

# 不同肥力红壤氮磷渗漏淋失特征及猪粪安全消纳量的研究<sup>①</sup>

杨健伟<sup>1</sup>, 周志高<sup>2\*</sup>, 张迪<sup>3</sup>, 李仁英<sup>1</sup>, 吴洪生<sup>1</sup>

(1 南京信息工程大学应用气象学院, 南京 210044; 2 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 3 南京晓庄学院, 南京 211171)

**摘要:** 本文采用盆栽试验, 在自然降雨条件下, 监测了不同化肥用量与猪粪梯度用量配施条件下, 两种不同肥力红黏土母质红壤在花生-萝卜轮作模式下的氮、磷渗漏淋失特征, 土壤养分积累和作物产量变化, 据此估算不同肥力红壤的猪粪安全消纳量。结果表明, 养分渗漏淋失以  $\text{NO}_3^-$ -N 为主, 基本无磷素淋失风险。渗漏水中  $\text{NO}_3^-$ -N 高峰值出现在播种施肥一个月以后, 此时表现出随着猪粪用量增加而增加的趋势, 其后  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度迅速下降且均低于地下水(III类)质量标准限值。在渗漏水  $\text{NO}_3^-$ -N 高峰期, 高肥力红壤渗漏水  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度一般都显著高于低肥力红壤, 在配施化肥和高用量猪粪条件下, 容易出现超标风险。猪粪施用容易引起土壤有效磷积累, 且高肥力红壤的积累明显高于低肥力红壤, 但无机氮积累不明显。随着猪粪用量的增加, 低肥力红壤的花生产量一直呈增加的趋势, 但高肥力红壤花生产量在猪粪用量达到一定水平后趋于稳定。综合考虑猪粪施用对地下水环境、土壤环境和作物产量的影响, 得出在不配施化肥条件下, 低肥力与高肥力红黏土红壤的猪粪磷安全消纳量分别为 P 400、100 kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ) (相当于含水量 750 g/kg 堆腐猪粪 91.2、22.8 t/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )); 在常规化肥用量减半条件下, 低肥力和高肥力红壤的猪粪磷安全消纳量分别为 P 400、25 kg/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ) (相当于含水量 750 g/kg 堆腐猪粪 91.2、5.7 t/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ))。在南方红壤地区, 猪粪应多施用于低肥力红黏土红壤。

**关键词:** 土壤肥力; 红壤; 猪粪; 安全消纳量

**中图分类号:** X713; S141 **文献标识码:** A

随着我国规模化、集约化畜禽养殖业的快速发展, 产生大量的畜禽粪便, 带来了巨大的环境压力和污染风险<sup>[1-2]</sup>。粪便还田利用作为畜禽粪便处置的主要方式, 是实现其资源化循环利用的重要途径。合理施用粪肥能改善土壤肥力, 提高作物产量和品质<sup>[3-6]</sup>, 但施用不当会引起土壤氮磷流失加剧, 从而增加水体富营养化风险<sup>[7-8]</sup>, 粪肥中残留重金属和抗生素也会引起土壤重金属和抗生素污染<sup>[9-11]</sup>。因此, 在规模化畜禽养殖方式占主体及粪便数量剧增的新形势下, 需要进一步研究畜禽粪便还田安全利用的理论与技术, 探明农田消纳畜禽粪便合理数量, 使畜禽粪便还田在改善土壤肥力和促进作物生产的同时, 避免农田土壤养分过量积累, 对周边水体产生二次污染。目前, 关于农田畜禽粪便安全消纳量的研究已成为关注热点<sup>[12-14]</sup>。

