS/m。通过漏斗将供试土壤分别用这 4 种溶液浸出, 在干燥箱 (30℃) 中干燥 72 h, 将处理后的土壤充分混匀, 测定其电导率。重复这一过程, 参照土壤盐渍化程度划分标准^[28], 使土壤盐分水平 (电导率) 分别达到非盐渍化、轻度、中度和重度水平 (分别为 0.46、0.98、1.55、1.97 dS/m), 依次记为 S1、S2、S3、S4。将土壤在室温下保持干燥, 直至试验开始。

在不同土壤盐分水平下分别设置 5 种不同的有机无机肥配比模式 (有机肥占施肥比例分别为 0、25%、50%、75%、100%, 各处理施氮总量一致), 按施氮量 0.089 5 g/kg (以耕层 0~20 cm 土壤质量进行换算, 相当于施纯氮素量 240 kg/hm²) 把氮肥分别加入风干土中, 充分混匀, 并以不施肥处理为空白对照, 依次记为 U1、U3O1、U1O1、U1O3、O1、CK。试验共 24 个处理, 3 次重复。模拟田间施肥方式、用量及田间含水率等条件, 采用室内恒温 (25±0.5)℃ 好气培养法进行培养, 培养容器为 1 L 烧杯。

矿化试验: 称取过 2 mm 筛的风干土壤 100 g 于 1 L 烧杯中, 加水至田间持水率的 30% (将土、水在研钵中充分混匀后转移至烧杯中), 用保鲜膜将烧杯口密封, 并用针在保鲜膜上均匀扎小孔以创造好气环境。置于 25℃ 恒温培养箱中避光进行 7 d 的预培养 (达到激活土壤微生物活性的目的)。7 d 后第 1 次取样, 记为第 0 天取样。随后对预培养后的土壤按试验设计进行处理, 通过称量调节含水率, 使土壤含水率为田间持水率的 65%。将烧杯放入 25℃ 的培养箱避光培养。在培养期间每隔 1~2 d 采用称量法补充失去的水分, 使土壤水分保持恒定状态。

每个处理分别在培养后的第 1、3、7、14、21、28、42、56、78、90 天取 3 个重复试样, 测定 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量。

1.3 测定项目及方法

1.3.1 矿化指标

矿化指标计算式为^[29]

$$N_M = N_A + N_N \quad (1)$$

其中 $N_A = C_A - I_A \quad (2)$

$$N_N = C_N - I_N \quad (3)$$

式中 N_A ——净氨化量, mg/kg
 C_A ——培养后土壤铵态氮质量比, mg/kg
 I_A ——初始土壤铵态氮质量比, mg/kg
 N_N ——净硝化量, mg/kg
 C_N ——培养后土壤硝态氮质量比, mg/kg
 I_N ——初始土壤硝态氮质量比, mg/kg
 N_M ——净氮矿化量, mg/kg

1.3.2 土壤矿质氮及电导率测定

无机氮含量分别用 2 mol/L 浸提, 其中土壤硝态氮含量采用紫外分光光度法测定, 土壤铵态氮含量用靛酚蓝比色法测定^[30]; 于培养结束后进行土壤样品采集, 各处理取 3 次重复; 电导率采用电导率仪测定土水比 1:5 浸提液。

1.4 数据处理

采用 SPSS 22.0 与 Excel 2016 进行分析及图表绘制, 用 LSD 法进行多重比较确定差异的显著性。

2 结果与分析

2.1 不同有机无机肥配施比例对不同程度盐渍化土壤净氨化量的影响

土壤有机氮矿化的第 1 步是通过氨化作用形成 NH₄⁺-N。从图 1 可看出, 土壤 NH₄⁺-N 释放模式在不同盐分水平和氮源类型之间有较明显的差异。在 S1 盐分条件下, CK 处理土壤净氨化量始终为负值, 其余各施肥处理土壤净氨化量在培养第 1 天达到较高水平, 在第 3 天出现最大值, 净氨化峰值呈现施入无机肥比例越大土壤净氨化量越大的趋势, 其中 U1

