

不同质地黑土净氮转化速率和温室气体排放规律研究

郎漫, 李平, 魏玮

引用本文:

郎漫, 李平, 魏玮. 不同质地黑土净氮转化速率和温室气体排放规律研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(2): 429–436.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1042>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同施肥处理对黑土硝化作用和矿化作用的影响

李平, 郎漫, 李煜姗, 李倩文, 吴嘉晨, 杨帆, 白昕欣

农业环境科学学报. 2015(7): 1326–1332 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.07.014>

干湿交替和外源氮对农田土壤CO₂和N₂O释放的影响

张传更, 高阳, 王广帅, 李双

农业环境科学学报. 2018, 37(9): 2079–2090 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1608>

土壤温室气体排放对C/N的响应

李彬彬, 武兰芳

农业环境科学学报. 2018, 37(9): 2067–2078 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1607>

添加生物黑炭对茶园土壤CO₂、N₂O排放的影响

陈玉真, 王峰, 尤志明, 吴志丹, 江福英, 张磊, 翁伯琦

农业环境科学学报. 2015, 34(5): 1009–1016 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.05.026>

凋落茶叶对华中地区酸化茶园土壤N₂O与CO₂排放的影响

田亚男, 何志龙, 吕昭琪, 夏文建, 林杉

农业环境科学学报. 2016, 35(8): 1625–1632 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0052>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

郎漫, 李平, 魏玮. 不同质地黑土净氮转化速率和温室气体排放规律研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(2): 429–436.

LANG Man, LI Ping, WEI Wei. Regularity of net nitrogen transformation rates and greenhouse gas emissions in black soil of different textures[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(2): 429–436.

不同质地黑土净氮转化速率和温室气体排放规律研究

郎漫^{1,2}, 李平^{1,2*}, 魏玮²

(1. 南京信息工程大学江苏省农业气象重点实验室, 南京 210044; 2. 南京信息工程大学应用气象学院, 南京 210044)

摘要:为探讨黑龙江省半干旱地区不同质地黑土的净氮转化速率和温室气体排放规律,以壤砂土和粉壤土为研究对象开展室内培养试验,对土壤净硝化速率和净矿化速率、 N_2O 和 CO_2 排放速率与累积排放量进行研究。结果表明:7 d培养期间壤砂土的平均净矿化速率和 CO_2 平均排放速率分别为 $0.49 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $0.30 \text{ mg CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,显著低于粉壤土的平均净矿化速率($1.37 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)和 CO_2 平均排放速率($0.47 \text{ mg CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)。壤砂土的平均净硝化速率和 N_2O 平均排放速率分别为 $1.65 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $212.6 \text{ ng N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$,显著低于粉壤土的 $5.02 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $521.3 \text{ ng N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 。壤砂土和粉壤土的 N_2O 排放比率分别为 $0.081\% \sim 0.301\%$ 和 $0.210\% \sim 0.254\%$ 。研究表明,土壤质地显著影响土壤净氮转化速率和温室气体排放,壤砂土较低的pH、有机碳和水溶性有机碳含量是导致其净硝化速率、净矿化速率以及 N_2O 、 CO_2 排放速率显著低于粉壤土的主要原因。

关键词:壤砂土;粉壤土;矿化;硝化; N_2O ; CO_2

中图分类号:S153,X16 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2020)02-0429-08 **doi:**10.11654/jaes.2019-1042

Regularity of net nitrogen transformation rates and greenhouse gas emissions in black soil of different textures

LANG Man^{1,2}, LI Ping^{1,2*}, WEI Wei²

(1. Jiangsu Key Laboratory of Agricultural Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China;
2. School of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China)

Abstract: To better understand the net nitrogen transformation rates and greenhouse gas emissions in black soils, a short-term (7 day) laboratory incubation experiment was conducted on two soils of different textures (loamy sand and silt loam) from the semi-arid region in Heilongjiang Province, China. The rates of net nitrification and net mineralization, N_2O and CO_2 emission rates, and cumulative emissions were determined. Our results showed that the average net mineralization rate and CO_2 emission rate of loamy sand soil during the 7-day incubation period was $0.49 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ and $0.30 \text{ mg CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, respectively, which was significantly lower than the rates for the silt loam soil ($1.37 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ and $0.47 \text{ mg CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, respectively). The average net nitrification rate and N_2O emission rate of loamy sand soil was $1.65 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ and $212.6 \text{ ng N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, respectively, which was significantly lower than the rates for the silt loam soil ($5.02 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ and $521.3 \text{ ng N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, respectively). The N_2O emission ratio from loamy sand soil and silt loam soil ranged from 0.081% to 0.301% and 0.210% to 0.254% , respectively. Soil texture significantly affected net nitrogen transformation rates and greenhouse gas emissions. The lower soil pH and the lower organic carbon and water-soluble organic carbon concentrations in the loamy sand soil were the main reasons for the significantly lower net nitrification rate, net mineralization rate, and emission rates of N_2O and CO_2 , as compared with the silt loam soil.

Keywords: loamy sand soil; silt loam soil; mineralization; nitrification; N_2O ; CO_2

收稿日期: 2019-09-20 录用日期: 2019-11-22

作者简介: 郎漫(1982—),女,黑龙江哈尔滨人,博士,副教授,从事土壤氮循环及其生态环境效应研究。E-mail: mlang@nuist.edu.cn

*通信作者: 李平 E-mail: pli@nuist.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(41301345, 41101284)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41301345, 41101284)

氮是植物生长发育所必需的大量营养元素。虽然土壤中氮的来源有多种途径,但植物吸收利用的氮主要来自土壤和肥料^[1]。土壤中的氮主要以有机氮的形态存在,土壤有机氮经微生物矿化作用转化为可以被植物直接吸收利用的铵态氮,因此矿化作用的强弱可以指示土壤本身供氮能力的大小^[2]。有机氮矿化产生的铵态氮在好氧条件下发生硝化作用转化为硝态氮,产生的硝态氮在降雨或者灌溉后可能发生淋溶而进入地下水和地表水中。此外,硝化过程中会产生中间产物温室气体 N_2O ,硝化过程产生的硝态氮经反硝化作用也会导致气态氮的损失。因此,研究土壤中的氮素矿化和硝化作用以及温室气体排放规律对于合理施用氮肥,提高氮肥利用率,保护农村生态环境,促进农业的可持续发展具有重要意义。

