

磺胺嘧啶对土壤氮矿化及相关微生物参数的影响^①

王 燕, 宋 剑, 李芳柏*

(广东省生态环境与土壤研究所, 广州 510650)

摘 要: 兽用抗生素进入土壤, 已经带来了新的土壤污染生态学问题, 并已引起广泛关注。本文研究了不同浓度磺胺嘧啶残留对土壤氮矿化量及相关微生物参数的影响。结果表明, 磺胺嘧啶对土壤氮矿化产生抑制作用, 且抑制作用在低浓度比高浓度更为敏感。通过主成分分析和多元回归分析可知, 在各相关微生物参数中, 土壤微生物群落功能多样性可作为预测磺胺嘧啶残留时土壤氮矿化强度变化的指标。

关键词: 磺胺嘧啶; 氮矿化; 土壤; 微生物群落功能多样性; 微生物参数; 抗生素

中图分类号: X171.5

土壤中的氮绝大部分以有机态存在, 大约占全氮量的 92%~98%, 但在自然生态系统中, 植物所能利用的氮几乎都是无机形式的^[1]。在人工生态系统中, 即使在大量施用氮肥情况下, 作物中累积的氮素仍有约 50% 来自于土壤无机氮, 有些则高达 70% 以上^[2]。所以, 将土壤氮库中氮转化为植物可吸收的有效态氮的矿化作用, 不仅是生态系统中氮素循环与平衡的重要组成部分, 更是确定农田土壤的供氮能力及拟定合理施用氮肥量的主要依据。同时, 矿化作用产生的无机形态氮也是氮素造成环境污染的主要形态, 其中 N_2O 为重要的温室效应气体^[3-4]。因此, 土壤氮素矿化作用对全球氮素循环和全球环境变化的研究也具有重要意义。

土壤有机氮的矿化是微生物调控的生物过程^[5]。因此影响土壤微生物种群和活性的诸多环境因素也影响着有机氮的矿化过程。抗生素作为一种能抑制微生物和其他细胞增殖的物质, 在土壤中的残留势必对土壤微生物种群产生作用进而影响土壤氮的矿化过程。含有抗生素的禽畜粪便的土地利用是土壤中抗生素污染物的主要来源。目前, 抗生素因其有效性和经济性广泛运用于畜牧业^[6-7], 全世界每年有超过万吨的抗生素类药物用于动物疾病预防和治疗^[8]。据报道, 兽用抗生素药物性质非常稳定, 不易为动物消化吸收, 75% 左右将以原形化合物或代谢产物的方式随禽畜粪、尿等排出^[9-10], 并主要以肥料的形式施入土壤, 造成了禽畜粪便土地利用后大量的抗生素进入土壤环境。目前, 抗生素在土壤中的残留为 $\mu\text{g/kg}$ 级到 mg/kg 级^[11-12]。抗生素在土壤中的环境行为是土壤、抗生素药物和土

壤微生物共同作用的结果。对抗生素在土壤中的研究包括残留、吸附、迁移、降解以及对土壤微生物的影响等方面^[13-18], 已成为国内外研究的热点。而抗生素残留对土壤氮矿化影响还鲜有报道。

磺胺嘧啶, 属于磺胺类抗生素药物, 主要用于预防和治疗细菌感染性疾病, 是国家允许使用的广谱抗菌药物, 作为畜禽饲料药物添加剂被广泛应用于防治畜禽疾病, 是我国使用量最大的抗生素之一。在很多欧洲国家, 磺胺类是畜牧业特别是养猪业使用量第二大的抗生素, 其用量估计每年可达 78 t^[19]。它在随畜肥进入土壤后, 可通过抑制叶酸代谢循环中的对氨基苯甲酸而抑制细菌性增殖, 进而影响土壤微生物量、微生物结构组成及酶活性^[20-21]。

本文以磺胺嘧啶为对象, 采用室内好气培养法研究兽药抗生素的残留对土壤氮矿化作用的影响。并通过磺胺嘧啶对微生物氮、微生物群落功能多样性、脲酶活性、硝酸还原酶活性、氨化、硝化细菌总量的影响, 探讨磺胺嘧啶微生物毒性对氮矿化作用的影响机理, 并通过数据分析, 找到影响土壤氮矿化过程的主要因素, 并可有效预测磺胺嘧啶残留土壤氮矿化的强度变化。对我国抗生素降解及影响土壤氮矿化的因素方面, 有着重要的意义。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤采集于中国广东省增城市, 土壤类型为河流冲积物上发育的水稻土(水耕人为土)。采样深度