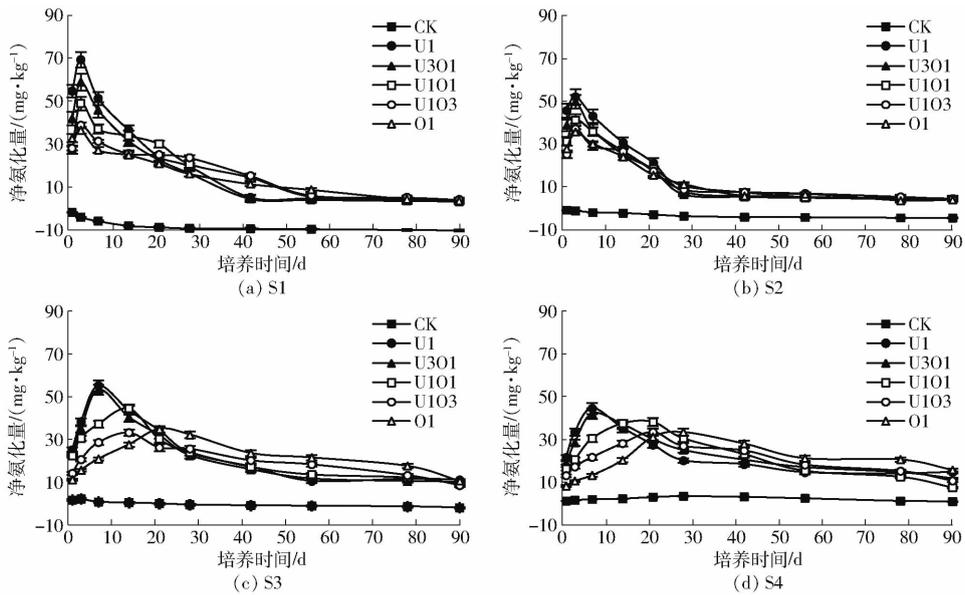


图1 土壤净氨化量变化曲线

Fig.1 Variation curves of soil net ammonification

处理较其余施肥处理显著 ($P < 0.05$) 高 17.78% ~ 90.13%。随后各处理净氨化量开始下降,且呈现施入化肥比例越大下降速率越快的趋势,U1、U301 处理在培养第 42 天基本趋于稳定,而 U101、U103、O1 处理在第 56 天之后几乎保持不变。

在 S2 盐分条件下,CK 处理土壤净氨化量在培养期间均为负值,但较 S1 盐分条件下略有升高。各施肥处理净氨化量峰值均出现在第 3 天,U1 及 U301 处理净氨化峰值较 S1 盐分条件下显著降低 24.71% 和 15.19% ($P < 0.05$),而 U101、U103、O1 处理较 S1 盐分条件下略有降低,但差异不显著,至培养第 28 天均降低到较低水平。

在 S3 盐分条件下,CK 处理土壤净氨化量呈现先正后负的趋势。各施肥处理净氨化量峰值较 S1、S2 盐分条件下有所延迟,且不同有机无机肥配施比例净氨化峰值出现时间不一,有机肥施入比例较大的处理峰值出现时间较迟。U1、U301 处理在第 7 天出现峰值,U101、U103 在培养第 14 天出现净氨化峰值,O1 处理在第 21 天出现峰值。

在 S4 盐分条件下,CK 处理净氨化量在整个培养期间均为正值,整体呈现先升后降的趋势。U1、U301 处理净氨化峰值出现时间与 S3 盐分条件下一致,较 S3 盐分条件下分别降低 19.16% 和 20.74%,差异显著 ($P < 0.05$),而 U101、U103 处理较 S3 盐分条件下净氨化峰值进一步延迟,均在第 21 天出现峰值,O1 处理在培养第 28 天出现峰值。

从双因素方差分析结果来看(表 3),土壤盐分和氮源类型均对不同培养时期土壤净氨化量有极显

著影响,除培养第 90 天外,土壤盐分和氮源类型两者之间的交互作用也对土壤氨化量有极显著影响,一定程度上说明土壤净氨化量的变化与土壤盐分以及有机无机肥配施比例密切相关。

表 3 土壤净氨化量的双因素方差分析 (F)

Tab.3 Two-way analysis of variance on soil net ammonification

培养时间/d	盐分水平(S)	氮源类型(N)	S × N
1	792.25 **	304.44 **	26.74 **
3	641.94 **	338.49 **	10.68 **
7	32.61 **	473.03 **	22.24 **
14	99.78 **	158.01 **	108.36 **
21	352.09 **	15.73 **	18.53 **
28	876.19 **	62.14 **	25.65 **
42	1 233.36 **	163.38 **	26.61 **
56	1 479.35 **	219.48 **	26.08 **
78	1 492.26 **	138.59 **	33.21 **
90	83.17 **	5.19 **	3.27 *

注: * 表示 $P < 0.05$ 水平上差异显著, ** 表示 $P < 0.01$ 水平上差异显著,下同。

2.2 不同有机无机肥配施比例对不同程度盐渍化土壤净硝化量的影响

在好氧条件下,土壤中有有机氮矿化为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 后,将通过硝化作用转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。由图 2 可看出,培养期内不同盐分土壤及有机无机肥配施比例对土壤净硝化量影响不一。与土壤净氨化量不同,不同盐分条件下 CK 处理土壤净硝化量在培养期间均为正值,但随着盐分增加呈降低趋势。

