

秸秆还田对灌溉玉米田土壤反硝化及 N_2O 排放的影响

王改玲^{1,2,3}, 郝明德¹, 陈德立³

(1 中国科学院水利部水土保持研究所, 陕西杨陵 712100; 2 山西农业大学资源与环境学院,
山西太谷 030801; 3 墨尔本大学粮食与土地资源学院, 澳大利亚 PV 3010)

摘要: 运用乙炔抑制技术研究了不同施氮水平下秸秆还田对灌溉玉米田土壤反硝化反应和氧化亚氮(N_2O)排放的影响。结果表明, 土壤反硝化速率及 N_2O 的排放受氮肥施用、秸秆处理方式及其交互作用的显著影响。与秸秆燃烧相比, 不施氮或低施氮水平时, 秸秆还田可刺激培养初期反硝化反应速率及 N_2O 排放, 增加培养期间 N_2O 平均排放通量; 高施氮水平时, 秸秆还田可降低反硝化反应速率及反硝化过程中的 N_2O 排放。秸秆还田可降低反硝化中 $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ 的比例。

关键词: 秸秆还田; 氮肥施用; 反硝化; N_2O 排放; 玉米

中图分类号: S141.4

文献标识码: A

文章编号: 1008-505X(2006)06-0840-05

Effect of stubble incorporation and nitrogen fertilization on denitrification and nitrous oxide emission in an irrigated maize soil

WANG Gai-ling^{1, 2, 3}, HAO Ming-de¹, CHEN De-li³

(1 Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Science and Ministry of Water Resources.

Yangling 712100, China; 2 College of Resource and Environment, Shanxi Agricultural University, Taigu 030801, China;

3 Faculty of Land and Food Resources, the University of Melbourne, Victoria 3031, Australia.)

Abstract: Acetylene inhibition method was used to study effects of stubble incorporation and nitrogen fertilization on denitrification and N_2O emission in an irrigated maize soil. Stubble management was designed as stubble incorporation and stubble burn. Nitrogen fertilizer was applied with 5 rates: 0, 100, 200, 300, 400 kg/ha. Samples were taken after experiment has been set 4 years. Fresh soils were incubated at 85% WFPS (water filled pore space) with 1 kPa or no C_2H_2 for 8 d, and N_2O emission was measured during incubation. Results from variance analysis indicated that N fertilization rate, stubble incorporation and their interaction had profound effect on denitrification rate and N_2O flux. Compared with stubble burn, stubble incorporation stimulated denitrification and N_2O emission at the beginning of incubation under no and low fertilization rate, which result mean N_2O flux of incubation period was increased. However, the denitrification rate and N_2O emission of stubble incorporation were higher than that of stubble burn under high fertilization rate. Ratio of $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ from denitrification was decreased by stubble incorporation.

Key words: stubble incorporation; N fertilization; denitrification; N_2O emission; maize

土壤反硝化是土壤氮素转化的重要过程,也是引起氮素损失和 N_2O 排放的主要途径。秸秆还田

有利于保持土壤肥力、改善土壤物理性状、减少土壤侵蚀,是我国和国外提倡的保护性耕作措施之

收稿日期: 2005-09-08

修改稿收到日期: 2006-01-09

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973 计划 2005CB121101); 中国科学院野外台站基金; 中国科学院知识创新项目(KZCX2-4133); 国家科技攻关项目(2004BA508B15)资助。

作者简介: 王改玲(1971—),女,山西太原人,博士,主要从事土壤肥力与环境效应研究。

—^[1-2]。秸秆还田对土壤反硝化和 N_2O 排放的影响国内外已有较多报道。已有研究表明,秸秆施用影响旱地土壤反硝化作用^[3];秸秆还田影响稻田土壤 N_2O 排放,且与水分类型有关^[4]。氮肥施用作为一种重要的耕作措施,在粮食生产中占举足轻重的作用,同时也是影响土壤反硝化和有机物质矿化的重要因素^[5]。那么秸秆还田对反硝化及 N_2O 排放的影响是否和氮肥施用有关?为此运用乙炔抑制技术,研究不同施氮水平下秸秆还田对 N_2O 排放及反硝化的影响,为合理地进行秸秆还田提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