农田的畜禽粪便安全消纳量与诸多因素相关, 粪便来源、粪肥制备方法、土壤类型与肥力、作物类型、

气候条件、粪便用量与施用时间、化肥配施比例等都将影响畜禽粪便安全消纳量<sup>[12-15]</sup>。易云亮等<sup>[13]</sup>基于粪便中磷素含量, 估算了稻麦轮作农田对猪粪的最大安全消纳量为 23.36 t/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ), 对生猪的最大承载量为 60 head/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。吴金昕等<sup>[14]</sup>估算出农田对规模化养牛场有机废弃物的安全消纳量为 30 ~ 45 t/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。张迪等<sup>[7, 12]</sup>在常规化肥用量减半条件下, 估算了花生-萝卜轮作体系下红黏土、红砂岩、花岗岩发育红壤的最大猪粪安全消纳量分别为 24、12、12 t/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ )。土壤肥力也是影响农田粪便消纳量的重要因子。同一母质不同肥力水平土壤的物理、化学和生物性质也存在差异, 其氮、磷的转化, 积累和迁移能力也会有所不同<sup>[16-17]</sup>, 但目前关于土壤肥力水平对畜禽粪便安全消纳量的影响鲜有报道。本文以我国南方广泛分布的红黏土母质红壤上常见的花生-萝卜轮作种植模式为例, 在不同化肥配施条件下, 通过分析梯度猪粪堆肥用量对高、低两种肥力红壤的氮、磷渗漏淋失, 土壤

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项(201203050)和中国科学院知识创新项目(ISSASIP1632)资助。

\* 通讯作者(zgzhou@issas.ac.cn)

作者简介: 杨健伟(1993—), 男, 江苏苏州人, 硕士研究生, 主要从事农业生态与环境方面的研究。E-mail: yjw453439412@qq.com

养分和作物产量的影响,在综合考虑环境效益和经济效益的基础上,分别估算了两种肥力水平红壤的猪粪安全消纳量,初步探讨了不同肥力红壤的猪粪安全消纳量存在差异的可能原因,以期为南方红壤地区规模化生猪养殖快速发展条件下,猪粪的还田安全利用提供科学依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 试验区概况

试验地点位于江西省鹰潭市余江县境内中国科学院红壤生态实验站(116°55.30'E, 28°15.20'N),该地区属于亚热带湿润季风气候,温热多雨,干湿季节变化较为明显,年平均气温 17.7 °C,无霜期 262 d,年降水量 1 754 mm,年蒸发量 1 318 mm。降雨多集中在 3—6 月,其降水量占全年总降水量 60%。试验期间(2013 年)月降水量和月平均气温分布如图 1 所示。

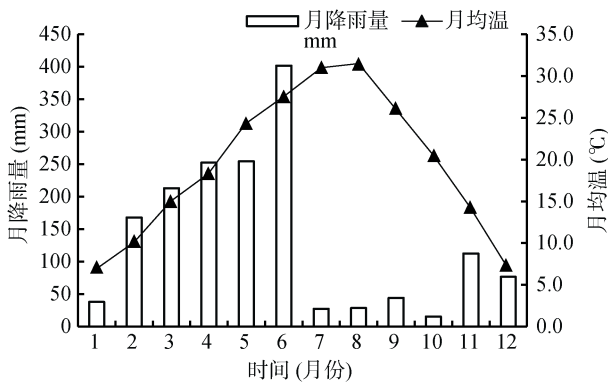


图 1 试验期间的月降水量和气温(2013 年)

Fig. 1 Monthly rainfall and average air temperature during experiment period in 2013