在 S1 盐分条件下,各施肥处理净硝化量均呈现逐渐上升的趋势,有机肥施入比例越大的处理其净硝化量达到平稳期越滞后,U1、U301 处理于培养第

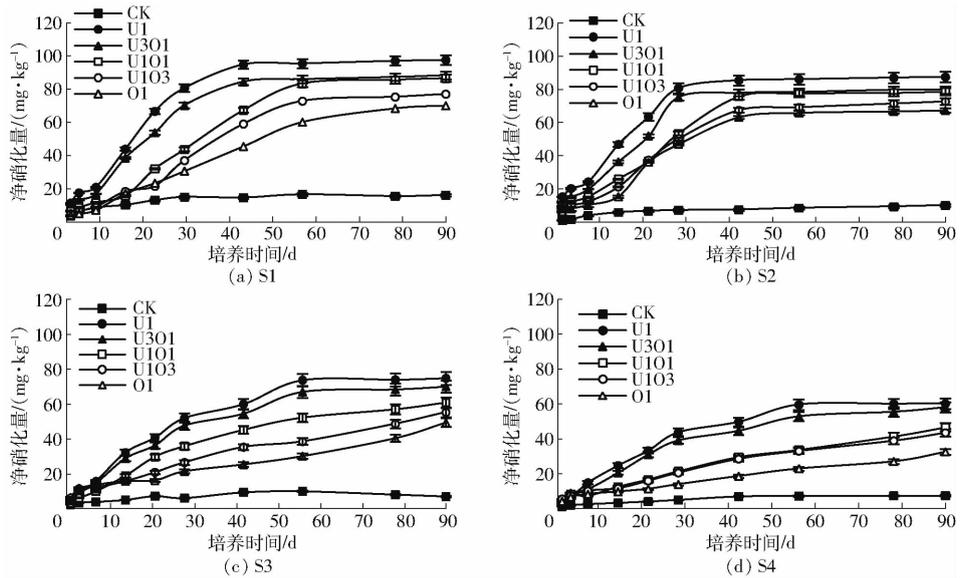


图2 土壤净硝化量变化曲线

Fig. 2 Variation curves of soil net nitrification

42天基本趋于平稳态势,U101、U103处理于第56天基本维持不变,O1处理净硝化峰值约出现在第70天。各处理表现为无机肥施入比例越大其净硝化量越大,至培养第90天,U1处理较其余处理显著 ($P < 0.05$) 高10.58% ~ 37.74%。

在S2盐分条件下,各施肥处理净硝化量迅速升高,各处理净硝化量达到平稳时间较S1盐分条件下均有所提前,而净硝化峰值较S1盐分条件下有所降低,U1、U301处理于第28天基本保持不变,其余处理峰值出现时间为第42天,U1、U301、U101、U103、O1处理净硝化量最大值分别较S1盐分条件下降低11.65%、10.99%、10.05%、5.96%和0.53%,随着有机肥施入比例越大2种盐分条件下差异越小。

在S3盐分条件下,各施肥处理净硝化量增长速率较S1、S2盐分条件下均减缓,U1、U301处理于第56天基本趋于不变,而U101、U103、O1处理在培养第90天还未达到最大值,依然有增加的趋势。各处理在S4盐分条件下净硝化量变化规律与S3盐分条件下基本一致,U1、U301处理在培养第90天时较S3盐分条件下分别降低24.49%和20.96%,其余处理在培养结束时仍保持上升的态势。

双因素方差分析结果(表4)表明,在整个培养期内,土壤盐分及氮源类型均对土壤净硝化量产生极显著影响,盐分水平和有机无机肥配比之间的交互作用在除培养第90天外都对土壤净硝化量产生极显著影响。

2.3 不同有机无机肥配施比例对不同程度盐渍化土壤净氮矿化量的影响

从图3可看出,有机无机肥配施比例在不同土

表4 土壤净硝化量的双因素方差分析(F)

Tab. 4 Two-way analysis of variance on soil net nitrification

培养时间/d	盐分水平(S)	氮源类型(N)	S × N
1	828.29 **	210.41 **	104.27 **
3	773.68 **	247.61 **	120.77 **
7	184.83 **	364.95 **	36.38 **
14	309.78 **	696.35 **	27.18 **
21	486.43 **	568.09 **	26.38 **
28	579.76 **	500.28 **	10.45 **
42	367.59 **	155.26 **	5.44 **
56	490.42 **	205.51 **	8.02 **
78	396.70 **	133.73 **	2.99 *
90	313.30 **	95.18 **	1.53

壤盐分条件下对土壤净氮矿化量有较明显的区别。在S1盐分条件下,CK处理土壤净氮矿化量基本为负值,但呈逐渐升高的趋势,至培养结束时其值为0.08 mg/kg,其余施肥处理净氮矿化量均为正值,呈升-降-升的动态变化趋势,U1、U301处理于培养第28天趋于稳定,其余处理在培养第56天基本保持不变。化肥施入比例越大净氮矿化量越大,至培养第90天,U1处理较其余处理显著 ($P < 0.05$) 高10.59% ~ 37.74%,随着有机肥施入比例增大差异越大。

当盐分升至S2盐分水平时,CK处理土壤净氮矿化量在培养期间内均为正值。U1、U301处理净氮矿化量趋于稳定所需时间与S1盐分条件下几乎一致,峰值分别较S1盐分条件下降低10.35%和9.23%,而U101、U103、O1处理净氮矿化量趋于稳定时间较S1盐分条件下有所提前,于培养第42天基本保持不变,净氮矿化峰值较S1盐分条件下分别