2000 至 2004 年试验在澳大利亚新维尔士 Griffith 的灌溉玉米地上进行。试验区的土壤为 Pelloxerert soil,其基础理化性状为:有机 C 11.2 mg/kg, pH 6.1, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 12.4 mg/kg, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 23.0 mg/kg, 粘粒含量 53.2%。试验设秸秆还田(在上茬玉米收获后,将该区秸秆粉碎、填埋于 20 cm 左右)和燃烧(在上茬玉米收获后直接将秸秆就地燃烧)两种秸秆处理方式;施氮量设 N 0、100、200、300、400 kg/hm² 5 个水平(分别用 N0、N100、N200、N300、N400 表示),完全组合成 10 个处理,3 次重复。试验所用氮肥为尿素。每年秸秆处理和氮肥管理方法相同。

2004 年玉米播种前采集土壤样品。采样后将新鲜土样(含水量 11.2%~15.4%)过 2 mm 筛,分别测定各个土样的含水量,储于冷藏室中备用。

1.2 试验方法

称取 60 g 土样(以烘干计),装入容积 120 mL、内径 4.3 cm 的小塑料瓶中,使其体积为 60 mL,加水调节土壤水分含量至 85% WFPS(土壤孔隙水含量,即充水孔隙体积占总孔隙的百分率),然后放入容积 1000 mL 的培养罐中,用带橡皮塞(以抽取气体样品)的盖子密封。每个土样 6 份,其中一半充入干净乙炔气体使培养罐中乙炔的体积为 10%,一半未充乙炔。所有土样 30℃ 培养,分别在培养后的 0.5、1、2、4、6、8 d 后采集气体样品。每次采样后,揭开瓶盖,用压缩空气冲洗培养罐,密封。乙炔处理中重新注入乙炔。培养结束,土壤样品立即用 2 mol/L KCl 提取。

N_2O 用气相色谱(HP 6890)测定。检测器为电子捕获检测器(ECD),分离柱为 Porapak Q 填充物分离柱;载气为高纯度的 N_2 ,流速 20 mL/min。分离柱工作温度 75℃,检测器工作温度 350℃。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 用

水杨酸钠—比色法测定; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 用镉还原柱—比色法测定。

2 结果与分析

2.1 土壤 N_2O 排放动态

各处理土壤 N_2O 的排放规律相似,培养初期排放速度最大,之后急剧下降,到 2~4 d 排放速度很低,甚至接近于 0。以 N 0, 200, 400 kg/hm², 即: N0、N200、N400 处理的 N_2O 排放通量分别代表无 N、低 N、高 N 施肥水平土壤 N_2O 的排放通量,可以看出(图 1)无 N 和低 N 施肥水平下,培养后的短暂时间内秸秆还田的 N_2O 排放通量大于秸秆燃烧的。N200 处理时,培养后的 0.5 d,还田处理 N_2O 排放通量为 408.0 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$, 燃烧处理为 205.5 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$,之后两种处理趋于一致。培养期间,平均每千克土壤排放的 N_2O 秸秆还田为 314.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$, 秸秆燃烧的为 192.9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。这与 Murray^[6] 的试验结果类似,可能与秸秆还田增加土壤供碳量有关。相反, N400 处理,培养后的大部分时间燃烧处理都明显高于还田处理;结束培养时,还田处理和燃烧处理排放的量分别为 390.2 和 710.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$,说明高 N 施肥水平下秸秆还田抑制 N_2O 排放。

2.2 反硝化作用的动态变化

10% 的乙炔可抑制土壤硝化作用和反硝化作用中 $\text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ 的还原过程^[7],因此土壤充入乙炔后所测得的 N_2O 排放速率代表反硝化反应速率。本试验结果(图 2)表明,各处理均为开始培养时反硝化速率较低,随后出现排放高峰,中期急剧下降,培养结束时缓慢下降至最低。但与无 N 和低 N 施肥水平相比,高 N 时排放高峰有所推迟。无 N 和低 N 时,最大排放速率出现在培养后的第 1 d,高 N 时则出现在培养后的第 2 d。

