

杨程,刘秋香. 活性碳源对蔬菜地土壤硝态氮及氮氧化物气体的影响[J]. 江苏农业科学,2016,44(2):378-381.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.02.110

活性碳源对蔬菜地土壤硝态氮及氮氧化物气体的影响

杨程,刘秋香

(江苏省地质调查研究院,江苏南京 210018)

摘要:室内 25 ℃ 条件下,于存在硝态氮累积、50% 田间持水量的设施蔬菜地土壤中,分别添加含碳(C)量为 0、0.5、1.0、1.5 g/kg 的活性碳源葡萄糖,分别标记为 C₀、C₁、C₂、C₃,研究活性碳用量对土壤硝态氮及其氮氧化物气体 NO、N₂O (含量均以氮计)的影响。结果表明,培养 16 d, C₀ 处理土壤铵态氮、硝态氮含量相对稳定, C₁、C₂、C₃ 处理的土壤硝态氮含量均由初始 870 mg/kg 降至 10 mg/kg 以下,且葡萄糖用量越高,硝态氮下降越快;培养 16 d 后, C₁、C₂、C₃ 处理的土壤铵态氮由初始 30.8 mg/kg 分别提高到 302.0、33.9、62.5 mg/kg;葡萄糖添加显著提高土壤 NO、N₂O 的排放, C₀ 处理土壤 NO、N₂O 的累积产生量分别为 3.80、0.04 mg/kg, C₁、C₂、C₃ 处理 NO、N₂O 的累积产生量则分别达到 4.0~11.7、3.3~62.4 mg/kg。添加活性碳源能有效降低设施蔬菜地土壤积累的硝态氮,但也应充分重视 NO、N₂O 的排放。

关键词:设施蔬菜;土壤;硝态氮;葡萄糖;NO;N₂O;活性碳源

中图分类号: S153 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)02-0378-04

为追求设施蔬菜高产,菜农经常施用大量化肥,导致蔬菜地土壤硝态氮累积,不仅严重影响蔬菜产量和品质,也会引起一系列环境问题,如水体污染、刺激氮氧化物气体排放等^[1-4]。消除及控制蔬菜地土壤硝态氮含量,既可以减少土壤中积累的硝态氮对环境的污染,又可以缓解蔬菜地土壤的次生盐渍化,是一个值得关注的问题。一般认为,土壤硝态氮的去除途径主要有微生物对硝态氮的同化、异化还原成铵(DNRA)、反硝化或者淋溶等^[5-10]。土壤硝态氮的反硝化和淋溶过程会造成氮素损失,产生危害环境的 NO、N₂O 气体^[2,4],或进入地下水和地表水,造成水体硝态氮含量超标^[1,3]等问题;微生物对硝态氮的同化可以将硝态氮转化为有机氮,异化还原成铵可将硝态氮转化为铵态氮,而与硝态氮相比,有机氮和铵态氮活动性较弱,易保存在土壤中供后季作物吸收利用。因此,促进设施蔬菜地土壤硝态氮的微生物同化和异化还原成铵可相应减少氮肥的施用,具有重要的现实意义。

有研究发现,添加有机物料能够提高土壤活性有机碳含量,促进土壤微生物同化无机氮^[11-12],外源活性碳的加入可能会使设施蔬菜地土壤硝态氮的含量降低。试验采用室内培养方法,研究葡萄糖作为活性有机碳的加入对设施蔬菜地土壤累积硝态氮的影响,测定 NO、N₂O 的排放,以期合理有效利用蔬菜地土壤硝态氮提供理论依据。

1 材料与方法

收稿日期:2015-02-12

基金项目:江苏省科技支撑计划(编号:BE2014722)。

作者简介:杨程(1983—),男,江苏淮安人,硕士,工程师,从事土壤污染分析研究。Tel: (025) 51816320; E-mail: yc384522@163.com。