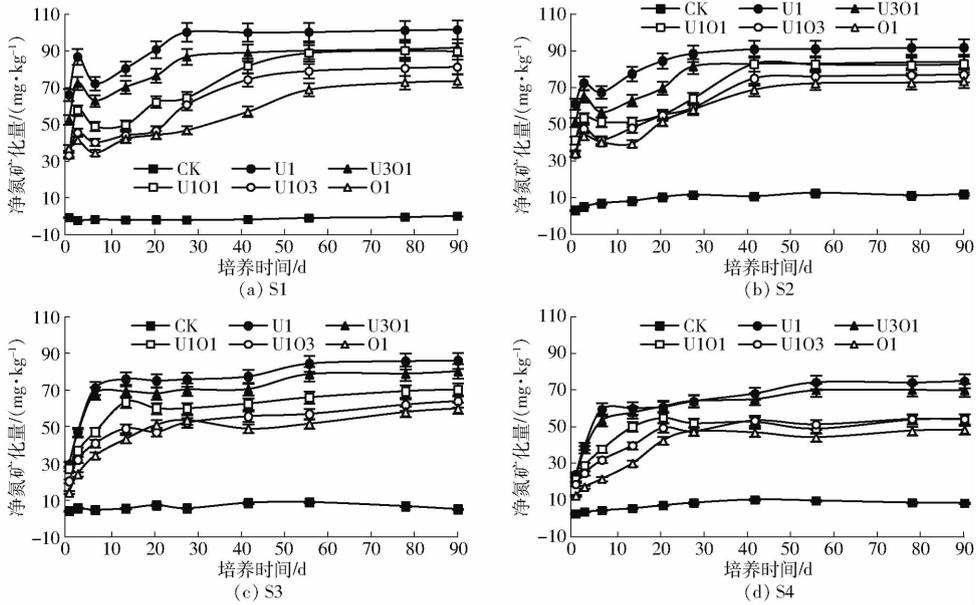


图3 土壤净氮矿化量变化曲线

Fig.3 Variation curves of soil net nitrogen mineralization

降低 7.69%、5.08% 和 1.80%。S2 盐分条件下各处理依然表现为化肥施入比例大的处理净氮矿化量越大, U1 处理较其余处理显著高 8.65% ~ 18.44%, 但随着有机肥施入比例增大差异较 S1 条件下减小。

在 S3 盐分条件下, CK 处理净氮矿化量为正值, 在培养期内呈上下波动态势, 其余施肥处理表现出逐渐上升态势, U1、U3O1 处理净氮矿化量在第 56 天趋于稳定, 其余处理在第 70 天增幅变缓, U1 处理峰值较其余处理显著 ($P < 0.05$) 高 7.22% ~ 43.10% (除 U3O1 处理不显著), 各处理峰值较 S2 盐分条件下分别降低 4.58% ~ 19.92%, 有机肥施入比例越大的处理降低幅度越大。在 S4 盐分条件下, 各处理净氮矿化量变化趋势与 S3 盐分条件下基本一致, 在培养第 21 ~ 28 天达到峰值, 随后呈小幅波动态势。总体来说, 化肥施入比例越大净氮矿化量越大, 同一处理净矿化量较 S3 盐分条件下有不同程度的降低。

从双因素方差分析结果(表 5)得出, 盐分及氮源类型对培养期间净氮矿化量产生极显著影响, 二者之间的交互作用除对培养第 90 天土壤净氮矿化量无显著影响外, 对其余时期均产生极显著影响。从 F 值来看, 土壤盐分及氮源类型是影响氮素矿化过程的主要因素, 两者之间的交互作用是影响净氮矿化量的次要原因。

2.4 不同有机无机配施比例对不同程度盐渍化土壤电导率的影响

从表 6 可看出, 至培养结束时, 各盐分水平不同氮源类型对土壤电导率均产生显著影响。不同盐分

表 5 土壤净氮矿化量的双因素方差分析 (F)

Tab.5 Two-way analysis of variance on soil net nitrogen mineralization

培养时间/d	盐分水平(S)	氮源类型(N)	S × N
1	769.78 **	276.38 **	32.13 **
3	554.10 **	300.85 **	11.99 **
7	69.18 **	390.21 **	4.84 **
14	54.24 **	297.45 **	6.17 **
21	34.49 **	210.43 **	11.78 **
28	81.59 **	193.65 **	10.36 **
42	165.58 **	113.94 **	4.17 **
56	174.33 **	109.22 **	4.34 **
78	148.90 **	83.07 **	2.10 *
90	146.32 **	78.08 **	1.90

表 6 各试验处理土壤电导率

Tab.6 Soil electrical conductivity of each treatment

处理	dS/m			
	S1	S2	S3	S4
CK	0.44 ^e	0.85 ^d	1.33 ^d	1.87 ^c
U1	1.14 ^a	1.49 ^a	1.95 ^a	2.26 ^a
U3O1	1.06 ^b	1.48 ^a	1.86 ^a	2.17 ^{ab}
U1O1	0.99 ^b	1.43 ^a	1.80 ^{ab}	2.09 ^{ab}
U1O3	0.85 ^c	1.32 ^b	1.70 ^{bc}	2.06 ^{ab}
O1	0.75 ^d	1.19 ^c	1.60 ^c	2.02 ^{bc}

注: 同列不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。

水平下, CK 处理土壤电导率较培养开始时均有所降低, 这一结果是由于培养期间不断向土壤中加水, 从而导致土壤盐分稀释所造成。各施肥处理均可以促使土壤电导率增大, 且呈现有机肥施入比例越大土壤电导率增幅越小的趋势, 这可能与肥料化学组成有关, 本试验所使用有机肥为玉米秸秆腐熟后喷浆

造粒而成,含盐量较少,从而使得有机肥水解并不会造成盐分大幅上升。在S1土壤盐分条件下,各处理土壤电导率均呈现显著性($P < 0.05$)差异,U1处理较其余施肥处理分别高8.34%~52.50%,而随着土壤盐分水平增加,各施肥处理之间土壤电导率差异逐渐减小,至S4土壤盐分水平时,U1处理除较O1处理显著高11.79%外,与其余处理均无显著性差异。说明随着本底土壤盐分逐渐增大,施肥对于土壤电导率的促进作用会逐渐减小。