不同秸秆处理方式间,无 N 和低 N 施肥水平时,培养后的 0.5~1 d 秸秆还田处理的反硝化速率大于秸秆燃烧的,之后则小于或与燃烧处理接近。高施肥量时,除培养后的 0.5 d 秸秆还田的反硝化速率略高于秸秆燃烧外,其它培养期间秸秆还田的明显低于燃烧的。最大反硝化速率秸秆还田为 2400 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$, 秸秆燃烧为 9100 $\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{d})$;培养期间秸秆还田的反硝化氮素总损失量为 10.9 mg/kg, 秸秆燃烧为 28.3 mg/kg。

2.3 反硝化中的 $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ 比值

土壤 N_2O 来源于土壤氮的硝化和反硝化作用。

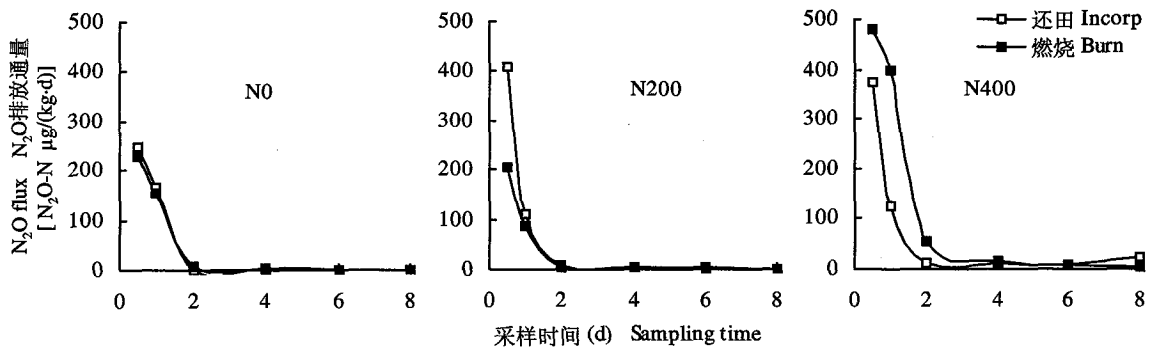


图 1 秸秆还田对 N₂O 排放动态的影响
Fig.1 Effect of stubble incorporation on N₂O flux

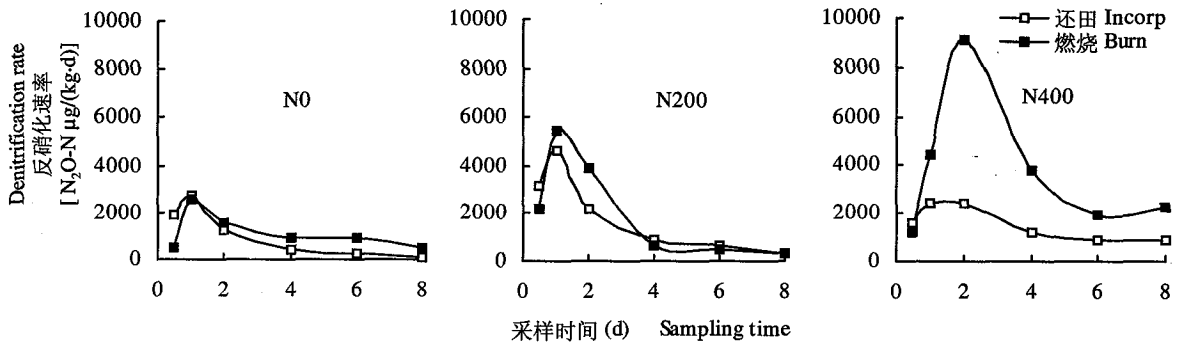


图 2 秸秆还田对反硝化反应动态的影响
Fig.2 Effect of stubble incorporation on denitrification rate

通常当土壤水分低于 70% WFPS 时, N₂O 主要来自硝化作用; 高于 70% WFPS 时, 则主要来自反硝化作用^[8-9]。本试验土壤培养的水分条件为 85% WFPS, 未充乙炔土壤所测得的 N₂O 排放量可认为由反硝化产生; 乙炔处理和未充乙炔处理 N₂O 排放量之差则表示反硝化中 N₂ 的生成量, 从而可计算反硝化过程中 N₂O/N₂。