土壤中有机氮的矿化作用和硝化作用受水热条件、土壤性质、土地利用方式和底物数量等多种因素的影响^[3-5]。土壤质地与土壤的通气性和水分状况直接相关^[6],进而可能影响矿化作用和硝化作用的发生程度。Sleutel等^[7]认为土壤质地是影响有机氮矿化的主要因子,壤土的基础供氮能力和基础产量优于砂土^[8]。砂土的通气性能好,利于硝化作用的发生,但砂土的养分含量低,硝化细菌的数量少、活性差,因此硝化能力主要受制于微生物活性的高低^[9]。壤土的粉粒和黏粒含量相对较高,即使在水分含量较少的情况下也容易形成厌氧微区,导致硝化作用和反硝化作用偶联,促进 N_2O 的大量排放^[10-11]。而砂土即使在100%土壤充水孔隙度(WFPS)水分条件下,硝化作用仍是 N_2O 排放的主要贡献源^[12]。与 N_2O 排放类似,土壤质地的差异也会影响土壤 CO_2 的排放。有研究表明^[13],添加相同玉米秸秆条件下粉质黏土的 CO_2 排放量要高于砂壤土。由此可见,土壤质地对土壤氮转化和温室气体排放过程中起着重要的作用,其影响机制还有待于深入研究。

黑龙江省半干旱地区地广人稀,土地资源丰富,是我国重要的商品粮基地。区内土壤类型多样,分布复杂,其中的两种重要农业耕作土壤——壤砂土和粉壤土均以种植玉米为主^[14]。由于降雨偏少且分布不均匀,土壤风蚀状况严重,导致该地区的土壤肥力不断下降,生产力不高^[15]。为了提高作物产量,农业生产中大量施用氮肥,过量化学氮的输入势必会对土壤氮循环过程和温室气体排放造成影响。然而,目前有关东北黑土区半干旱地区不同质地耕作土壤的氮素

转化和温室气体排放规律的研究尚未见诸报道。因此,本研究以黑龙江省半干旱地区的壤砂土和粉壤土为对象,通过室内培养试验研究土壤质地对净矿化速率、净硝化速率、 N_2O 和 CO_2 排放的影响规律及其机制,以期为黑土区半干旱地区耕作土壤的合理施肥和可持续利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 土样采集

供试土壤样品为壤砂土和粉壤土(国际制土壤质地分类)。壤砂土采自黑龙江省西南部的杜尔伯特蒙古族自治县($124^{\circ}42'E, 48^{\circ}47'N$),地处嫩江东岸,南接大庆市,北临齐齐哈尔市,西临内蒙古。该地区属中温带大陆性半干旱季风气候,年平均气温 $3.1^{\circ}C$,年平均降雨量 407.7 mm ,且时空分布不均,70%的降雨集中在6—8月。春季风大,气候干燥、蒸发力强,土壤风蚀非常严重。壤砂土是该地区的主要农业耕作土壤,占黑龙江省西部农业种植区土壤总面积的12.5%。粉壤土取自黑龙江省中南部的青冈县($125^{\circ}20'E, 47^{\circ}29'N$),距离杜尔伯特蒙古族自治县70 km,属中温带大陆性季风气候,年平均气温 $2.4^{\circ}C$,年平均降雨量 450.1 mm ,81%的降雨发生在6—8月,基本是雨热同季,有利于农作物生长发育。两个采样区的传统种植方式均为玉米连作,5月播种,10月收获,年均氮肥施用量约为 $750\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}$,2017年10月玉米收割后采集土壤样品。两个采样区各设置3个空间重复,每个空间重复采样点均按照S形采样法多点采集表层土壤(0~20 cm),去除可见的植物残体和砂粒,室温下风干、混匀、磨细过2 mm筛,4℃储存备用。土壤的基本理化性质见表1。

1.2 土壤培养

两种土壤均称取一系列30 g(干基)土样分别置于250 mL三角瓶中,用移液管向土壤表面均匀滴入去离子水使得土壤水分含量达到40%最大持水量,20℃下预培养7 d以便激活土壤微生物。预培养结束后,向土壤中加入1 mL NH_4NO_3 溶液使得氮浓度达到 $40\text{ }\mu\text{g NH}_4^+-N\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $40\text{ }\mu\text{g NO}_3^--N\cdot\text{g}^{-1}$,同时将土壤水分含量调至60%最大持水量。用锡箔盖住三角瓶的瓶口,并在锡箔上扎5个洞以利于通气,然后将三角瓶置于20℃的恒温培养箱中培养7 d。培养期间每日打开锡箔通气30 min,同时称质量补水使得土壤水分保持在60%最大持水量。分别于培养后0、1、3、5、7 d进行破坏性取样,每种土壤各取3瓶作为室内重复进行气体样品的采集。

表1 供试土壤的基本理化性质(平均值±标准差)

Table 1 Physic-chemical properties of the test soils (Mean±standard deviation)

理化性质 Physic-chemical properties	壤砂土 Loamy sand soil	粉壤土 Silt loam soil
pH	4.2±0.3b	5.0±0.4a
最大持水量 Water holding capacity/%	37.2±3.3b	52.4±5.6a
有机碳 Organic carbon/g·kg ⁻¹	18.9±1.8b	21.2±3.1a
全氮 Total N/g·kg ⁻¹	1.0±0.1b	2.3±0.4a
碳氮比 C/N	18.9±5.5a	9.2±3.7b
水溶性有机碳 Water soluble organic carbon/mg·kg ⁻¹	160.0±14.8b	241.0±13.4a
水溶性有机氮 Water soluble organic nitrogen/mg·kg ⁻¹	24.6±3.8b	32.5±2.4a
砂粒 Sand/%	84.5±4.2a	20.8±2.0b
粉粒 Silt/%	9.8±1.3b	62.2±4.5a
黏粒 Clay/%	5.7±1.1b	17.0±3.6a
铵态氮 NH ₄ ⁺ -N/mg·kg ⁻¹	1.2±0.2b	4.7±0.5a
硝态氮 NO ₃ ⁻ -N/mg·kg ⁻¹	10.2±1.1b	15.9±2.3a

注:同一行数据后的不同字母代表两种土壤间具有显著差异($P<0.05$)。

Note: The different letters in the same row indicate significant differences between the two test soils at $P<0.05$ level.