1.1 供试土壤

试验于 2012 年 5 月开始进行,供试土壤采自江苏省宜兴市周铁镇中心村(31°22' N, 119°57' E)种植 10 年的蔬菜地,土壤类型为普通简育水耕人为土。采样时,随机选取 5 个 1 m×1 m 的样方,将已种植的番茄割除,用土钻进行采样,每个样方内采样 5~10 次,采样深度为 0~20 cm;剔除土壤中的石块和植物根系,将新鲜土壤混合均匀,过 2 mm 筛,装于密封塑料袋中,4 ℃ 保存。供试土壤基本理化性质为:全碳含量 18.0 g/kg,全氮、NH₄⁺、NO₃⁻ 含量(均以氮计,下同)分别为 3 040、30.8、876 mg/kg,容重为 1.03 g/cm³,粉粒、沙粒、黏粒含量分别为 84.2%、11.9%、4.0%,pH 值为 4.30,田间持水量(WHC)为 62.3%。

1.2 试验设计

试验设 4 个处理,以葡萄糖为活性碳源,分别添加含碳(以碳计)0、0.5、1.0、1.5 g/kg 的葡萄糖,分别记为 C₀、C₁、C₂、C₃ 处理,其中 C₀ 处理不施葡萄糖作为对照。每个处理重复 3 次。

1.3 试验方法

称取相当于 30 g 烘干土质量的新鲜土样于 250 mL 三角瓶中,按试验设计添加葡萄糖,与土壤均匀混合;加入蒸馏水,调节土壤持水量至 50%;用带孔保鲜膜封住瓶口,25 ℃ 恒温培养 16 d,每 2 d 调节 1 次水分,保持土壤恒质量;培养 1、2、3、5、8、11、16 d,每个处理分别随机选取 3 瓶,以测定土壤 NO、N₂O、CO₂ 气体的产生速率,气体采样结束,分别加入 150 mL 浓度为 2 mol/L 的 KCl 溶液,25 ℃、250 r/min 振荡 1 h,定量滤纸过滤,测定土壤 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 含量。

1.4 测定方法

1.4.1 气体产生速率测定 气体采样时,去掉三角瓶保鲜膜,用周围涂抹 704 硅胶的硅橡胶塞密封瓶口;在固定装置上抽真空 1 min,再充入室内空气,重复 3 次;将采气口用 704 胶

密封, 25℃ 恒温培养室中培养 3 h, 再次采集气体样本; 测定 NO 、 N_2O 、 CO_2 气体产生量, N_2O 、 CO_2 采用 Shimadzu 产 GC-14B 型岛津气相色谱仪测定, NO 采用 USA 产 Model 42i 型氮氧化物测定仪测定。抽取气样前用注射器反复抽提瓶内气体 3 次, 以混匀气体。

1.4.2 含氮量测定 提取液 NH_4^+ 、 NO_3^- 含量用 Skalarplus San 流动分析仪测定; 土壤 pH 值(水土比 2.5 mL : 1 g) 采用南京 Quark 公司产 DMP-2 mV/pH 计测定; 土壤有机碳含量用重铬酸钾容量法测定; 土壤全氮含量用半微量凯氏定氮法测定; 土壤粒径采用美国产激光粒度分析仪测定。

1.5 计算方法和统计分析

气体 N_2O 、 NO 、 CO_2 产生速率的计算公式分别为:

$$V_{\text{N}_2\text{O}} = [\rho_1 \times C_1 \times V_g \times 273] / [W \times (273 + T)] \times 24/t;$$

$$V_{\text{NO}} = [\rho_2 \times C_2 \times V_g \times 273] / [W \times (273 + T)] \times 24/t;$$

$$V_{\text{CO}_2} = [\rho_3 \times C_3 \times V_g \times 273] / [W \times (273 + T)] \times 24/t。$$