经 LSD 检验, 秸秆还田处理, 施氮量为 N 0、100、200、300 kg/hm² 间无显著差异, N₂O/N₂ 的平均比例为 0.033; 施氮量为 N 400 kg/hm² 时比例显著增加, 平均为 0.070。秸秆燃烧处理, 各施肥量间差异较大, 最大比例出现在 N0、N400 施肥水平(表 1)。还田和燃烧两种秸秆处理方式的共同规律可以看出, 高氮肥施用量可促进 N₂O/N₂ 比例提高。随氮肥用量的增加, 土壤 NO₃⁻ 含量升高(表 2), NO₃⁻ 会抑制或延迟 N₂O 向 N 转化^[10], 因此 N₂O/N₂ 升高。还田和燃烧处理所有施肥量的阶段比例(图 3), 秸秆还田的低于燃烧处理, 平均值还田处理为 0.041, 燃烧处理为 0.085。

表 1 秸秆还田对反硝化产物中 N₂O/N₂ 的影响

Table 1 Effect of stubble incorporation on N₂O/N₂ during denitrification

施氮量 N rate (kg/hm ²)	秸秆还田 Incorporation		秸秆燃烧 Burn	
	平均值	LSD	平均值	LSD
0	0.037	b	0.163	a
100	0.035	b	0.055	ab
200	0.030	b	0.022	b
300	0.032	b	0.048	b
400	0.070	a	0.136	ab

注: 不同字母表示差异达 0.05 显著水平, 下同。

Note: Different letters indicate significant at 0.05 level, same as follows.

2.4 施肥和秸秆处理对土壤 NO₃⁻-N、N₂O 排放及反硝化损失的影响

试验表明, 土壤 NO₃⁻-N 含量随施肥量的增加呈现增加趋势, 且受秸秆处理方式的影响。除 N200 外, 秸秆还田处理的 NO₃⁻-N 含量都低于燃烧处理, 差异显著, 原因可能是大量 C/N 比高的秸秆施入土壤后会固定部分氮^[11]。

表 2 秸秆还田对土壤 NO₃⁻-N、N₂O 排放通量及反硝化速率的影响

Table 2 Effect of stubble incorporation on soil NO₃⁻-N concentration, N₂O emission and denitrification rate under different fertilization rates

施氮量 N rate (kg/hm ²)	NO ₃ ⁻ -N (mg/kg)		N ₂ O 排放通量 N ₂ O emission [μg/(kg·d)]		反硝化速率 Denitrification rate [μg/(kg·d)]	
	还田 Incorp.	燃烧 Burn	还田 Incorp.	燃烧 Burn	还田 Incorp.	燃烧 Burn
0	22.8 b	36.1 c	34.6 a	32.4 c	759.4 b	1046.5 c
100	29.1 b	34.1 c	40.0 a	29.1 c	995.4 b	1127.1 c
200	33.8 b	28.0 d	39.3 a	24.1 c	1440.5 ab	1568.4 bc
300	36.7 b	50.2 b	45.4 a	58.7 b	2063.9 a	2063.3 b
400	70.0 a	84.9 a	48.8 a	88.8 a	1362.3 ab	3531.3 a

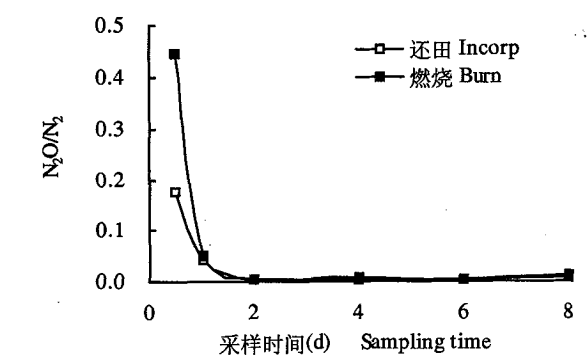


图 3 秸秆还田对反硝化反应产物中 N₂O/N₂ 的影响
Fig.3 Effect of stubble incorporation on N₂O/N₂ during denitrification