①基金项目: 国家自然科学基金项目(30900205)资助。

* 通讯作者: (cefbli@soil.ge.cn)

作者简介: 王燕(1980—), 女, 福建周宁人, 博士, 助理研究员, 主要从事抗生素类污染物残留的环境行为研究。E-mail: ywang@soil.gd.cn

为 0~20 cm, 在 30 m×30 m 范围内分 5 点混合采样。土壤样品室温风干, 充分混匀后粉碎, 过筛。

1.2 试验设计

称 200 g 风干土于 500 ml 锥形瓶, 用纤维膜封口以保证通气性并降低水蒸发量。土壤湿度调节为田间持水量, 每两天用称重法保持土壤湿度。样品在 25℃ 避光培养 3 天, 以活化土壤微生物。活化后加入浓度分别为 0、0.2、0.5、2、5、10、15、20 mg/L 的磺胺嘧啶处理, 在 25℃ 继续培养 3 天, 然后分别测定土壤铵态氮和硝态氮含量, 用每克土所含铵态氮、硝态氮之和的变化表示土壤净氮矿化量。加入磺胺嘧啶初始

浓度分别为 0、2、5、10、20 mg/L 处理, 在 25℃ 下培养 0、7、14、21、24、35 和 42 天, 测定土壤氨化和硝化细菌总量、脲酶及硝酸还原酶活性、微生物量氮和土壤氮净矿化量。加入磺胺嘧啶初始浓度分别为 0、0.2、0.5、1、2、5、10、15、20 和 50 mg/L 处理, 并在 25℃ 培养 7 天, 测定土壤微生物群落功能多样性。每个处理设置 3 个重复。

1.3 试验方法

1.3.1 土壤理化性质测定方法 土壤理化性质的测定参照《土壤农化分析(第三版)》^[22]和《土壤农业化学研究方法》^[23]。

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of soil

土壤类型	pH	全氮 (g/kg)	全钾 (g/kg)	全磷 (g/kg)	CEC (cmol/kg)	有机质 (mg/kg)	机械组成 (<0.002 mm, %)
水稻土	5.06	1.24	11.89	0.84	4.17	15.52	18.89

1.3.2 土壤氮矿化及相关微生物参数的测定方法

土壤铵态氮的测定方法采用纳氏试剂分光光度法, 土壤硝态氮测定方法采用酚二磺酸比色法。土壤微生物生物量氮的测定采用氯仿熏蒸-硫酸钾浸提法。土壤脲酶和硝酸还原酶活性的测定采用比色法。氨化、硝化细菌总量的测定采取稀释培养测数法。土壤微生物群落功能多样性的测定采用 BIOLOG 分析法 (Biolog, Hayward, CA, USA), 具体步骤如下: 称取相当于 10 g 干土的培养土, 加入 90 ml 无菌 0.85% 的生理盐水于三角瓶中, 并加入 5 g 的玻璃珠 (直径 3 mm) 在 25℃ 200 r/min 下振荡 30 min, 放置沉清, 然后稀释到 10² 梯度液, 取 10 ml 稀释液与 90 ml 降解反应 0、20、40 min 的磺胺嘧啶溶液以及无菌水混合, 将接种好的 BIOLOG 板放在恒温培养箱 (25℃) 中避光培养 7 天, 分别于 0、24、48、72、96、120、144、168 h 用酶标仪 (ELX808 酶标仪系统) 在 595 nm 的波长测定吸光值。根据所测实验数据, 选择每孔颜色变化平均值 (average well color development, AWCD) 作为总微生物活性指标。采用以下公式进行数据处理:

$$AWCD = [\Sigma(C - R)]/31$$

式中, C 是测定的各反应孔的吸光值, R 是对照孔的吸光值。

1.4 数据处理

本文数据分析采用方差分析及邓肯多重比较, 显著水平用 $P = 0.05$ 表示。用主成分分析对整体数据进

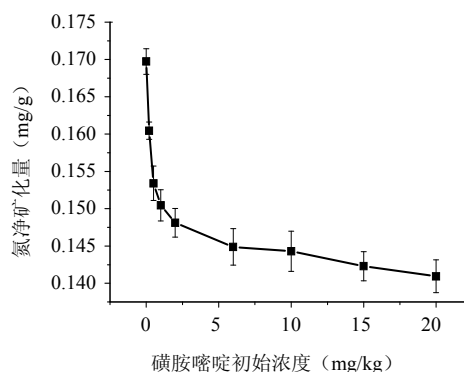
行多变量的综合统计分析。用回归分析分析土壤氮矿化与微生物参数的相关性, 全部数据处理均使用 SPSS 10.0 进行。