采气前将锡箔去掉,用带有取气孔的硅胶塞盖紧瓶口,分别在密闭瓶口后的0 h和24 h进行采气。采气时用20 mL注射器反复抽取5次以利于瓶内空气混匀,然后抽取20 mL气体注入事先抽真空的12.5 mL取气瓶中,测定N₂O和CO₂的浓度。气体采集后,向三角瓶中加入75 mL 2 mol·L⁻¹ KCl溶液,恒温振荡1 h后过滤,将滤液收集至100 mL塑料瓶中,测定滤液中NH₄⁺-N和NO₃⁻-N浓度。

1.3 测定项目与方法

土壤pH采用电位法测定(水土比为2.5:1);土壤最大持水量(WHC)采用漏斗法测定^[16];土壤黏粒、粉粒和砂粒含量采用吸管法测定;土壤有机碳采用重铬酸钾外加热容量法测定;全氮含量采用凯氏定氮法测定;水溶性有机碳和有机氮用冷水浸提(液土比为5:1),过微孔滤膜后用有机碳氮分析仪测定;土壤无机氮含量(NH₄⁺-N和NO₃⁻-N)用2 mol·L⁻¹ KCl浸提(液土比为2.5:1),过滤后用流动分析仪测定;N₂O和CO₂气体浓度采用岛津气相色谱仪测定。

1.4 结果计算与统计分析

净硝化速率采用培养前后NO₃⁻-N的变化量除以培养时间计算得出,净矿化速率采用培养前后无机氮(NH₄⁺-N和NO₃⁻-N)的变化量除以培养时间计算得出。气体排放速率和累积排放量参照文献[17]中的计算方法。N₂O排放比率为N₂O累积排放量与净硝化氮量之比^[18]。

全文采用Origin作图,采用SPSS 13.0软件进行数据统计分析。

2 结果与分析

2.1 无机氮含量的动态变化

培养过程中土壤无机氮含量的动态变化如图1所示。随着培养时间的推进,壤砂土和粉壤土NH₄⁺-N含量均呈逐渐下降的趋势,且粉壤土中NH₄⁺-N含量的下降速度较壤砂土快。壤砂土中NH₄⁺-N含量由0 d时的44.7 mg N·kg⁻¹下降至培养结束时的36.5 mg N·kg⁻¹,粉壤土中NH₄⁺-N含量则由0 d时的39.2 mg N·kg⁻¹下降到培养结束时的12.1 mg N·kg⁻¹。与NH₄⁺-N的变化相反,壤砂土和粉壤土中NO₃⁻-N含量均随培养的进行逐渐上升,培养结束后,壤砂土和粉壤土中NO₃⁻-N含量分别为72.8、99.3 mg N·kg⁻¹,粉壤土中NO₃⁻-N含量的上升速度大于壤砂土,说明培养过程中土壤发生硝化作用导致了NO₃⁻-N的积累。

2.2 净硝化速率和净矿化速率

土壤质地类型对硝化作用和矿化作用的影响非常显著(图2)。培养7 d后,粉壤土的平均净硝化速率为5.02 mg N·kg⁻¹·d⁻¹,是壤砂土(1.65 mg N·kg⁻¹·d⁻¹)的3.04倍,两者差异极显著($P<0.01$);粉壤土的平均净矿化速率为1.37 mg N·kg⁻¹·d⁻¹,是壤砂土(0.49 mg N·kg⁻¹·d⁻¹)的2.82倍,两者差异极显著($P<0.01$)。

2.3 N₂O排放速率及其累积排放量

培养期间壤砂土和粉壤土的N₂O排放速率动态变化趋势相似(图3),均表现为随着培养的进行逐渐增加,达到峰值后又迅速下降,但是两者峰值出现的时间有所不同。壤砂土的N₂O排放速率峰值出现在

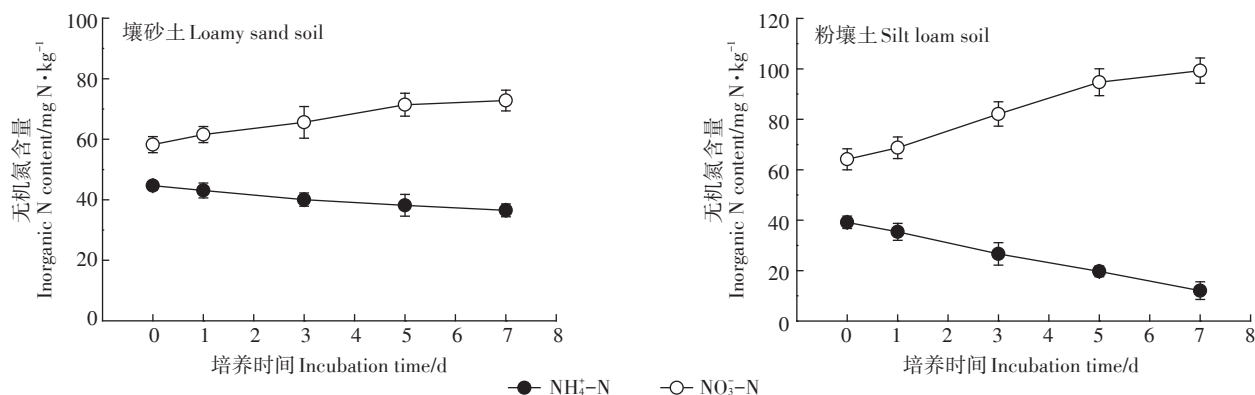
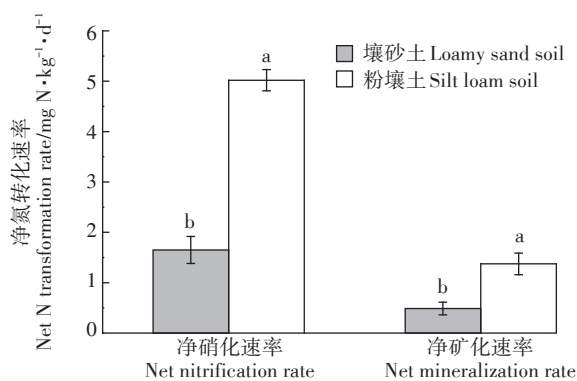