### 1.2 试验设计

供试土壤为第四纪红黏土发育的红壤,分别来自江西省鹰潭市余江县刘家站农垦场新开垦荒地(低肥

力水平)和附近耕种 20 a 以上旱地(高肥力水平)。两种土壤的颗粒组成相似,pH 和全钾也很接近,但土壤有机质以及其他肥力指标则存在明显差异(表 1)。2011 年 12 月开始盆栽试验准备,桶(高 55 cm、直径 35 cm 塑料桶)底开孔接渗漏水接收装置;根据田间土壤层次(0~15 cm 表层和 15~50 cm 下层)分层填装土壤。2012 年 4 月初开始试验,试验设置 3 个化肥配施条件:不施化肥( $F_0$ )、常规化肥用量减半( $F_{1/2}$ )和常规化肥用量( $F_1$ )。在每个化肥配施条件下,以常规化肥磷用量为参照,再设置 7 个猪粪梯度用量:P0、P0.5、P1、P2、P4、P8、P16(表 2),分别代表 0~16 倍常规化肥磷投入量,其中 P1 处理的猪粪用量相当于当地熟耕红壤的猪粪习惯用量,P2 处理的猪粪用量相当于当地新垦红壤的猪粪习惯用量。每种肥力土壤有 21 个处理,每个处理 3 次重复。当地化肥常规用量为:N 100 kg/hm<sup>2</sup>、P 50 kg/hm<sup>2</sup>、K 100 kg/hm<sup>2</sup>,施用的化肥包括尿素(N 464 g/kg)、钙镁磷肥(P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> 120 g/kg)和钾肥(KCl, K<sub>2</sub>O 600 g/kg)。施用的猪粪为堆腐处理过的猪粪,2013 年所施用猪粪的基本性质为:含水量 750 g/kg、pH 7.9、TOC 316.2 g/kg(以干重计,下同)、全氮 30.95 g/kg、全磷 18.17 g/kg、全钾 12.84 g/kg。每年 4 月 5 日前后播种花生,播种前将化肥、猪粪与表层土壤混匀。花生品种为赣花 5 号,每盆播种 4 颗,间苗后保留 2 株。8 月中旬收获。花生收获后不久(8 月下旬)种植填闲作物萝卜,品种为浙大长萝卜,每盆播种 7~8 粒,间苗后保留 2 株,在 12 月下旬收获萝卜,收获后至次年 3 月为休耕期。每年除了在花生播种前以基肥形式施入所有肥料(包括腐熟猪粪)外,花生生长期间和萝卜这一季均不再施用任何肥料。考虑盆中土壤结构稳定需要较长时间,因此本文是以试验实施第二年(即 2013 年)的试验监测数据为基础进行分析研究。

表 1 供试土壤的基本理化性质  
Table 1 Physiochemical properties of tested soils

供试土壤	pH	TOC (g/kg)	TN (g/kg)	TP (g/kg)	TK (g/kg)	碱解氮 (mg/kg)	有效磷 (mg/kg)	速效钾 (mg/kg)	砂粒 2~ 0.02 mm(g/kg)	粉粒 0.02~ 0.002 mm(g/kg)	黏粒<0.002 mm (g/kg)
低肥力红壤	4.72	3.93	0.43	0.21	10.67	38.50	0.41	85.00	340.0	216.0	444.0
高肥力红壤	4.68	8.38	0.88	0.49	11.30	101.50	11.98	167.50	354.8	201.6	443.6

### 1.3 样品采集及分析方法

1.3.1 样品采集及测定项目 水样:雨季时(4—6 月,图 1),降雨频繁且降雨量大,每 10 d 左右采集一次水样,测定有关指标,取平均值作为该月的有关指标值;旱季时每月取样 1 次,即把该月主要降雨事

件后所能产生的渗漏水收集在一起作为一个样。具体采样时间视实际降雨情况而定。样品采集后于 4 °C 保存,在一星期内测定完水中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、总磷(TP)浓度;样品量较多时,样品冷冻保存,在一个月分内分批解冻测定有关指标。

表 2 试验处理的猪粪用量  
Table 2 Application rates of pig manure

处理	猪粪磷用量(kg/hm <sup>2</sup> )	相当于堆腐猪粪用量(t/hm <sup>2</sup> )
P0	0	0
P0.5	25	5.7
P1	50	11.4
P2	100	22.8
P4	200	45.6
P8	400	91.2
P16	800	182.4

土样：收获完萝卜后(2013 年 12 月底)，采集表层土壤(0 ~ 15 cm)样品。样品风干后过 10 目筛，测定土壤有效磷、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量。

作物：花生成熟后人工收获，花生荚果自然风干后称重计产。萝卜收获后，去除表面粘附的明显土粒，称重计产。

1.3.2 分析方法 水样的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TP 浓

度采用 Smartchem200 全自动流动分析仪(AMS-Westco, 意大利)测定，土壤有效磷采用 Olsen 法测定，速效氮采用碱解扩散法测定<sup>[18]</sup>。另外，供试土壤和猪粪的基本性质也是参照有关农化分析标准方法进行测定<sup>[18]</sup>。