式中: $V_{\text{N}_2\text{O}}$ 、 V_{NO} 分别为 N_2O 、 NO 的产生速率, 以氮计, $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; V_{CO_2} 为 CO_2 的产生速率, 以碳计, $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; ρ_1 、 ρ_2 、 ρ_3 分别为标准状态下 N_2O -N、 NO -N、 CO_2 -C 的密度, 分别为 1.25、0.625、0.536 kg/m^3 ; C_1 、 C_2 分别为 N_2O 、 NO 的气体浓度, nmol/mol ; C_3 为 CO_2 的气体浓度, $\mu\text{mol}/\text{mol}$; V_g 为培养瓶上部有效空间体积, m^3 ; W 为烘干土质量, kg ; T 为测定气体时的温度, $^{\circ}\text{C}$; t 为取气时间, h 。

累积产生量为相邻 2 次气体产生速率的平均值与测定时间间隔乘积的累加值。

采用 SPSS 13.0 软件进行方差分析 (ANOVA); 采用 Duncan's 极差法进行差异显著性检验; 采用 Spearman's Rank 法进行相关性分析。

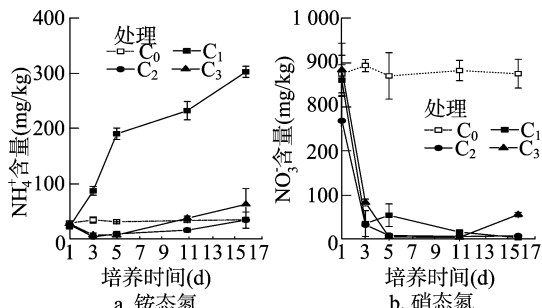
2 结果与分析

2.1 无机氮含量的变化

由图 1 可见, 使用葡萄糖可明显使土壤中无机氮含量发生变化; 整个培养过程中, C_0 处理土壤硝态氮含量相对稳定, 约为 870 mg/kg , 铵态氮含量变化也相对平缓, 介于 30.8 ~ 34.5 mg/kg ; 添加葡萄糖处理的土壤硝态氮含量迅速降低, 下降速度随葡萄糖用量的不同而有较大差异; 培养 3 d, C_1 、 C_2 、 C_3 处理的土壤硝态氮含量均降至 100 mg/kg 以下, 且随培养时间的延长, C_1 、 C_2 处理的土壤硝态氮含量持续降低, 培养 16 d 时分别仅为 2.52、6.44 mg/kg , 而 C_3 处理培养 5 ~ 10 d, 土壤硝态氮含量低于 10 mg/kg , 培养 16 d 时又升至 56.0 mg/kg ; 添加葡萄糖培养初期, 土壤铵态氮含量降低, 培养 1 d, 3 个处理的铵态氮含量为 22.0 ~ 27.3 mg/kg ; 随培养时间的延长, C_1 处理土壤铵态氮含量持续升高, 16 d 时达到 302 mg/kg , 而 C_2 、 C_3 处理土壤铵态氮含量一直降低, 至培养 10 d 时开始升高, 培养 16 d 时分别达到 33.9、62.5 mg/kg 。

2.2 对 NO 排放的影响

由图 2 可见, 土壤 NO 的排放速率因葡萄糖添加量不同而有较大差异; 培养 1 d, 与 C_0 处理 NO 排放速率 354 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 相比, 添加葡萄糖促进了 NO 的排放, NO 排放速率达到 456 ~ 506 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; 随培养时间延长, 4 个处理的 NO 排放量降低, 培养 3 d 时排放量为最低; 随后, C_0 、 C_1 处理的土壤 NO 排



图中误差线为标准偏差

图1 不同葡萄糖用量水平下土壤铵态氮和硝态氮的含量变化

放趋于平稳, 而 C_2 、 C_3 处理 NO 排放增加, C_2 处理培养 5 d 时 NO 排放出现峰值, 为 527 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, C_3 处理培养 8 d 时出现峰值, 为 1 271 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; 继续培养, NO 排放速率迅速降低, 16 d 时 4 个处理土壤 NO 的排放无明显差异。