图1 壤砂土和粉壤土中无机氮含量的动态变化

Figure 1 Dynamic changes of inorganic N in loamy sand soil and silt loam soil



图中不同小写字母表示两种土壤间差异极显著 ($P < 0.01$)
Different lowercase letters indicate significant difference ($P < 0.01$) between the two test soils

图2 培养7 d后壤砂土和粉壤土的净硝化速率和净矿化速率
Figure 2 The net nitrification and mineralization rates of loamy sand soil and silt loam soil over a 7-day incubation period

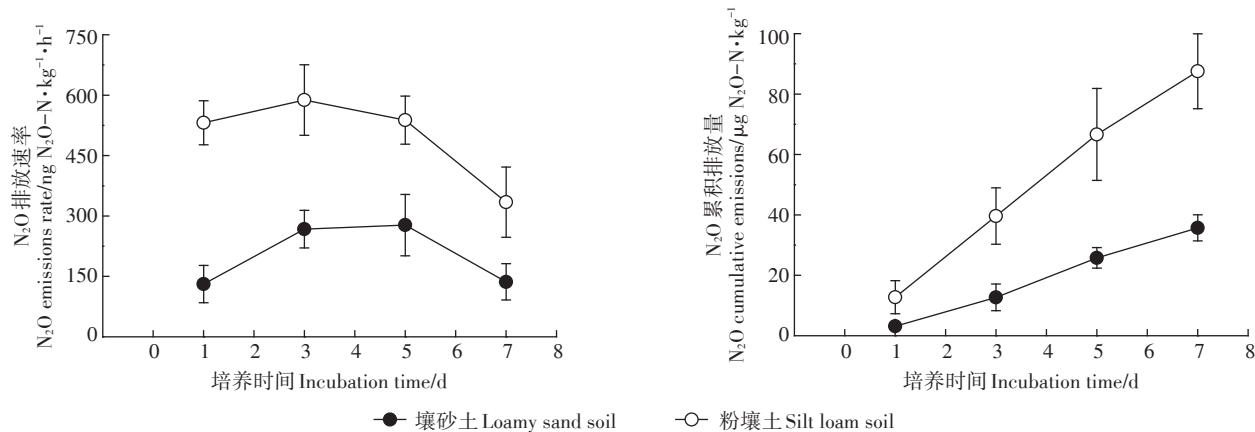
培养后的第5 d,而粉壤土的N₂O排放速率峰值出现在培养后的第3 d。整个培养期间粉壤土的N₂O排放速率介于334~588 ng N₂O-N·kg⁻¹·h⁻¹之间,平均排放

速率为521.3 ng N₂O-N·kg⁻¹·h⁻¹,而壤砂土的N₂O排放速率介于131~277 ng N₂O-N·kg⁻¹·h⁻¹之间,平均排放速率为212.6 ng N₂O-N·kg⁻¹·h⁻¹,显著低于粉壤土 ($P < 0.05$)。N₂O累积排放量随着培养时间的延长逐渐增加(图3),培养7 d后粉壤土的N₂O累积排放量达到87.6 μg N₂O-N·kg⁻¹,显著高于壤砂土的35.7 μg N₂O-N·kg⁻¹ ($P < 0.05$)。

粉壤土的N₂O排放比率在整个培养期间变化不大,介于0.210%~0.254%之间(图4)。壤砂土的N₂O排放比率在培养后的第1 d较低(0.081%),随后迅速增加,第3 d和第5 d变化不大,之后又迅速增加,至培养后的第7 d,N₂O排放比率达到了0.301%。

2.4 CO₂排放速率及其累积排放量

壤砂土和粉壤土的CO₂排放速率均随着培养的推进呈现逐渐下降的趋势(图5),说明土壤中可被微生物利用的有效碳数量在逐渐降低。壤砂土的CO₂排放速率由第1 d的0.36 mg CO₂-C·kg⁻¹·h⁻¹逐渐下降至第7 d的0.25 mg CO₂-C·kg⁻¹·h⁻¹,平均排放速率为

图3 壤砂土和粉壤土的N₂O排放速率和累积排放量Figure 3 The N₂O emission rate and cumulative emissions from loamy sand soil and silt loam soil

0.30 mg CO₂-C·kg⁻¹·h⁻¹。粉壤土的 CO₂排放速率由第 1 d 的 0.59 mg CO₂-C·kg⁻¹·h⁻¹ 逐渐下降至第 7 d 的 0.36 mg CO₂-C·kg⁻¹·h⁻¹, 平均排放速率为 0.47 mg CO₂-C·kg⁻¹·h⁻¹。整个培养期间,粉壤土的 CO₂排放速率均显著高于壤砂土($P<0.05$)。

培养期间 CO₂ 累积排放量随培养的进行显著增加(图 5)。至培养后的第 7 d,粉壤土的 CO₂ 累积排放量达到 78.8 mg CO₂-C·kg⁻¹, 显著高于壤砂土的 50.7 mg CO₂-C·kg⁻¹($P<0.05$)。