2 结果与讨论

2.1 磺胺嘧啶残留对土壤氮矿化量的影响

图 1 表示不同磺胺嘧啶浓度对土壤氮净矿化量的影响, 结果表明氮净矿化量随磺胺嘧啶浓度升高而降低, 且降低的趋势随磺胺嘧啶浓度的升高而变缓。当磺胺嘧啶浓度从 0 mg/kg 增大到 2 mg/kg 时, 氮净矿化量从 0.170 mg/g 降到 0.148 mg/g。而当磺胺嘧啶浓度从 2 mg/kg 增大到 20 mg/kg 时, 氮净矿化量的减少相对缓慢, 只是从 0.148 mg/g 降到 0.142 mg/g。这说明磺胺嘧啶对土壤氮矿化的抑制在磺胺嘧啶低浓度比高浓度反应敏感, 而且对土壤氮矿化产生抑制作用所需的磺胺嘧啶浓度是很低的。

图 2 表示磺胺嘧啶在不同培养时间对氮净矿化量的影响。结果表明对照组氮净矿化量随时间基本不变化, 而磺胺嘧啶处理组中, 氮净矿化起初 (0~21 天) 快速降低, 而随后 (21~35 天) 降低的速度减慢。对照组中氮净矿化率几乎为 0, 而处理组中分别为 -0.00088、-0.0010、-0.0012 mg/(kg·d), 对应点磺胺嘧啶初始浓度分别为 0.5、2.0、20 mg/kg。这应该这是由于随着培养时间的增加, 一方面土壤中磺胺嘧啶逐渐降解浓度降低, 或磺胺嘧啶作为微生物活动氮源一部分被分解而



(每个点表示 3 个平行数据的平均数, 误差线表示标准误, 下同)

图 1 不同磺胺嘧啶浓度下的土壤有机氮净矿化量

Fig. 1 Net nitrogen mineralized under different initial concentrations of sulfadiazine

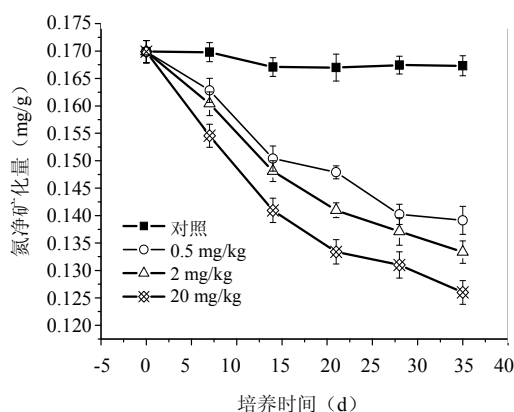
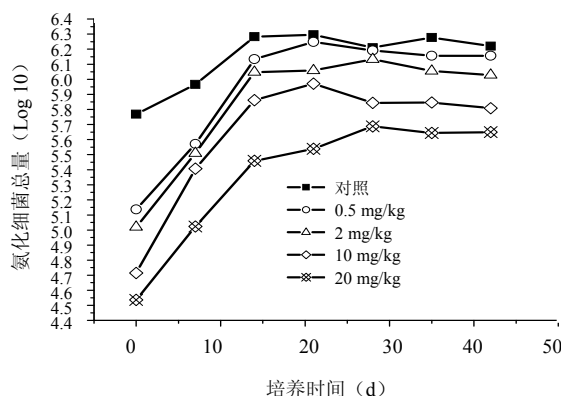


图 2 不同浓度磺胺嘧啶各培养时间土壤的氮净矿化量

Fig. 2 Net nitrogen mineralized under different concentrations of sulfadiazine and incubation time

浓度降低, 导致对土壤氮矿化的抑制作用强度降低; 另一方面也可能是由于在培养期间土壤氮矿化相关微生物对磺胺嘧啶产生抗性, 导致对磺胺嘧啶适应性增加, 而使磺胺嘧啶对微生物活动的抑制作用没有刚开