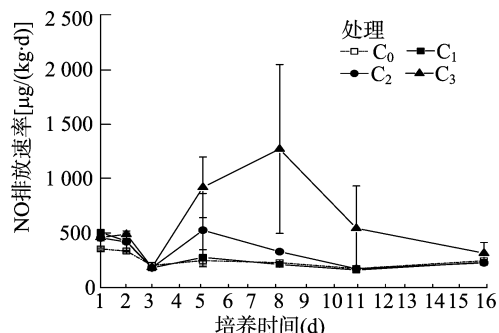


图2 不同葡萄糖用量水平下土壤NO的排放速率变化

由图 3-a、表 1 可见, 整个培养过程中, 添加葡萄糖提高了设施蔬菜地土壤 NO 的累积产生量, C_2 、 C_3 处理的土壤 NO 累积产生量分别为 5.9、11.7 mg/kg , 与 C_0 处理的土壤 NO 累积产生量 3.8 mg/kg 相比差异显著 ($P < 0.05$); C_1 处理与对照差异不显著; 相关分析表明, 土壤 NO 累积产生量与葡萄糖施用量呈极显著的指数关系 ($P < 0.001$)。

2.3 对 N_2O 排放的影响

由图 4 可见, 整个培养过程中, 添加葡萄糖处理的土壤 N_2O 排放速率明显高于对照; C_0 处理的土壤 N_2O 排放速率峰值出现在培养 1 d 时, 达到 6.98 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 之后逐渐减弱; 添加葡萄糖处理的土壤 N_2O 排放速率总体呈先升高后降低趋势, C_1 、 C_2 培养 5 d 时达到最大值, 分别为 806、4 660 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 而 C_3 处理培养 8 d 时出现峰值, 为 8 317 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; 培养至 16 d 时, C_3 处理的土壤 N_2O 排放速率仍高达 1 707 $\mu\text{g}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 明显高于其他 3 个处理。由图 3-b、表 1 可见, 添加葡萄糖处理的土壤 N_2O 累积产生量为 3.3 ~ 62.4 mg/kg , 显著高于对照处理的 0.04 mg/kg ; 3 个添加葡萄糖处理的土壤 N_2O 累积产生量, 其相互间也达到显著差异水平; 相关分析表明, 土壤 N_2O 累积产生量与葡萄糖添加量呈显著的指数关系 ($P < 0.05$)。

2.4 对 CO_2 排放的影响

由图 5 可知, 添加葡萄糖明显促进了土壤 CO_2 的排放; 整个培养过程中, C_0 处理的土壤 CO_2 排放速率介于 0.029 ~ 0.066 $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; 培养 3 d 时, C_1 、 C_2 、 C_3 处理的土壤 CO_2 排放速率出现峰值, 分别达到 55.3、39.8、15.0 $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$,