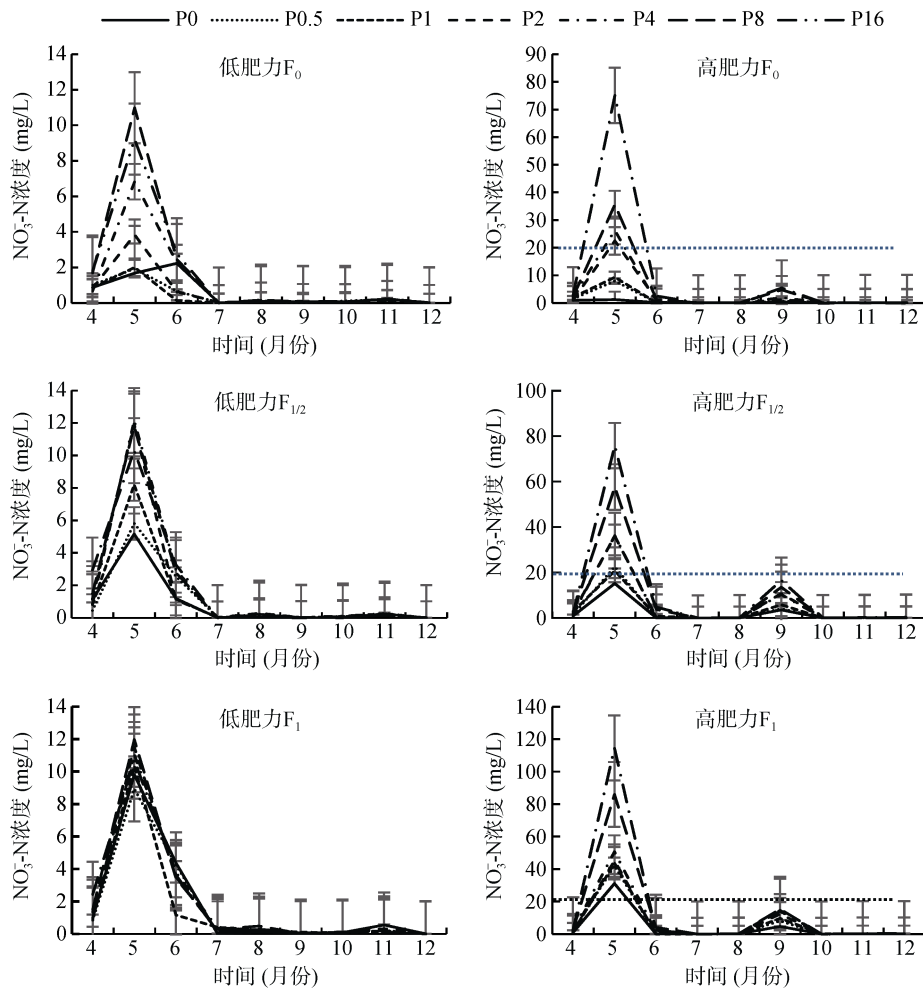
1.4 数据统计分析

数据的方差分析和相关分析均是采用 SPSS 16.0 完成，其中处理间差异显著性分析采用 LSD 检验法(P = 0.05)。文中各图是通过 Excel 2007 和 OriginPro 8.5 完成，数值表示为 3 次重复的平均值和标准差。

2 结果与分析

2.1 不同肥力红壤的氮磷淋失特征

2.1.1 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 淋失特征 两种肥力红壤渗漏水 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度的动态变化如图 2 所示。渗漏水 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N



(F<sub>0</sub>、F<sub>1/2</sub>、F<sub>1</sub> 分别指不施化肥、常规化肥用量减半、常规化肥用量；P0 ~ P16 表示 0 ~ 16 倍常规化肥 P 投入量的梯度猪粪用量；虚线表示地下水 III 类质量标准的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 限值 20 mg/L，下同)