始时那么强烈。以上结果说明土壤氮矿化受到磺胺嘧啶浓度和培养时间的影响。

2.2 磺胺嘧啶残留对土壤微生物相关参数的影响

2.2.1 磺胺嘧啶对土壤微生物量氮的影响 图 3 表示磺胺嘧啶对土壤微生物量氮 (N_{mic}) 的影响。结果表明在初始阶段, 磺胺嘧啶浓度越高, N_{mic} 含量也越高, 随着培养时间的增长, N_{mic} 逐渐降低。在第 7 天, 20 mg/kg 磺胺嘧啶处理组的 N_{mic} 为最高, 20、2.0、0.5 mg/kg 和对照组的 N_{mic} 分别降为 0.17、0.10、0.093 和 0.086 mg/kg。结果也显示, N_{mic} 降低的速率 (r 值) 随磺胺嘧啶浓度的降低而变缓。其中, 对照组的 r 值几乎为 0, 而磺胺嘧啶处理组 20、2.0 和 0.5 mg/kg 的 r 值分别为 -0.002 94、-0.001 50 和 -0.001 23 mg/(kg·d)。

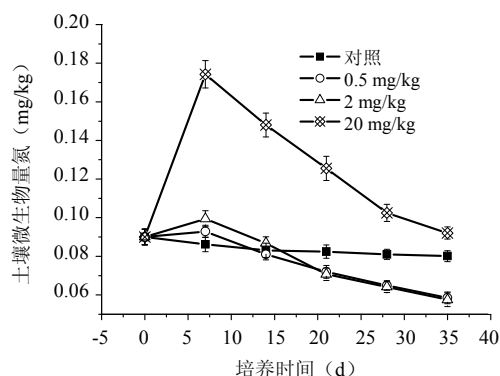


图 3 不同浓度磺胺嘧啶对土壤微生物量氮的影响

Fig. 3 Effects of different concentrations of sulfadiazine on soil microbial biomass nitrogen

2.2.2 磺胺嘧啶对土壤氨化、硝化细菌总量的影响

图 4 表示不同磺胺嘧啶浓度处理, 在不同培养时间对土壤氨化、硝化细菌总量的影响。总体上看, 磺胺嘧啶处理组中氨化、硝化细菌总量都要低于对照组, 而且减少量随磺胺嘧啶浓度增加而增大。在培养

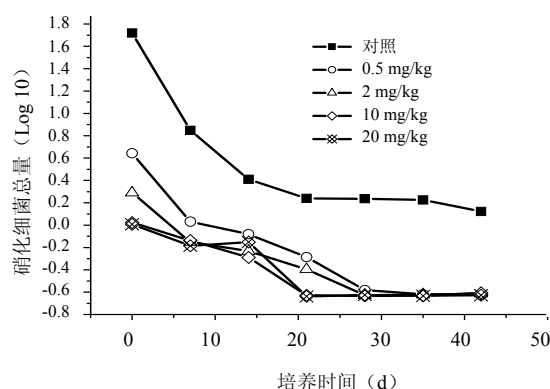


图 4 磺胺嘧啶对氨化、硝化细菌总量的影响

Fig. 4 Effects of sulfadiazine on population of ammonifying and nitrifying bacteria

过程中, 0~15天, 氨化细菌总量先是急剧上升, 而后上升幅度逐渐变缓并最终在20天时达到基本稳定。而硝化细菌总量则在0~15天期间急剧下降, 而后下降幅度逐渐变缓并最终在20天达到基本稳定。可以看出两种细菌在整个培养其内呈现出两种相反的增长趋势。

2.2.3 磺胺嘧啶对土壤脲酶活性的影响 脲酶是土壤的主要酶类之一, 是催化土壤中的尿素向铵态氮转化的重要酶类。脲酶活性的高低同时也与土壤肥力水平、土壤受污染程度有关。图5表示不同初始磺胺嘧啶浓度在不同培养时间对脲酶活性的影响。总的来看, 在最初的两周, 各组的脲酶活性都比较高, 尤其是各磺胺嘧啶处理组, 并且磺胺嘧啶浓度越高, 脲酶活性越高。这跟之前提到的 N_{mic} 相似。在整个研究5个星期的培养时间内, 对照组的脲酶活性基本没有变化, 而处理组脲酶活性却逐渐降低, 并且降低的速度逐渐加快。这种降低速度的加快可用减速度表示, 它的数值在磺胺嘧啶初始浓度为0.5、2.0和20 mg/kg处理组中分别为1.76、7.04和10.68 mg/(g·w)。