3 讨论

肥料的有效性取决于其本身的化学特性及供试土壤的理化特征,是两者之间相互作用的结果^[31]。土壤中过量的可溶性盐不仅会影响微生物的正常分布^[32],同时也对氮素转化的生物过程产生影响^[33]。因此,通过合理的施肥模式来调控不同盐分条件下土壤氮素释放过程是提高氮素有效性的的重要途径。

本研究表明,土壤盐分水平在0.46~0.98 dS/m时,不施肥处理土壤净氮化量在培养期间为负值,而在盐分水平达到1.55~1.98 dS/m时,土壤净氮化量转为正值。说明低盐分条件下微生物对 NH_4^+ -N的固持作用大于土壤本身的释放量,而高盐分水平可能会抑制微生物活性^[34-35],导致已矿化的铵态氮被微生物同化量减少。本研究结果发现,当盐分水平从0.46 dS/m升至0.98 dS/m时,土壤净氮化量下降速率明显加快,而当盐分水平升高至1.55 dS/m时,盐分延缓了 NH_4^+ -N的形成,且在随后的培养过程中净氮化量下降速度减缓。这可能是因为适当的土壤盐分会加快土壤硝化速率,而盐分水平过高会限制土壤硝化细菌的活性,从而抑制土壤 NH_4^+ -N向 NO_3^- -N的转化过程^[36-37]。前人研究表明,相较无机肥而言,有机肥具有肥效缓慢的特点^[38-39],本研究净氮化量动态变化过程也进一步证明了这一点,即在试验前期呈现随着有机肥施入比例越大土壤净氮化量越小的趋势,而在培养后期则呈现出相反态势。

本研究中,土壤净硝化量受土壤盐分水平及氮源类型影响较为明显。与土壤净氮化量表现不同,各盐分水平下CK处理土壤净硝化量在整个培养期间内均为正值,这是因为与 NH_4^+ -N相比,微生物利用 NO_3^- -N需要更多的能量^[40],同时, NH_4^+ -N的存在会抑制 NO_3^- -N的转运或硝态还原酶的合成^[41-42]。因此,土壤中硝态氮的同化作用几乎不存在。ZENG等^[43]研究表明,土壤盐分水平对硝化速率的影响有一个阈值(1.13 dS/m),当盐分水平小于此值时促进硝化速率,高于此值则抑制土壤硝化

速率,本研究在盐分水平处于0.46~1.98 dS/m时土壤净硝化量变化趋势也得到了相似的结果。本试验结果表明,盐分水平从0.46 dS/m增至0.98 dS/m时,盐分对化肥施入较多的处理土壤净硝化量抑制作用较大,而土壤盐分水平继续增大至1.55 dS/m及以上时,盐分水平对施入有机肥比例较大的处理也产生较明显的抑制作用, NO_3^- -N形成速率减缓。这可能是因为土壤盐分较低时,有机肥对土壤盐分的加重程度较小,从而对硝化作用的抑制较小,而化肥的施用会较大幅度地提升土壤盐分水平,抑制土壤氮素的硝化作用;当土壤盐分处于较高水平时,土壤本身盐分水平对不同氮源类型硝化过程均会产生强烈的抑制作用。

土壤盐分及有机无机肥配施比例均会对土壤净氮矿化量产生显著影响。随着盐分水平增大,不施肥处理土壤净氮矿化量由负值转为正值,且呈逐渐增大的趋势,说明盐分水平的增加会导致微生物主导的腐质化过程弱于土壤的矿化作用。本研究发现,当土壤盐分水平在设计范围之内时,各施肥处理土壤净氮矿化量均随盐分水平升高而降低,这与CHANDRA等^[44]的研究结果一致。当土壤盐分水平较低(小于0.98 dS/m)时,土壤净氮矿化量在培养初期会产生短暂的下降,这可能由于此时期微生物对 NH_4^+ -N的同化量大于 NH_4^+ -N向 NO_3^- -N的转化量造成。本研究结果表明,各处理累积净氮矿化量的变化分为两部分,当盐分水平从0.46 dS/m增至0.98 dS/m时,各处理均较迅速地达到矿化峰值,且呈现出随着有机肥施入比例的增大净氮矿化量的差异减小的现象,这可能是由于有机肥对提高土壤盐分作用较小所导致,至培养结束时,S2盐分水平下单施有机肥处理较单施化肥处理土壤电导率降低25.02%。当土壤盐分水平为1.55 dS/m时,各处理净氮矿化量在培养后期又有上升态势,这可能是因为随着培养时间的延长,微生物细胞中渗透物质的积累会提高其耐盐能力^[45-46],微生物活性增强从而会促进矿化作用进行,矿质氮含量在培养后期呈持续增加态势。

土壤有机氮向无机氮的转化过程也伴随着 NH_3 、 N_2O 等气体的损失。本研究条件下,有机氮矿化的第1步即转化为 NH_4^+ -N,这也为土壤氮挥发提供了充足的底物。不同盐分及有机无机肥配施比例所产生的矿化过程不一,导致各处理氮挥发损失也会有所差异。研究表明,随着土壤盐分水平的升高,土壤氮挥发损失增加^[47],这可能也是导致本研究净氮矿化量随着盐分增加逐渐减小的原因之一。但本研究发现,适当的增加土壤盐分水平会促进土壤硝