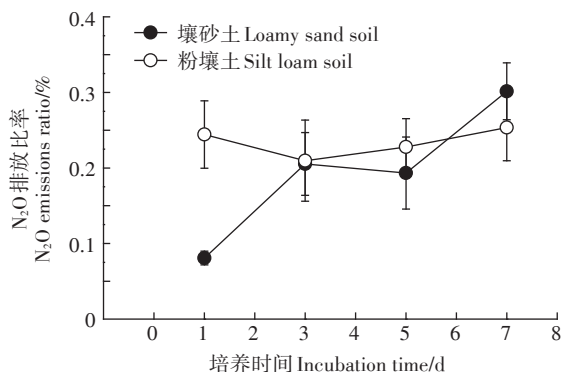


图4 壤砂土和粉壤土的 N₂O 排放比率

Figure 4 N₂O emission ratio from loamy sand soil and silt loam soil

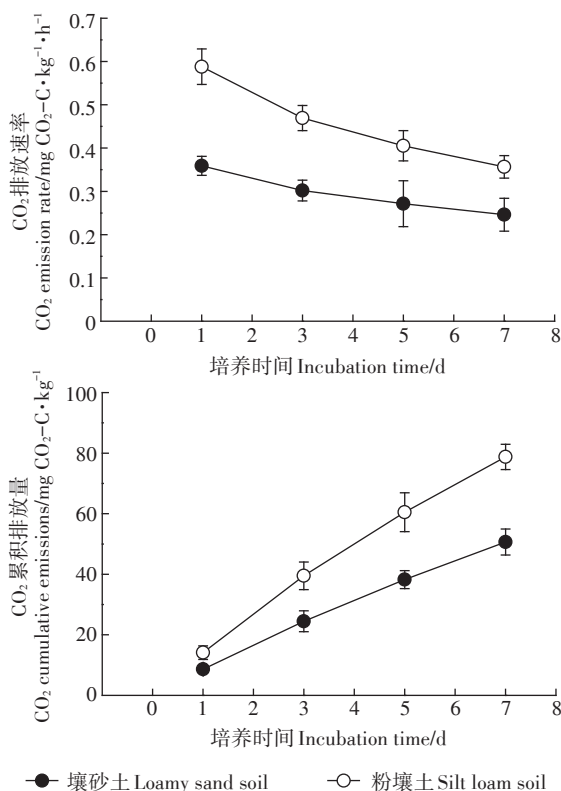


图5 壤砂土和粉壤土的 CO₂ 排放速率和累积排放量

Figure 5 CO₂ emission rate and cumulative emissions from loamy sand soil and silt loam soil

3 讨论

3.1 净氮转化速率

土壤氮素转化过程是由微生物控制的,土壤微生物活性受到很多因素的影响,而土壤质地是众多影响因素中非常重要的一个^[19-20],本文的研究结果也证实了这一点。有研究指出,土壤质地主要通过影响土壤微生物活动以及土壤黏粒与有机质相结合以保护有机质的方式来影响氮素的矿化^[21]。此外,土壤质地对土壤团聚体、土壤颗粒和土壤孔隙的大小和分布有很大影响,进而影响水分和气体在土壤中的传输和运移,最终影响土壤氮转化过程^[6]。通常,壤砂土在长期耕作过程中其易分解的碳氮有机物已经消耗殆尽,可供微生物利用的有效碳氮很少,微生物活性相对较弱;而质地较好、水气较为协调的粉壤土对养分的保持能力高于壤砂土,微生物生物量和活性较高,有利于有机氮矿化作用的进行^[22]。本研究中,壤砂土的净矿化速率显著低于粉壤土,还可能与壤砂土的有机碳含量较低有关(表 1)。已有研究结果表明^[23],有机碳能够为土壤微生物提供底物和能量,促进微生物的生长和繁殖。因此,土壤有机碳含量越高,微生物活性越强,净矿化速率越高^[24]。水溶性有机碳虽然占土壤有机碳库的一小部分,但最容易被微生物利用,其含量直接影响土壤微生物的数量和活性^[25]。因此,壤砂土相对较低的有机碳和水溶性有机碳含量,是导致净矿化速率显著低于粉壤土的另一主要原因。田冬等^[22]研究表明,砂土的 pH、有机质和全氮含量显著低于粉黏壤土和黏土,其净氮矿化速率也最低,这与本文的研究结果一致。壤砂土相对粉壤土具有较低的净矿化速率,表明壤砂土的氮素供应能力较低,能为植物提供的可利用有效氮数量有限,实际生产中需要施用氮肥以保证作物对养分的需求。然而,由于壤砂土砂粒含量高,粉粒和黏粒含量较低,土壤对 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的固持作用势必很弱,导致土壤的保肥性能差。因此,氮肥施用要采取少量多次的方式,以防止 NO₃⁻-N 淋溶造成的氮素损失。

土壤质地对净硝化速率的影响规律与净矿化速率相同,也表现为壤砂土的净硝化速率显著低于粉壤土。土壤质地通过影响土壤水分含量、透气性及氧化还原电位来影响硝化活性^[9]。通常壤砂土的砂粒含量高,黏粒含量低,通气性能好,利于硝化作用的发生,但本研究中壤砂土的硝化速率显著低于粉壤土,这可能是由于硝化作用同时受土壤 pH、养分有效性

以及土壤环境等多因素的影响^[26]。很多室内试验和田间试验结果表明,pH对硝化速率有显著影响,硝化微生物的活性随着pH的升高而升高^[27-29]。本研究中壤砂土相对较低的pH抑制了硝化微生物的生长和繁殖^[30],而且低pH下发生的硝化作用主要是真菌主导的异养硝化,其硝化能力远低于高pH下细菌主导的自养硝化作用^[31]。鲍俊丹等^[32]研究了我国典型土壤硝化作用与土壤性质的关系,发现在各种因素中,pH对土壤硝化速率的影响最大。丁洪等^[33]针对不同类型土壤硝化活性差异的研究结果也表明,pH低的土壤硝化活性弱,硝化率低,硝化作用与土壤质地和pH有很大关系,这与本文的研究结果一致。另外,与粉壤土相比,壤砂土的净矿化速率较低,能够为硝化微生物提供的硝化底物数量较少,间接抑制了硝化作用的发生。由此可见,土壤质地对硝化速率的影响关系复杂,很难断定试验结果差异是单纯由质地差异引起的,还是由多个因素的交互作用所致^[34]。这也进一步说明,有关不同质地土壤氮转化过程的研究还需进行深入的探索,以明确多重影响因素的具体贡献及其作用机制。