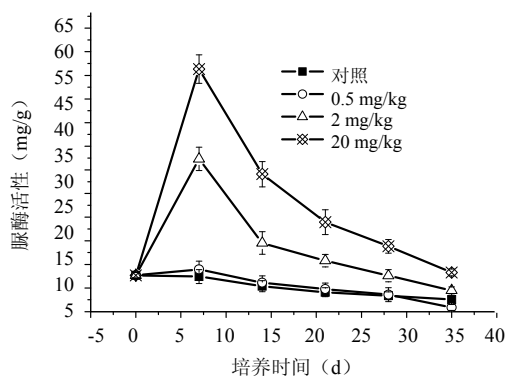


图5 磺胺嘧啶对脲酶活性的影响

Fig. 5 Effects of sulfadiazine on urease activity

2.2.4 磺胺嘧啶对土壤硝酸还原酶活性的影响 硝酸还原酶是氮素代谢过程中一种重要的酶, 它可将氧化态氮转化为还原态氮, 进而合成氨基酸和蛋白质。图6表示不同初始磺胺嘧啶浓度在不同培养时间对硝酸还原酶活性的影响。结果显示各磺胺嘧啶处理组的硝酸还原酶活性都要低于对照组, 并且磺胺嘧啶浓度越高, 硝酸还原酶活性越低。而在每个处理组中, 随时间变化硝酸还原酶活性基本保持不变, 对照组、0.5、2.0、10和20 mg/kg磺胺嘧啶处理组中, 硝酸还原酶活性的平均值分别为7.58、7.06、5.32、-0.31和-0.80 mg/kg。其中10和20 mg/kg磺胺嘧啶两个处理组结果显示硝酸还原酶没有活性。

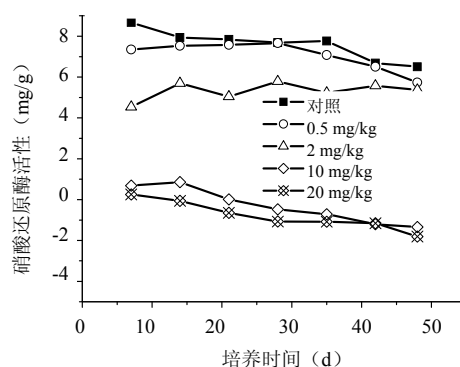


图6 磺胺嘧啶对硝酸还原酶活性的影响

Fig. 6 Effects of sulfadiazine on nitrate reductase activity

2.2.5 磺胺嘧啶对土壤微生物群落多样性的影响

本文利用 BIOLOG-ECO 生态测试板观察不同磺胺嘧啶初始浓度对土壤微生物群落功能多样性的影响, 平均吸光值 AWCD 被用来作为表现土壤微生物活性的指标。在图7中, 对照组的 AWCD 值在48 h后开始快速增加, 在144 h时该值达到0.669, 而在磺胺嘧啶处理组中, AWCD 值相对较低, 在同时期, 0.2、0.5、1、2、5、10、15、20和50 mg/kg处理组的 AWCD 值分别只有0.668、0.644、0.618、0.565、0.563、0.560、0.486、0.447和0.420。

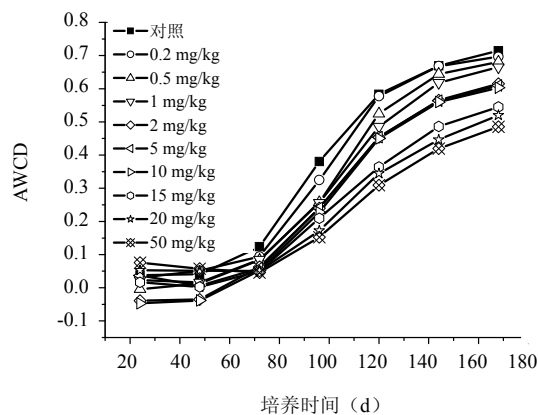


图7 95碳源对不同初始磺胺嘧啶浓度的 AWCD 值

Fig. 7 AWCD of 95 carbon source under the different initial sulfadiazine concentrations