N₂O 的排放主要受氮肥施用(F = 10.46)及其与秸秆处理交互作用的影响(F = 5.10)。平均排放速率随氮肥用量的增加均呈增加趋势。但燃烧处理中,施氮量 N 0~200 kg/hm² 间无显著差异;而施氮量为 N 300、400 kg/hm² 时,N₂O 的排放显著增加。还田处理 N₂O 的排放增加速率小于燃烧处理,且各施肥量间差异均未达显著水平。从表 2 可以看出,施氮量为 N 0、100、200kg/hm² 时,N₂O 排放速率燃烧处理小于秸秆还田,分别为 32.4、29.1、24.1 和 34.6、40.0、39.3 μg/(kg·d);施氮量为 N 300、400 kg/hm² 时,燃烧处理显著大于还田处理,分别为 58.7、88.8 和 45.4、48.8 μg/(kg·d)。

反硝化速率受到秸秆处理方式(F = 13.34)、氮肥施用(F = 15.53)及其交互作用(F = 7.57)的显著影响。燃烧处理中反硝化速率随氮肥施用量的增加而增加;还田处理中,氮肥施用量小于 N 300 kg/hm² 时,随氮肥用量的增加而增加,N 400 kg/hm² 时反硝化速率反而降低。施氮量为 N 0~300 kg/hm² 时,反硝化速率秸秆还田略小于燃烧处理,N 400 kg/hm² 时,燃烧处理显著大于还田处理,分别为 3531、1362

μg/(kg·d)(表 2)。其原因可能是供氮量不同影响了秸秆腐解及腐解过程中化学物质的产生。本试验所用秸秆为玉米秸秆,其 C/N 比值约为 35,高于土壤微生物活动适宜的 C/N,加入土壤后会固定部分氮。受氮有效性的限制,低氮用量时降低反硝化速率;高氮施用量时,由于过高的 NO₃⁻ 抑制了反硝化反应酶的活性;或因氮源供应充分,使有机物的分解及分解过程中某些抑制土壤反硝化作用的生物化感物质产生加快^[12],反硝化及 N₂O 排放明显受抑制。

回归分析表明,燃烧处理中,土壤 NO₃⁻-N 与培养期间 N₂O 平均排放通量和反硝化速率的关系可用线性方程表示,分别为:

$$Y_1 = 1.1686X - 7.9463, \quad R^2 = 0.9726;$$
$$Y_2 = 41.985X - 92.356, \quad R^2 = 0.8961.$$

还田处理中,土壤 NO₃⁻-N 与培养期间 N₂O 平均排放通量和反硝化速率的关系可用多项式表示,分别为:

$$Y_1 = -0.0103X^2 + 1.2531X + 11.342, \quad R^2 = 0.9083;$$
$$Y_2 = -2.0444X^2 + 205.83X - 3015.9, \quad R^2 = 0.8107.$$

式中 X 表示 NO₃⁻-N 含量(mg/kg),Y₁ 表示 N₂O 排放量,Y₂ 表示反硝化反应速率,单位均为[N₂O - N μg/(kg·d)]。

土壤反硝化反应是酶促反应,故与底物浓度即土壤 NO₃⁻ 含量正相关。Mahmood 等^[13]研究发现,玉米田的排放与反硝化速率和土壤 NO₃⁻ 含量呈显著正相关,但与土壤温度和土壤 NH₄⁺ 含量无关;然而,麦田 N₂O 排放与土壤 NO₃⁻、NH₄⁺ 含量以及土壤温度有很强的相关关系,与反硝化速率无显著相关性。但 Limmer 等^[14]认为,当土壤中 NO₃⁻ 的浓度超过 25 mg/kg 时,反硝化速率与 NO₃⁻ 无关。本试验中不同

秸秆处理条件下,土壤 NO_3^- 与 N_2O 、反硝化的关系表现不同,燃烧处理中呈线性相关,还田处理则表现为多项式关系。

3 结论

秸秆还田对土壤 C、N 循环的影响表现为:一方面由于供碳量的增加,可促进反硝化和 N_2O 排放量增加;另一方面则表现为高 C/N 的秸秆加入土壤后会进行氮的生物固定,降低反硝化氮损失;在秸秆分解过程中还可能产生化感物质,抑制反硝化。试验结果表明,与秸秆燃烧相比,低施氮量时,玉米秸秆还田可在培养后的短暂时间内刺激反硝化和 N_2O 排放,增加培养期间 N_2O 总排放量,但平均反应速率略有降低;高氮用量时,秸秆还田可显著降低 N_2O 总排放量和反硝化反应速率。