化作用(由 0.46 dS/m 增至 0.98 dS/m 时),从而快速降低土壤 NH_4^+ -N 含量,减少土壤氨挥发损失^[48],而随着盐分继续增加,土壤硝化作用被抑制,又将增加土壤氨挥发累积量^[49]。研究表明, N_2O 是土壤硝化过程和反硝化过程的中间产物,土壤含盐量及氮源类型均会影响土壤硝化和反硝化过程。RESHAM 等^[50]研究发现,随着土壤盐分水平增加, N_2O 排放量将增加。这可能是因为盐分较高时,会抑制亚硝酸盐氧化菌,导致硝化过程基本停留在亚硝酸盐阶段,同时高盐分水平会抑制 N_2O 还原酶活性,使得异养反硝化过程产生大量 N_2O ^[51],这可能也是导致本研究随着盐分水平增加土壤净硝化量减小的原因之一。本研究表明,当盐分水平较低时(0.46 dS/m),随着有机肥施入比例增大土壤 NH_4^+ -N 释放量减小但周期延长,因此,采取适当的有机无机肥配施模式对于降低 NH_3 、 N_2O 损失极为重要。盐分水平增至 0.98 dS/m 时,各施肥处理之间净氨化量差异减小,且增施有机肥相较低盐水平可以促进土壤硝化作用的进行,从而可以减少氨挥发及 N_2O 损失,提高氮素有效性;当盐分水平增至 1.55 dS/m 及以上水平时,有机肥施入较多的处理氨化过程迟缓,同时硝化作用也受到抑制,可能会造成过多的气体损失。因此,针对不同土壤盐分水平进行合理的有机无机氮肥调配对于减小面源污染及提高氮素有效利用极为重要。

微生物在土壤养分循环过程中起着重要作用。研究表明,土壤盐分含量过高会降低微生物活性和生物量^[52],改变微生物群落结构^[53],而有机肥可为微生物提供能源物质碳素和营养物质氮素,提高微生物活性^[54]。关于系统探讨不同盐分条件下有机无机肥配施比例对微生物活性影响来揭示土壤供氮效应机制,

还有待进一步研究。本试验结果表明,随着土壤盐分增大,氮源类型对土壤矿化过程影响增大,说明有机无机肥配施在盐分较大的土壤更具优越性。

4 结论

(1) 双因素方差分析表明,土壤盐分及有机无机肥配施比例均显著影响培养期内氮素矿化过程。土壤氨化作用随着盐分水平的升高逐渐减弱;土壤电导率从 0.46 dS/m 增至 0.98 dS/m 时,盐分水平的增加促进了土壤硝态氮的生成速率,但当土壤电导率增至 1.55 dS/m 及以上时,会抑制土壤硝态氮的形成。

(2) 同一盐分水平,随着有机肥施入比例的增大,土壤铵态氮及硝态氮的形成速率减缓,且矿化量减少;当土壤电导率为 0.98 dS/m 时,对有机肥施入较多的处理矿化抑制作用较小,不同有机无机肥配施处理之间矿化量差异减小,但当土壤电导率在 1.55 ~ 1.97 dS/m 时,会对有机肥施入比例较大处理的矿化过程产生延缓作用,但并不会完全抑制,在培养后期仍呈现出持续增加的态势。

(3) 综合来看,为保证合理的氮素供应,不同盐分水平下应进行合理的有机无机肥配施。在土壤盐分水平较低时(0.46 dS/m),有机无机肥各半配施在培养期间会产生平稳的氮素释放过程,且氮矿化量也处于较高水平;当土壤电导率增至 0.98 dS/m,可以适当增大有机肥施入比例,该处理前期氮矿化量较少,可以减少氮素损失,而在后期氮矿化量增大,利于作物吸收利用;当土壤电导率升至 1.55 dS/m 以上时,有机肥矿化量较少,且矿化周期较长,无法满足作物对氮素的高需求期,需要适当增大无机肥施入比例,以保证充足的氮素供应。

参 考 文 献

- [1] AKHTAR M, HUSSAIN F, ASHRAF M Y, et al. Influence of salinity on nitrogen transformations in soil[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2012, 43(12):1674-1683.
- [2] MCCLUNG G, FRANKENBERGER W T. Soil nitrogen transformations as affected by salinity[J]. Soil Science, 1985, 139(5):405-411.
- [3] IRSHAD M, HONNA T, YAMAMOTO S, et al. Nitrogen mineralization under saline conditions[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2005, 36(11-12):1681-1689.
- [4] LTEIF A, WHALEN J K, BRADLEY R L, et al. Nitrogen transformations revealed by isotope dilution in an organically fertilized hybrid poplar plantation[J]. Plant and Soil, 2010, 333(1-2):105-116.
- [5] 银敏华,李援农,李昊,等.氮肥运筹对夏玉米根系生长与氮素利用的影响[J/OL].农业机械学报,2016,47(6):129-138. YIN Minhua, LI Yuannong, LI Hao, et al. Effects of nitrogen application rates on root growth and nitrogen use of summer maize [J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2016, 47(6):129-138. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?file_no=20160617&flag=1&journal_id=jcsam. DOI: 10.6041/j.issn.1000-1298.2016.06.017. (in Chinese)
- [6] PRATT P F. Nitrogen use and nitrate leaching in irrigated agriculture[J]. Nitrogen in Crop Production, 1984, 105(2):407-415.
- [7] RAMOS C. Effect of agricultural practices on the nitrogen losses to the environment[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 1995, 43(1):183-189.