2.3 磺胺嘧啶残留土壤中氮矿化与微生物参数的关系

本文在图8中对7个变量进行了主成分分析。结果显示, 第一组主成分的积累贡献率达到86.1%。且微生物群落功能多样性、硝酸还原酶活性、氨化及硝化细菌总量与第一主成分呈正相关, 而氮净矿化量、脲酶活性、磺胺嘧啶浓度则与第一主成分呈负相关。

本文的结果表明, 土壤氮矿化和相关微生物参数

确实受到磺胺嘧啶残留的影响。为了弄清土壤氮矿化和微生物参数之间的关系，本文利用多元回归分析排除干扰变量和间接变量，以找到影响土壤氮矿化最主要的环境变量（表 2 和表 3）。由此得到了最可能的回归模型，其 R^2 为 0.58。



图 8 微生物参数主成分分析的累积贡献率

Fig. 8 Cumulative variance proportion of principal components in microbial parameters analyzed

表 2 多元回归分析模型数据总结

Table 2 Model summary of stepwise regression analysis

模型	<i>r</i>	<i>R</i> ²	校准 <i>R</i> ²	标准误
1	0.762	0.58	0.476	0.724

表 3 关于土壤氮矿化和相关微生物参数关系的多元回归分析系数

Table 3 Coefficients of stepwise regression analysis

Model	非标准化系数		标准化系数		
	Beta	标准误	Beta	<i>t</i>	Sig
常数项	-2.16E-14	0.296		0	1
微生物群落 功能多样性	0.953	0.405	0.762	2.353	0.078

表 3 显示用多元回归分析提取出的只有微生物群落功能多样性。但其他 6 组参数，包括氮净矿化量、脲酶活性、硝酸还原酶活性、磺胺嘧啶浓度、氨化及硝化细菌总量等，由于它们在主成分分析中与第一主成分密切相关，因此对微生物群落功能多样性也有着密切的影响。

根据 Burkholder 和 Lieber^[24]研究结果和表 2 以及表 3，可以建立回归方程： $Z = -2.155E^{-14} + 0.762 \times AWCD$ ($R^2 = 0.58$)， Z 为土壤氮矿化强度， $AWCD$ 为土壤微生物群落功能多样性。以上方程表明，虽然磺胺嘧啶残留土壤的氮矿化受多种因素影响，但土壤微生物群落功能多样性的变化可以有效地预测磺胺嘧啶残留土

壤氮矿化强度变化。

3 结论

本文采用室内好氧培养方法，通过观测外源磺胺嘧啶对土壤氮矿化及相关微生物参数的影响，得到的结论如下：

（1）土壤氮矿化明显受到磺胺嘧啶抑制，且抑制作用受磺胺嘧啶浓度和培养时间的影响，磺胺嘧啶浓度越高，培养时间越长，抑制作用越强，且在磺胺嘧啶低浓度和培养前期抑制作用表现的更为敏感，临界磺胺嘧啶浓度为 2 mg/kg。

（2）土壤微生物量氮、氨化及硝化细菌总量、脲酶活性、土壤微生物群落功能多样性都受到磺胺嘧啶的抑制，并且这种抑制作用也受磺胺嘧啶浓度和培养时间的影响，磺胺嘧啶浓度越高，培养时间越长，抑制作用越强烈。而磺胺嘧啶对硝酸还原酶的抑制主要受磺胺嘧啶浓度影响，磺胺嘧啶浓度越高，抑制越强，而培养时间影响不大。

（3）磺胺嘧啶残留土壤中氮矿化受多种微生物因素影响，但土壤微生物群落功能多样性可以有效地预测土壤氮矿化强度，并以此为基础建立土壤氮矿化模型。

参考文献：

[1] 朱兆良. 中国土壤氮素研究. 土壤学报, 2008, 45(5): 778–783

[2] 王艳杰, 邹国元, 付桦, 刘宏斌. 土壤氮素矿化研究进展. 中国农学通报, 2005, 21(10): 203–208

[3] 陈伏生, 曾德慧, 何兴元. 森林土壤氮素的转化与循环. 生态学杂志, 2004, 23(5): 126–133

[4] Cai Z, Laughlin RJ, Stevens RJ. Nitrous oxide and dinitrogen emissions from soil under different water regimes and straw amendment. Chemosphere, 2001, 42(2): 113–121