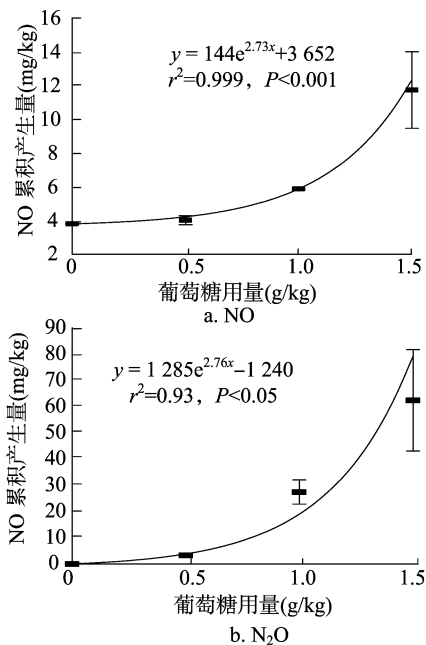


图3 葡萄糖施用量与土壤NO和N₂O累积产生量之间的关系

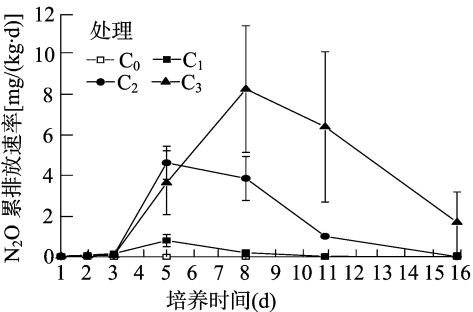


图4 不同葡萄糖用量水平下土壤N₂O的排放速率变化

之后迅速降低;培养5~16 d,变化相对平缓;培养16 d时,C₁处理CO₂排放速率为17.9 mg/(kg·d),仍明显高于C₂、C₃处理。由表1可见,整个培养过程中,CO₂累积排放量以C₁处理最高,为365.9 mg/(kg·d),显著高于C₂、C₃处理;C₀处理CO₂累积排放量相对最低,仅为0.7 mg/kg,与其他3个处理有显著性差异。

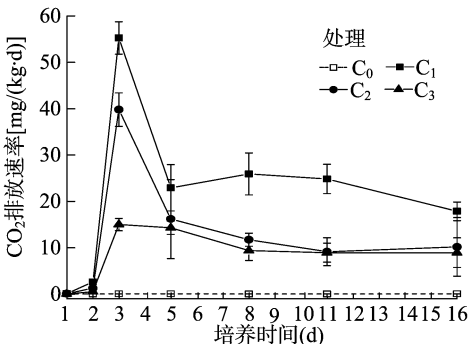


图5 不同葡萄糖用量水平下土壤CO₂的排放速率变化

3 结论与讨论

不添加葡萄糖的设施蔬菜地土壤培养16 d,其硝态氮含量相对稳定,而添加葡萄糖处理的土壤,其硝态氮含量由870 mg/kg降至10 mg/kg以下,这表明葡萄糖作为一种活性

表1 培养16 d不同葡萄糖用量水平下土壤NO、N₂O和CO₂的累积产生量

处理	气体累计产生量(mg/kg)		
	NO	N ₂ O	CO ₂
C ₀	3.8c	0.04d	0.7c
C ₁	4.0c	3.3c	365.9a
C ₂	5.9b	27.4b	198.9b
C ₃	11.7a	62.4a	145.3b

注:同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。

碳源,能够有效降低蔬菜地积累的硝态氮;分别添加含碳量0.5、1.0、1.5 g/kg活性碳源葡萄糖处理的土壤培养16 d时,硝态氮损失量分别为867、864、814 mg/kg,而整个培养过程中,以NO、N₂O气体形式损失的氮量分别为7.35、33.3、74.1 mg/kg,远低于硝态氮的损失量,这表明氮氧化物气体NO、N₂O并不是硝态氮消耗的主要途径。本试验没有直接测定加入葡萄糖后土壤微生物的生物氮和难溶性有机氮含量,但根据前人研究结论^[7,13-14]可知,活性碳源的加入能显著刺激微生物对硝态氮的同化,活性碳源的亏缺可能是蔬菜地土壤微生物活性的限制因子。实际农业生产中,设施蔬菜地土壤中加入绿肥如紫云英、黑麦草等物料,能够提供微生物利用的活性碳源,这可能会提高微生物对硝态氮的同化作用而有效降低硝态氮含量。