- [8] ASLAM M, QURESHI R H. Fertilizer management in salt-affected soils for high productivity [C] // In Proceedings of the Symposium on "Plant Nutrition for Sustainable Plant Growth," Islamabad, Pakistan: National Fertilizer Development Center, 1998:89 - 109.
- [9] YADAV J S P. Salt-affected soils of India and their management [C] // In Managing Soil Resources: Proceedings of the First National Congress on Soil Science, Lahore, Pakistan: Soil Science Society of Pakistan. 1988:151 - 160.
- [10] CECCOLI G, SENN M E, BUSTOS D, et al. Genetic variability for responses to short- and long-term salt stress in vegetative sunflower plants [J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2012, 175(6):882 - 890.
- [11] CHEN W, HOU Z, WU L, et al. Effects of salinity and nitrogen on cotton growth in arid environment [J]. *Plant and Soil*, 2010, 326(1 - 2):61 - 73.
- [12] TEJADA M, GARCIA C, GONZALEZ J L, et al. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: influence on the physical, chemical and biological properties of soil [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38(6):1413 - 1421.
- [13] LOPEZ-VALDEZ F, FERNANDEZ-LUQUENO F, LUNA-GUIDO M L, et al. Microorganisms in sewage sludge added to an extreme alkaline saline soil affect carbon and nitrogen dynamics [J]. *Applied Soil Ecology*, 2010, 45(3):225 - 231.
- [14] WU Y, LI Y, ZHENG C, et al. Organic amendment application influence soil organism abundance in saline alkali soil [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2013, 54:32 - 40.
- [15] LIANG Y, SI J, NIKOLIC M, et al. Organic manure stimulates biological activity and barley growth in soil subject to secondary salinization [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37(6):1185 - 1195.
- [16] SEUFERT V, RAMANKUTTY N, FOLEY J A. Comparing the yields of organic and conventional agriculture [J]. *Nature*, 2012, 485(7397):229 - 232.
- [17] PANG X P, LETEY J. Organic farming: challenge of timing nitrogen availability to crop nitrogen requirements [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(1):247 - 253.
- [18] 张旭, 席北斗, 赵越, 等. 有机废弃物堆肥培肥土壤的氮矿化特性研究 [J]. *环境科学*, 2013, 34(6):2448 - 2455.
ZHANG Xu, XI Beidou, ZHAO Yue, et al. Characteristics of organic nitrogen mineralization in organic waste compost-amended soil [J]. *Environmental Science*, 2013, 34(6):2448 - 2455. (in Chinese)
- [19] KESSEL J V, REEVES J. Nitrogen mineralization potential of dairy manures and its relationship to composition [J]. *Biology & Fertility of Soils*, 2002, 36(2):118 - 123.
- [20] 张名豪, 卢吉文, 赵秀兰. 有机物料对两种紫色土氮素矿化的影响 [J]. *环境科学*, 2016, 37(6):2291 - 2297.
ZHANG Minghao, LU Jiwen, ZHAO Xiulan. Effect of different organic materials on nitrogen mineralization in two purple soils [J]. *Environmental Science*, 2016, 37(6):2291 - 2297. (in Chinese)
- [21] WESTERMAN R L, TUCKER T C. Effect of salts and salts plus nitrogen-15-labeled ammonium chloride on mineralization of soil nitrogen, nitrification, and immobilization [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1974, 38(4):602.
- [22] AGGARWAL R K. Interdependence of ammonia volatilization and nitrification in arid soils [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 51(3):201 - 207.
- [23] 马晓霞, 王莲莲, 黎青慧, 等. 长期施肥对玉米生育期土壤微生物量碳氮及酶活性的影响 [J]. *生态学报*, 2012, 32(17):5502 - 5511.
MA Xiaoxia, WANG Lianlian, LI Qinghui, et al. Effects of long-term fertilization on soil microbial biomass carbon and nitrogen and enzyme activities during maize growing season [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(17):5502 - 5511. (in Chinese)
- [24] BURGER M, JACKSON L E. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2003, 35(1):29 - 36.
- [25] 田飞飞, 纪鸿飞, 王乐云, 等. 施肥类型和水热变化对农田土壤氮素矿化及可溶性有机氮动态变化的影响 [J]. *环境科学*, 2018, 39(10):327 - 336.
TIAN Feifei, JI Hongfei, WANG Leyun, et al. Effects of various combinations of fertilizer, soil moisture, and temperature on nitrogen mineralization and soluble organic nitrogen in agricultural soil [J]. *Environmental Science*, 2018, 39(10):327 - 336. (in Chinese)
- [26] HAN K H, CHOI W J, HAN G H, et al. Urea-nitrogen transformation and compost-nitrogen mineralization in three different soils as affected by the interaction between both nitrogen inputs [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2004, 39(3):193 - 199.
- [27] REDDY N, CROHN D M. Effects of soil salinity and carbon availability from organic amendments on nitrous oxide emissions [J]. *Geoderma*, 2014, 235 - 236:363 - 371.
- [28] 史海滨. 盐渍化土壤水热盐迁移与节水灌溉理论研究 [M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2011.
- [29] 黄昌勇. 土壤学 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [30] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [31] HABTESELASSIE M Y, MILLER B E, THACKER S G, et al. Gross nitrogen transformations in an agricultural soil after repeated dairy-waste application [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(4):1338 - 1348.
- [32] GIOACCHINI P, RAMIERI N A, MONTECCHIO D, et al. Dynamics of mineral nitrogen in soils treated with slow release fertilizers [J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2006, 37(1 - 2):1 - 12.
- [33] BERNHARD A E, TUCKER J, GIBLIN A E, et al. Functionally distinct communities of ammonia-oxidizing bacteria along an