3.2 N₂O 排放

土壤排放的N₂O主要来自硝化作用和反硝化作用两个过程。本研究是在好氧条件下进行的,土壤水分含量在整个培养期间保持在60% WHC,有利于硝化作用的进行。本文中壤砂土和粉壤土的N₂O排放比率为0.081%~0.301%,与文献[35]中报道的硝化过程排放的N₂O占硝化氮的比率(0.03%~0.20%)相当,说明硝化作用是两种土壤N₂O排放的主要贡献源。粉壤土相对于壤砂土具有较高的净硝化速率,因此导致了粉壤土的N₂O排放速率也较高,这与Pihlatie等^[12]和Syväsalö等^[36]的研究结果一致。有研究指出^[10-11],如果土壤的黏粒含量较高,硝化速率较快,那么即使在好氧条件下进行培养,土壤中也可能会形成厌氧微区促进反硝化作用的发生和N₂O的大量排放,这是因为硝化过程消耗氧气,硝化作用的快速发生会导致土壤微粒间氧气供应不足。此外,培养前向土壤中用移液管添加水分和氮溶液的过程不可能均匀一致,很可能导致黏粒被水分饱和形成厌氧微区。因此,本研究中粉壤土较高的黏粒含量和较高的硝化速率很可能促进了土壤中某些微区内氧气的匮乏,发生了反硝化作用,导致N₂O排放量显著高于壤砂土。另外,土壤质地和孔隙度大小都会影响土壤的通气性,进而影响N₂O的排放^[37]。相对于粉壤土而言,壤砂土砂粒含量

很高,粉粒和黏粒含量很低,通气性好,不利于土壤厌氧微区的形成和反硝化作用的发生。Pihlatie等^[12]的研究结果指出,即使砂土在100% WFPS水分条件下进行培养,硝化作用仍是N₂O排放的主要贡献源,由此可见砂土具有良好的通气性能。

3.3 CO₂排放

在没有种植作物的实验室培养条件下,土壤中CO₂的排放主要来自土壤中微生物的呼吸作用。因此土壤呼吸作用的强度可以用来表征土壤微生物活性的大小^[38]。土壤呼吸排放的CO₂受物理、化学、生物等多方面因素的影响,与土壤有机质的数量和质量,微生物的种类、数量和活性以及土壤质地有着密切关系^[39]。本研究中粉壤土的CO₂排放速率和累积排放量显著高于壤砂土,说明土壤质地类型对CO₂排放具有显著影响。通常大孔隙多、透气性良好的土壤质地结构有利于气体的排放和运输,从而表现出较高的CO₂排放量^[40]。本研究中虽然壤砂土的透气透水性能优于粉壤土,但是其CO₂排放量仍显著低于粉壤土,说明土壤质地不是导致两种土壤CO₂排放差异的主要原因。研究表明,土壤有机碳是微生物活动的底物,其含量的高低直接决定了土壤CO₂的排放量^[41]。本研究中粉壤土相对于壤砂土具有较高的有机碳含量,特别是很容易被微生物利用的水溶性有机碳含量较高,这能够为微生物提供充足的营养和碳源,作为呼吸的底物和基质,促进微生物的大量繁殖,进而促进微生物呼吸释放CO₂^[42]。刘四义等^[43]的研究发现,砂壤土CO₂排放量低于黏壤土,与砂壤土具有较低的有机碳和微生物碳含量有关,这与本研究结果相似。

值得注意的是,本研究试验用土为风干土壤,有研究指出,风干、磨碎、过筛等过程会导致新鲜土壤结构的破碎和扰动,原有的一些物理保护性有机物质会释放出来^[44-45],从而为微生物提供了底物和能量,促进矿化作用的发生^[46]。另外,风干土壤重新复水后引起土水势发生显著改变,进而诱导死亡微生物的细胞分解并释放氨基酸、甘油和含氮化合物^[47],为存活微生物提供了可利用的碳氮底物。复水还会引起土壤团聚体的膨胀裂解,使团聚体中稳定的有机质暴露出来,被微生物利用引发碳氮矿化的激发效应^[48]。但是,有研究发现干土复水后引发的碳氮矿化激发效应只发生在复水后的16 h内,24 h后没有显著影响^[49],而且对N₂O和CO₂排放的激发效应最多持续4 d^[16]。本研究在复水7 d后才开始监测氮矿化速率和气体排放速率,因此由复水引起的土壤氮转化速率和温室气

体排放的差异应该可以忽略不计。

4 结论

(1)土壤质地显著影响土壤氮素转化过程,壤砂土的净硝化速率和净矿化速率显著低于粉壤土。

(2)土壤质地显著影响温室气体排放,壤砂土的 N_2O 和 CO_2 平均排放速率及其累积排放量显著低于粉壤土。

(3)本研究是在室内培养条件下进行的,与田间实际状况有所差异。因此,有关不同质地土壤的净氮转化速率和温室气体排放规律的研究还需开展田间试验加以验证。

参考文献:

- [1] 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.
- [2] ZHU Zhao-liang, WEN Qi-xiao. Nitrogen in soils of China[M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992.
- [3] 朱兆良. 中国土壤的氮素肥力与农业中的氮素管理[M]//沈善敏. 中国土壤肥力. 北京: 中国农业出版社, 1998.
- [4] ZHU Zhao-liang. Soil nitrogen fertility and nitrogen management in agriculture in China[M]//SHEN Shan-min. Soil fertility in China. Beijing: China Agriculture Press, 1998.
- [5] 王晓维, 徐健程, 龙昌智, 等. 施氮量和土壤含水量对黑麦草还田红壤氮素矿化的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2018, 24(2): 365-374.
- [6] WANG Xiao-wei, XU Jian-cheng, LONG Chang-zhi, et al. Effect of nitrogen rates and soil water contents on soil nitrogen mineralization under ryegrass returning into red soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2018, 24(2): 365-374.
- [7] 周才平, 欧阳华, 裴志永, 等. 中国森林生态系统的土壤净氮矿化研究[J]. 植物生态学报, 2003, 27(2): 170-176.
- [8] ZHOU Cai-ping, OUYANG Hua, PEI Zhi-yong, et al. Net soil nitrogen mineralization in Chinese forest ecosystems[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2003, 27(2): 170-176.
- [9] 张树兰, 杨学云, 吕殿青, 等. 温度、水分及不同氮源对土壤硝化作用的影响[J]. 生态学报, 2002, 22(12): 2147-2153.
- [10] ZHANG Shu-lan, YANG Xue-yun, LÜ Dian-qing, et al. Effect of soil moisture, temperature and different nitrogen fertilizers on nitrification[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(12): 2147-2153.
- [11] Harrison-Kirk T, Beare M H, Meenken E D, et al. Soil organic matter and texture affect responses to dry/wet cycles: Changes in soil organic matter fractions and relationships with C and N mineralisation[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 74: 50-60.
- [12] Sleutel S, Moeskops B, Huybrechts W, et al. Modeling soil moisture effects on net nitrogen mineralization in loamy wetland soils[J]. *Wetlands*, 2008, 28(3): 724-734.
- [13] 徐 茂, 吴 昊, 王绍华, 等. 江苏省不同类型土壤基础供氮能力对水稻产量的影响[J]. 南京农业大学学报, 2006, 29(4): 1-5.
- [14] XU Mao, WU Hao, WANG Shao-hua, et al. Effects of basic nitrogen supply capacity of different texture soils on rice yield in Jiangsu Province[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2006, 29(4): 1-5.
- [15] 刘 敏, 刘爱菊, 李梦红, 等. 土壤理化性质与土壤硝化势相关性研究[J]. 山东理工大学学报(自然科学版), 2012, 26(5): 100-103.
- [16] LIU Min, LIU Ai-ju, LI Meng-hong, et al. Research on the relationship of soil properties potential nitrification rate in soils[J]. *Journal of Shandong University of Technology(Natural Science Edition)*, 2012, 26(5): 100-103.
- [17] Renault P, Stengel P. Modeling oxygen diffusion in aggregated soils: I. Anaerobiosis inside the aggregates[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1994, 58: 1017-1023.
- [18] Smith K A. A model of the extent of anaerobic zones in aggregated soils, and its potential application to estimates of denitrification[J]. *European Journal of Soil Science*, 1980, 31(2): 263-277.
- [19] Pihlatie M, Syväsallo E, Simojoki A, et al. Contribution of nitrification and denitrification to N_2O production in peat, clay and loamy sand soils under different soil moisture conditions[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2004, 70(2): 135-141.
- [20] Fang M, Motavalli P P, Kremer R J, et al. Assessing changes in soil microbial communities and carbon mineralization in *Bt* and non-*Bt* corn residue-amended soils[J]. *Applied Soil Ecology*, 2007, 37(1/2): 150-160.
- [21] 李取生, 李晓军, 李秀军. 松嫩平原西部典型农田需水规律研究[J]. 地理科学, 2004, 24(1): 109-114.
- [22] LI Qu-sheng, LI Xiao-jun, LI Xiu-jun. Study on the crop water requirements in typical farmlands in western Songnen Plain[J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2004, 24(1): 109-114.
- [23] 王孟雪, 张有利, 张玉先. 黑龙江风沙土区不同耕作措施对玉米地土壤水分及产量的影响[J]. 水土保持研究, 2011, 18(6): 245-251.
- [24] WANG Meng-xue, ZHANG You-li, ZHANG Yu-xian. Effect of different tillage patterns on soil moisture and yield of corn in sandification area of Heilongjiang Province[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2011, 18(6): 245-251.
- [25] Fierer N, Schimel J P. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(6): 777-787.
- [26] 李 平, 郎 漫, 徐向华, 等. 不同开垦年限黑土温室气体排放规律研究[J]. 环境科学, 2014, 35(11): 4321-4328.
- [27] LI Ping, LANG Man, XU Xiang-hua, et al. Study on regularity of greenhouse gas emissions from black soil with different reclamation years[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(11): 4321-4328.
- [28] Cheng W, Tsuruta H, Chen G, et al. N_2O and NO production in various Chinese agricultural soils by nitrification[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(6): 953-963.
- [29] Cookson W R, Osman M, Marschner P, et al. Controls on soil nitrogen cycling and microbial community composition across land use and incubation temperature[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(3): 744-756.
- [30] Lang M, Cai Z C, Mary B, et al. Land-use type and temperature affect gross nitrogen transformation rates in Chinese and Canadian soils[J]. *Plant and Soil*, 2010, 334(1/2): 377-389.
- [31] Witteetirong Y, Tripathi N K, Tipdecho T, et al. Estimation of the effect of soil texture on nitrate-nitrogen content in groundwater using optical remote sensing[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2011, 8(8): 3416-3436.
- [32] 田 冬, 高 明, 徐 畅. 土壤水分和氮添加对3种质地紫色土氮矿化及土壤pH的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(1): 255-261.