随着农业生产的发展,氮肥的用量越来越大,氮肥的损失也日趋严重,其中反硝化作用是氮损失的重要途径,可通过与秸秆合理配施降低氮肥的反硝化损失及 N_2O 排放。但秸秆施入土壤后与土壤的相互作用异常复杂,其在土壤中的分解、对反硝化反应的影响还与土壤的性质、秸秆 C/N 等特性有关,因此需进一步开展秸秆施入土壤后与土壤的相互作用机理及不同秸秆的还田试验研究。

参考文献:

- [1] 汤树德,王凤书. 秸秆还田的原理及应用[M]. 北京:北京农业大学出版社,1993.189-221.
Tang S D, Wang F S. Mechanism and application of straw addition [M]. Beijing: Beijing Agric Univ Press, 1993.189-221.
- [2] 张电学,韩志卿,刘微,等. 不同促腐条件下玉米秸秆直接还田的生物学效应研究[J]. 植物营养与肥料学报,2005,11(6):742-749.
Zhang D X, Han Z Q, Liu W *et al.* Biological effect of maize stalk return to field directly under different accretion decay conditions [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2005, 11(6): 742-749.
- [3] 邹国元,张福锁,陈新平,等. 秸秆还田对旱地土壤反硝化的影响[J]. 中国农业科技导报,2001,3(6):47-50.
Zou G Y, Zhang F S, Chen X P *et al.* Effect of straw addition on denitrification in upland soil [J]. Review of China Agric Sci. and Tech., 2001, 3(6): 47-50.
- [4] 蔡祖聪. 水分类型对土壤排放的温室气体组成和综合温室效应的影响[J]. 土壤学报,1999,36(4):484-491.
Cai Z C. Effects of water regime on CO_2 , CH_4 and N_2O emissions and overall potential for greenhouse effect caused by emitted gas [J]. Acta Pedologica Sinica, 1999, 36(4): 484-491.
- [5] 曹兵,金雪霞,蔡贵信,等. 低量施氮对小青菜生长和氮素损失的影响[J]. 植物营养与肥料学报,2005,11(4):519-523.
Cao B, Jin X X, Cai G X *et al.* Effects of low rate nitrogen application on Brassica chinensis growth and N losses [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2005, 11(4): 519-523.
- [6] Murray P J, Hatch D J, Dixon E R *et al.* Denitrification potential in grassland subsoil: Effect of carbon substrates [J]. Soil Biol. and Bioch., 1999, 36(4): 484-491.
- [7] Moiser A R. Acetylene inhibition of ammonium oxidation in soil [J]. Soil Biol. and Bioch., 1980, 12: 443.
- [8] Davidson E A, Matson P A, Vitousek P M *et al.* Processes regulating soil emissions of NO and N_2O in a seasonally dry tropical forest [J]. Ecology, 1993, 74: 130-139.
- [9] Bandibas J, Vermoesen A, Degroot C J *et al.* The effect of different moisture regimes and soil characteristics on nitrous oxide emission and consumption by different soils [J]. Soil Sci., 1994, 58: 106-114.
- [10] 封克,殷士学. 影响氧化亚氮形成与排放的土壤因素[J]. 土壤学进展,1995,23(6):35-42.
Fens K, Yin S X. Influence of soil properties on N_2O emissions from farmland [J]. Progress in Soil Sci., 1995, 23(6): 35-42.
- [11] Craswell E T. Some factors influencing denitrification and nitrogen immobilization in a clay soil [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1978, 10: 241-245.
- [12] 黄益宗,张福锁,刘淑琴,等. 化感物质对土壤 N_2O 排放影响的研究[J]. 环境科学学报,1999,19(5):478-482.
Huang Y Z, Zhang F S, Liu S Q *et al.* Effect of chemical interaction material on N_2O emission [J]. J. of Ecology Sci., 1999, 19(5): 478-482.
- [13] Mahmood T, Ali R, Malik K A, Shamsi S R A. Nitrous oxide emissions from an irrigated sandy-clay loam cropped to maize and wheat [J]. Biology and Fertility of Soils, 1998, 27(2): 189-196.
- [14] Limmer A W, Steele K W. Denitrification potentials: Measurement of seasonal variation using a short-term anaerobic incubation techniques. Soil Biology and Biochemistry, 1982, 14(3): 179-184.