- estuarine salinity gradient[J]. *Environmental Microbiology*, 2007, 9(6):1439 – 1447.
- [34] ANDRONOV E E, PETROVA S N, PINAEV A G, et al. Analysis of the structure of microbial community in soils with different degrees of salinization using T-RFLP and real-time PCR techniques[J]. *Eurasian Soil Science*, 2012, 45(2):147 – 156.
- [35] YAN N, MARSCHNER P. Response of microbial activity and biomass to increasing salinity depends on the final salinity, not the original salinity[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 53:50 – 55.
- [36] VERSTRAETE W, FOCHT D D. Biochemical ecology of nitrification and denitrification[J]. *Advances in Microbial Ecology*, 1977, 1(6):135 – 214.
- [37] LAURA R D. Salinity and nitrogen mineralization in soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1977, 9(5):333 – 336.
- [38] MANNA M C, SWARUP A, WANJART R H, et al. Long-term effect of fertilizer and manure application on soil organic carbon storage, soil quality and yield sustainability under sub-humid and semi-arid tropical India[J]. *Field Crops Research*, 2005, 93(2):264 – 280.
- [39] 李燕青. 不同类型有机肥与化肥配施的农学和环境效应研究[D]. 北京:中国农业科学院,2016.
LI Yanqing. Study on agronomic and environmental effects of combined application of different organic manures with chemical fertilizer[D]. Beijing:Chinese Academy of Agricultural Sciences,2016. (in Chinese)
- [40] LINDELL D, POST A F. Ecological aspects of *ntcA* gene expression and its use as an indicator of the nitrogen status of marine *Synechococcus* spp[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2001, 67(8):3340 – 3349.
- [41] VAN T R J, STOUTHAMER A H, PLANTA R J. Regulation of nitrate assimilation and nitrate respiration in *Aerobacter aerogenes*[J]. *Febs Letters*, 1968, 96(5):1455.
- [42] SIAS S R, INGRAHAM J L. Isolation and analysis of mutants of *Pseudomonas aeruginosa* unable to assimilate nitrate[J]. *Archives of Microbiology*, 1979, 122(3):263.
- [43] ZENG W Z, XU C, WU J W, et al. Effect of salinity on soil respiration and nitrogen dynamics[J]. *Ecological Chemistry and Engineering*, 2013, 20(3):519 – 530.
- [44] CHANDRA S, JOSHI H C, PATHAK H, et al. Effect of potassium salts and distillery effluent on carbon mineralization in soil[J]. *Bioresource Technology*, 2002, 83(3):255 – 257.
- [45] ASGHAR H N, SETIA R, MARSCHNER P. Community composition and activity of microbes from saline soils and non-saline soils respond similarly to changes in salinity[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 47:175 – 178.
- [46] HAGEMANN M. Molecular biology of cyanobacterial salt acclimation[J]. *Fems Microbiology Reviews*, 2011, 35(1):87 – 123.
- [47] MCCLUNG G, FRANKENBERGER W T. Soil nitrogen transformations as affected by salinity[J]. *Soil Science*, 1985, 139(5):405 – 411.
- [48] 李建兵,黄冠华. 盐分对粉壤土氮转化的影响[J]. *环境科学研究*, 2008, 21(5):98 – 103.
LI Jianbing, HUANG Guanhua. Pilot study of salinity (NaCl) affecting nitrogen transformation in silt loam soil[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(5):98 – 103. (in Chinese)
- [49] 梁飞,田长彦. 土壤盐渍化对尿素与磷酸脲氮挥发的影响[J]. *生态学报*, 2011, 31(14):3999 – 4006.
LIANG Fei, TIAN Changyan. Effects of soil salinization on ammonia volatilization characteristics of urea and urea phosphate[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(14):3999 – 4006. (in Chinese)
- [50] RESHAM T, AMITAVA C, ABBEY W, et al. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions from naturally occurring sulfate-based saline soils at different moisture contents[J]. *Pedosphere*, 2017, 27:868 – 876.
- [51] 代伟,赵剑强,丁家志,等. 高盐高碱环境下硝化反硝化过程及 N₂O 产生特征[J]. *环境科学*, 2019, 40(8):3730 – 3737.
DAI Wei, ZHAO Jianqiang, DING Jiazhi, et al. Characteristics of nitrification and denitrification process and N₂O production under the influent of high salt and alkali[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(8):3730 – 3737. (in Chinese)
- [52] ELMAJDOUB B, BARNETT S, MARSCHNER P. Response of microbial activity and biomass in rhizosphere and bulk soils to increasing salinity[J]. *Plant & Soil*, 2014, 381(1 – 2):297 – 306.
- [53] GAO Y C, WANG J N, GUO S H, et al. Effects of salinization and crude oil contamination on soil bacterial community structure in the Yellow River Delta region, China[J]. *Applied Soil Ecology*, 2015, 86:165 – 173.
- [54] FOSTER E J, HANSEN N, WALLENSTEIN M, et al. Biochar and manure amendments impact soil nutrients and microbial enzymatic activities in a semi-arid irrigated maize cropping system[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 233(3 – 4):404 – 414.