- TIAN Dong, GAO Ming, XU Chang. Effects of soil moisture and nitrogen addition on nitrogen mineralization and soil pH in purple soil of three different textures[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2016, 30(1):255-261.
- [23] 邵兴芳, 徐明岗, 张文菊, 等. 长期有机培肥模式下黑土碳与氮变化及氮素矿化特征[J]. *植物营养与肥料学报*, 2014, 20(2):326-335.
- SHAO Xing-fang, XU Ming-gang, ZHANG Wen-ju, et al. Changes of soil carbon and nitrogen and characteristics of nitrogen mineralization under long-term manure fertilization practices in black soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2014, 20(2):326-335.
- [24] Zhang J B, Zhu T B, Meng T Z, et al. Agricultural land use affects nitrate production and conservation in humid subtropical soils in China[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 62:107-114.
- [25] Lang M, Li P, Han X Z, et al. Gross nitrogen transformations in black soil under different land uses and management systems[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2016, 52(2):233-241.
- [26] Innerebner G, Knapp B, Vasara T, et al. Traceability of ammonia-oxidizing bacteria in compost-treated soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(5):1092-1100.
- [27] Persson T, Wirén A. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils[J]. *Plant and Soil*, 1995, 168/169:55-65.
- [28] Nugroho R A, Rölting W F M, Laverman A M, et al. Low nitrification rates in acid Scots pine forest soils are due to pH-related factors[J]. *Microbial Ecology*, 2007, 53(1):89-97.
- [29] Cheng Y, Wang J, Mary, B, et al. Soil pH has contrasting effects on gross and net nitrogen mineralizations in adjacent forest and grassland soils in central Alberta, Canada[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 57:848-857.
- [30] Bååth E, Anderson T H. Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA based techniques[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(7):955-963.
- [31] Rousk J, Brookes P C, Bååth E. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2009, 75(6):1589-1596.
- [32] 鲍俊丹, 石美, 张妹婷, 等. 中国典型土壤硝化作用与土壤性质的关系[J]. *中国农业科学*, 2011, 44(7):1390-1398.
- BAO Jun-dan, SHI Mei, ZHANG Mei-ting, et al. Nitrification of main soils in China and its relationship with soil properties[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2011, 44(7):1390-1398.
- [33] 丁洪, 蔡贵信, 王跃思, 等. 华北平原几种主要类型土壤的硝化及反硝化活性[J]. *农业环境保护*, 2001, 20(6):390-393.
- DING Hong, CAI Gui-xin, WANG Yue-si, et al. Nitrification and denitrification potential in different types of soils in the north China plain[J]. *Agro-environmental Protection*, 2001, 20(6):390-393.
- [34] Hu R, Wang X, Pan Y, et al. The response mechanisms of soil N mineralization under biological soil crusts to temperature and moisture in temperate desert regions[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2014, 62(5):66-73.
- [35] Jiang Q Q, Bakken L R. Nitrous oxide production and methane oxidation by different ammonia-oxidizing bacteria[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, 65:2679-2684.
- [36] Syväsalo E, Regina K, Pihlatie M, et al. Emissions of nitrous oxide from boreal agricultural clay and loamy sand soils[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2004, 69(2):155-165.
- [37] Simojoki A, Jaakkola A. Effect of nitrogen fertilization, cropping and irrigation on soil air composition and nitrous oxide emission in a loamy clay[J]. *European Journal of Soil Science*, 2000, 51(3):413-424.
- [38] Kim D G, Mu S G, Kang S, et al. Factors controlling soil CO₂ effluxes and the effects of rewetting on effluxes in adjacent deciduous, coniferous, and mixed forests in Korea[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(4):576-585.
- [39] Taxis E T, Meneses G C, Mamolos A P, et al. Comparing organic and conventional olive groves relative to energy use and greenhouse gas emissions associated with cultivation of two varieties[J]. *Applied Energy*, 2015, 149:117-124.
- [40] 王峰, 陈玉真, 尤志明, 等. 不同类型茶园土壤温室气体的排放潜势研究[J]. *福建农业学报*, 2013, 28(12):1291-1297.
- WANG Feng, CHEN Yu-zhen, YOU Zhi-ming, et al. Greenhouse gas emission potential from different tea garden soil types[J]. *Fujian Journal of Agricultural Sciences*, 2013, 28(12):1291-1297.
- [41] 刘四义, 张晓平, 梁爱珍, 等. 玉米和大豆秸秆还田初期对黑土 CO₂排放的影响[J]. *应用生态学报*, 2015, 26(8):2421-2427.
- LIU Si-yi, ZHANG Xiao-ping, LIANG Ai-zhen, et al. Effects of corn and soybean straws returning on CO₂ efflux at initial stage in black soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(8):2421-2427.
- [42] Chen L, Zhang J B, Zhao B Z, et al. Carbon mineralization and microbial attributes in straw-amended soils as affected by moisture levels[J]. *Pedosphere*, 2014, 24(2):167-177.
- [43] 刘四义, 梁爱珍, 杨学明, 等. 不同部位玉米秸秆对两种质地黑土 CO₂排放和微生物量的影响[J]. *环境科学*, 2015, 36(7):2686-2694.
- LIU Si-yi, LIANG Ai-zhen, YANG Xue-ming, et al. Effects of different residue part inputs of corn straws on CO₂ efflux and microbial biomass in clay loam and sandy loam black soils[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(7):2686-2694.
- [44] Adu J, Oades J. Physical factors influencing decomposition of organic materials in soil aggregates[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1978, 10(2):109-115.
- [45] Lundquist E, Jackson L, Scow K. Wet dry cycles affect DOC in two California agricultural soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31:1031-1038.
- [46] Kieft T, Soroker E, Firestone M. Microbial biomass response to a rapid increase in water potential when dry soil is wetted[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19(2):119-126.
- [47] Harrison-Kirk T, Beare M H, Meenken E D, et al. Soil organic matter and texture affect responses to dry/wet cycles: Effects on carbon dioxide and nitrous oxide emissions[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 57:43-55.
- [48] Halverson L F, Jones T M, Firestone M K. Denitrification hysteresis during wetting and drying cycles in soil[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1988, 52(6):1626-1629.
- [49] Mikha M M, Rice C W, Milliken G A. Carbon and nitrogen mineralization as affected by drying and wetting cycles[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(2):339-347.