[5] 樊向阳, 齐学斌, 黄仲冬, 李平, 乔冬梅. 土壤氮素运移转化机理研究现状与展望. 中国农学通报, 2006, 22(3): 254–258

[6] 张浩, 罗义, 周启星. 四环素类抗生素生态毒性研究进展. 农业环境科学学报, 2008, 27(2): 407–413

[7] 李彦文, 莫测辉, 赵娜, 张瑞京, 亦如翰. 高效液相色谱法测定水和土壤中磺胺类抗生素. 分析化学, 2008, 36(7): 954–958

[8] Boxall ABA, Fogg LA, Blackwell PA, Kay P, Pemberton EJ. Veterinary medicines in the environment. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 2004, 180: 1–91

[9] 陈杖榴, 杨桂香, 孙永学, 黄显会, 曾振灵. 兽药残留的毒性与生态毒理研究进展. 华南农业大学学报, 2001, 22(1): 88–91

[10] Diaz-Cruz MS, Alda MJL, Barceló D. Environmental behavior and analysis of veterinary and human drugs in soil, sediments and

- sludge. *Trends in Analytical Chemistry*, 2003, 22(6): 340–351
- [11] Hamscher G, Sczesny S, Höper H, Nau H. Determination of persistent tetracycline residues in soil fertilized with liquid manure by high-performance liquid chromatography with electrospray ionization tandem mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, 2002, 74(7): 1 509–1 518
- [12] Kerry J, Hiney M, Coyne R, NicGabhainn S, Gilroy D, Smith P. Fish feed as a source of oxytetracycline-resistant bacteria in the sediment under fish farms. *Aquaculture*, 1995, 131(1/2): 101–113
- [13] 张劲强, 董元华, 安琼, 刘新程. 兽药抗生素在土壤环境中的行为. *土壤*, 2005, 37(4): 353–361
- [14] 叶计朋, 邹世春, 张干, 徐维海. 典型抗生素类药物在珠江三角洲水体中的污染特征. *生态环境*, 2007, 16(2): 384–388
- [15] 齐会勉, 吕亮, 乔显亮. 抗生素在土壤中的吸附行为研究进展. *土壤*, 2009, 41(5): 703–708
- [16] Figueroa R, Leonard A, Mackay A. Modeling tetracycline antibiotic sorption to clays. *Environmental Science and Technology*, 2004, 38(2): 476–483
- [17] Accinelli C, Koskinen WC, Becker JM, Sadowsky MJ. Environmental fate of two sulfonamide antimicrobial agents in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2007, 55(7): 2 677–2 682
- [18] Wang Q, Yates SR. Laboratory study of oxytetracycline degradation kinetics in animal manure and soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2008, 56(5): 1 683–1 688
- [19] Thiele-Bruhn S. Pharmaceutical antibiotic compounds in soils - a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2003, 166(2): 145–167
- [20] Kong WD, Zhu YG, Fu BJ, Marschner P, He JZ. The veterinary antibiotic oxytetracycline and Cu influence functional diversity of the soil microbial community. *Environmental Pollution*, 2006, 143(1): 129–137
- [21] Thiele-Bruhn S, Beck IC. Effect of sulfonamide and tetracycline antibiotics on soil microbial activity and microbial biomass. *Chemosphere*, 2005, 59(4): 457–465
- [22] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京: 中国农业大学出版社, 2000
- [23] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000
- [24] Burkholder TJ, Lieber RL. Stepwise regression is an alternative to splines for fitting noisy data. *Journal of Biomechanics*, 1996, 29(2): 235–238

Effect of Antibiotic Sulfadiazine Residue on Soil Nitrogen Mineralization and Related Microbial Parameters

WANG Yan, SONG Jian, LI Fang-bai

(Guangdong Institute of Eco-environmental and Soil Science, Guangzhou 510650, China)

Abstract: Veterinary antibiotics could bring new soil pollution and ecology problem when they enter into soil. This paper studied the effects of different concentrations of sulfadiazine residues on soil nitrogen mineralization and related microbiological parameters. The results showed that sulfadiazine inhibited soil nitrogen mineralization which was more sensitive in low initial sulfadiazine concentrations. The principal component analysis and multiple regression analysis proved that, among the relevant microbiological parameters, the functional diversity of soil microbial communities could be used as indicators to predict the effect of sulfadiazine residues on soil nitrogen mineralization.

Key words: Sulfadiazine, Nitrogen mineralization, Soil, Functional diversity of microbial communities, Microbial parameters, Antibiotic