添加葡萄糖处理的土壤培养16 d时,其铵态氮含量明显提高,而本试验葡萄糖的加入并没有带来外源氮,铵态氮的产生可能主要来自于土壤原有的有机氮矿化和硝态氮的异化还原。通过¹⁵N标记方法,加入0.5 g/kg(以碳计)葡萄糖和丰度为99.2%的NH₄¹⁵NO₃于同一蔬菜地土壤,发现培养8 d时土壤铵态氮¹⁵N丰度升高至4.74%,这充分证明DNRA过程的发生。值得注意的是,培养16 d时,葡萄糖添加量较高的处理,其土壤铵态氮含量少于低浓度处理,这可能是由于高浓度葡萄糖处理时土壤的DNRA速率低于低浓度。Browning等发现,碳源极丰富的培养基中,DNRA过程的关键功能基因nrf受到抑制^[15]。因此,活性碳源葡萄糖施用量过大并不利于DNRA过程的发生。此外,试验表明,施用高于0.5 g/kg的葡萄糖可使土壤CO₂的排放降低,高碳输入量很有可能导致土壤微生物“碳中毒”,而降低了微生物活性、抑制DNRA过程的发生。由于NO₃⁻是DNRA过程发生的底物和影响因素^[16],控制活性碳源的施用量,将硝态氮转化为铵态氮,一方面可以减少蔬菜种植过程中氮肥施用量,另一方面可以减少氮素损失和环境污染^[8]。

一般认为,土壤N₂O、NO的排放主要来自硝化过程和反硝化过程^[17-19],其发生强度主要受限于土壤O₂^[17,20]、矿质氮^[21-22]和有机碳^[6,9]等。整个培养过程中,不添加葡萄糖处理的土壤,其硝态氮含量比较稳定,约为870 mg/kg,N₂O产生速率一直低于NO,培养16 d时N₂O累积产生量为0.04 mg/kg,远低于NO累积产生量3.8 mg/kg,这表明50%持水条件下,无碳源添加的蔬菜地土壤硝化过程主要是NO、N₂O的产生过程^[23]。添加葡萄糖提高了土壤NO、N₂O的排放,葡萄糖加入量越大,NO、N₂O的累积产生量越高,其产生量均与加入的葡萄糖量呈显著的指数关系,而NO/N₂O比例呈下降趋势,这表明活性碳的加入刺激了土壤反硝化速率,反

硝化变为 NO 、 N_2O 的主要产生过程。这可能在于外源活性碳一方面刺激了土壤微生物活性,降低了土壤中 O_2 供应,使土壤厌氧区域增大^[20,24],另一方面增加了土壤中活性有机碳含量,提供了更多的电子供体^[25],利于硝态氮的反硝化过程发生,从而提高了 NO 、 N_2O 排放。由于 NO 、 N_2O 在大气光化学过程中起着重要的作用^[26-27],且 N_2O 是一种重要的温室气体^[28],因此,在有效降低设施蔬菜地土壤硝态氮的过程中,应重视 NO 、 N_2O 的排放。值得注意的是,除 NO 、 N_2O 气体外,反硝化过程产生的 N_2 可能是活性碳有效降低土壤硝态氮含量的另外一个重要组分^[19],为准确评估硝态氮的去向, N_2 产生量也应引起注意。

由于本试验是在室内模拟条件下进行,且使用的是葡萄糖,大田原位条件下寻求一种合适的有机物料如绿肥,以降低蔬菜地积累的硝态氮及减少氮氧化物气体排放值得进一步研究。

参考文献:

- [1] Ju X T, Kou C L, Zhang F S, et al. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: comparison among three intensive cropping systems on the north China plain [J]. *Environmental Pollution*, 2006, 143(1): 117–125.
- [2] Xiong Z Q, Xie Y X, Xing G X, et al. Measurements of nitrous oxide emissions from vegetable production in China [J]. *Atmospheric Environment*, 2006, 40(12): 2225–2234.
- [3] Shi W M, Yao J, Yan F. Vegetable plantation under greenhouse conditions leads to rapid accumulation of nutrients, acidification and salinity of soils and groundwater contamination in South–Eastern China [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2009, 83(1): 73–84.
- [4] He F F, Jiang R F, Chen Q, et al. Nitrous oxide emissions from an intensively managed greenhouse vegetable cropping system in northern China [J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(5): 1666–1672.
- [5] Shi W, Norton J M. Microbial control of nitrate concentrations in an agricultural soil treated with dairy waste compost or ammonium fertilizer [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(10): 1453–1457.
- [6] Miller M N, Zebarth B J, Dandie C E, et al. Crop residue influence on denitrification, N_2O emissions and denitrifier community abundance in soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(10): 2553–2562.
- [7] Wan Y J, Ju X T, Ingwersen J, et al. Gross nitrogen transformations and related nitrous oxide emissions in an intensively used calcareous soil [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2009, 73(1): 102–112.
- [8] Tiedje J M, Sextone A J, Myrold D D, et al. Denitrification: ecological niches, competition and survival [J]. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 1982, 48(6): 569–583.
- [9] Weier K L, Doran J W, Power J F, et al. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate [J]. *Soil Science Society of American Journal*, 1993, 57: 66–72.
- [10] 张乃明, 李刚, 苏友波, 等. 滇池流域大棚土壤硝酸盐累积特征及其对环境的影响 [J]. *农业工程学报*, 2006, 22(6): 215–217.
- [11] Baggs E M, Rees R M, Smith K A, et al. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues [J]. *Soil Use and Management*, 2000, 16(2): 82–87.
- [12] Kaewpradit W, Toomsan B, Vityakon P, et al. Regulating mineral N release by mixing groundnut residues and rice straw under field conditions [J]. *European Journal of Soil Science*, 2008, 59(4): 640–652.
- [13] Recous S, Mary B, Faurie G. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, 22(7): 913–922.
- [14] Christie P, Wasson E A. Short-term immobilization of ammonium and nitrate added to a grassland soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(9): 1277–1278.
- [15] Browning D F, Grainger D C, Beatty C M, et al. Integration of three signals at the *Escherichia coli nrf* promoter: a role for Fis protein in catabolite repression [J]. *Molecular Microbiology*, 2005, 57(2): 496–510.
- [16] Burgin A J, Hamilton S K. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2007, 5(2): 89–96.
- [17] Freney J R. Emission of nitrous oxide from soils used for agriculture [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1997, 49(1/2/3): 1–6.
- [18] Bollmann A, Conrad R. Influence of O_2 availability on NO and N_2O release by nitrification and denitrification in soils [J]. *Global Change Biology*, 1998, 4(4): 387–396.
- [19] 朱同彬, 张金波, 蔡祖聪. 淹水条件下添加有机物料对蔬菜地土壤硝态氮及氮素气体排放的影响 [J]. *应用生态学报*, 2012, 23(1): 109–114.
- [20] Wolf I, Russow R. Different pathways of formation of N_2O , N_2 and NO in black earth soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(2): 229–239.
- [21] Blackmer A M, Bremner J M. Inhibitory effect of nitrate on reduction of N_2O to N_2 by soil microorganisms [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1978, 10(3): 187–191.
- [22] Ryden J C. Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate [J]. *Journal of Soil Science*, 1983, 34(2): 355–365.
- [23] Hayakawa A, Akiyama H, Sudo S, et al. N_2O and NO emissions from an Andisol field as influenced by pelleted poultry manure [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41(3): 521–529.
- [24] Bauhus J, Meyer A C, Brumme R. Effect of the inhibitors nitrapyrin and sodium chlorate on nitrification and N_2O formation in an acid forest soil [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1996, 22(4): 318–325.
- [25] Beauchamp E G, Trevors J T, Paul J W. Carbon sources for bacterial denitrification [J]. *Advances in Soil Science*, 1989, 10: 113–142.
- [26] Williams E J, Hutchinson G L, Fehsenfeld F C. NO_x and N_2O emissions from soil [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1992, 6(4): 351–388.
- [27] Rudolph J, Koschorreck M, Conrad R. Oxidative and reductive microbial consumption of nitric oxide in a heathland soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28(10/11): 1389–1396.
- [28] Bouwman A F. Soils and greenhouse effect [M]. New York: Wiley, 1990: 61–127.