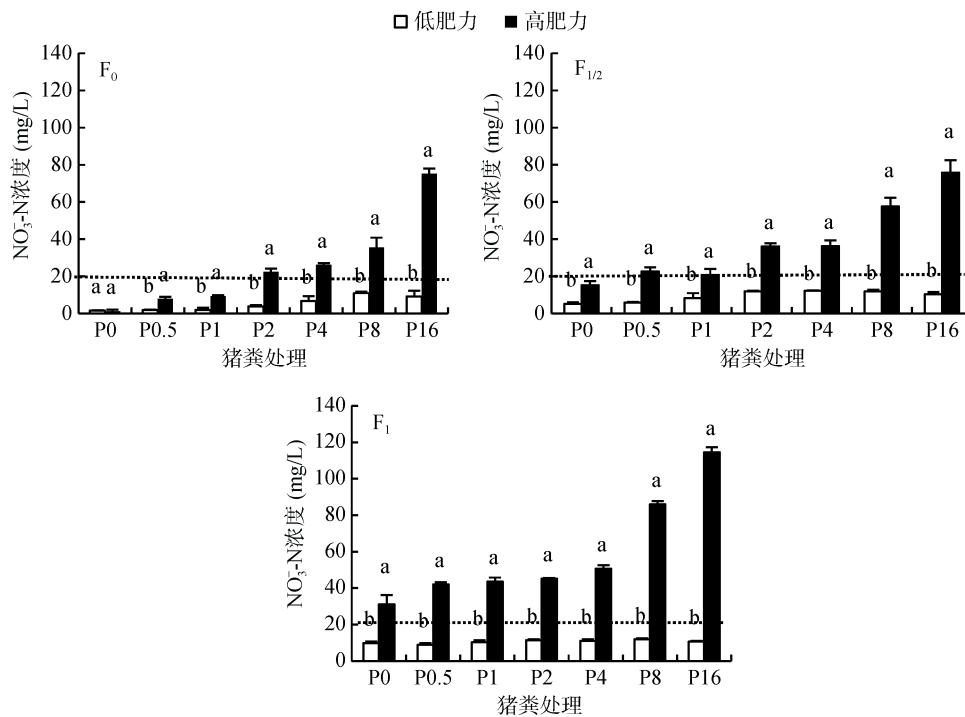
图 2 两种肥力红壤在不同猪粪及化肥用量下的渗漏水 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度动态变化

Fig. 2 Dynamics of nitrate-N concentrations in leachates of two red soils of different fertilities under various dosages of pig manure and chemical fertilizers

最高浓度均出现在 5 月份(播种施肥一个月后),此后渗漏水中  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度则迅速降低。自 7 月份起(播种施肥 3 个月后),渗漏水中  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度基本上都维持在很低的水平( $<0.5 \text{ mg/L}$ ),但在 9 月份(播种萝卜后约一个月),高肥力红壤的渗漏水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度出现了第二次峰值( $>0.5 \text{ mg/L}$ ),在配施化肥条件下( $F_{1/2}$  和  $F_1$ )更为明显,而低肥力红壤无此现象。7 月以后,高、低肥力红壤在 3 个化肥用量水平上的所有猪粪用量处理的渗漏水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度均远低于地下水 III 类质量标准限值( $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度  $20 \text{ mg/L}$ , GB/T 14848-1993)。

总体来看,在渗漏水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  检出浓度最高的 5 月份(图 3),两种肥力红壤的渗漏水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度均呈

现随着猪粪用量的增加而升高的趋势,高肥力红壤的渗漏水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度远高于低肥力红壤。对于低肥力红壤,在不施或配施化肥条件下,所有猪粪用量处理包括高达当地常规用量 8 倍处理(P16)的渗漏水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度均低于地下水 III 类质量标准限值( $20 \text{ mg/L}$ )。但对于高肥力红壤,在不施化肥情况下( $F_0$ ),当猪粪用量为 P2 及其以上时,渗漏水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度就会超过地下水 III 类质量标准限值(简称超标,下同);在化肥用量减半情况下( $F_{1/2}$ ),除了不施猪粪处理(P0),所有添加猪粪处理的渗漏水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度均超标;在常规化肥用量情况下( $F_1$ ),不施猪粪处理和所有施用猪粪处理的渗漏水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度均超标,其浓度最高可达到  $114.5 \text{ mg/L}$ ,是地下水 III 类质量标准限值的近 6 倍。



(图中小写字母不同表示同一猪粪施用水平下两种肥力土壤间差异显著( $P < 0.05$ ),下同)

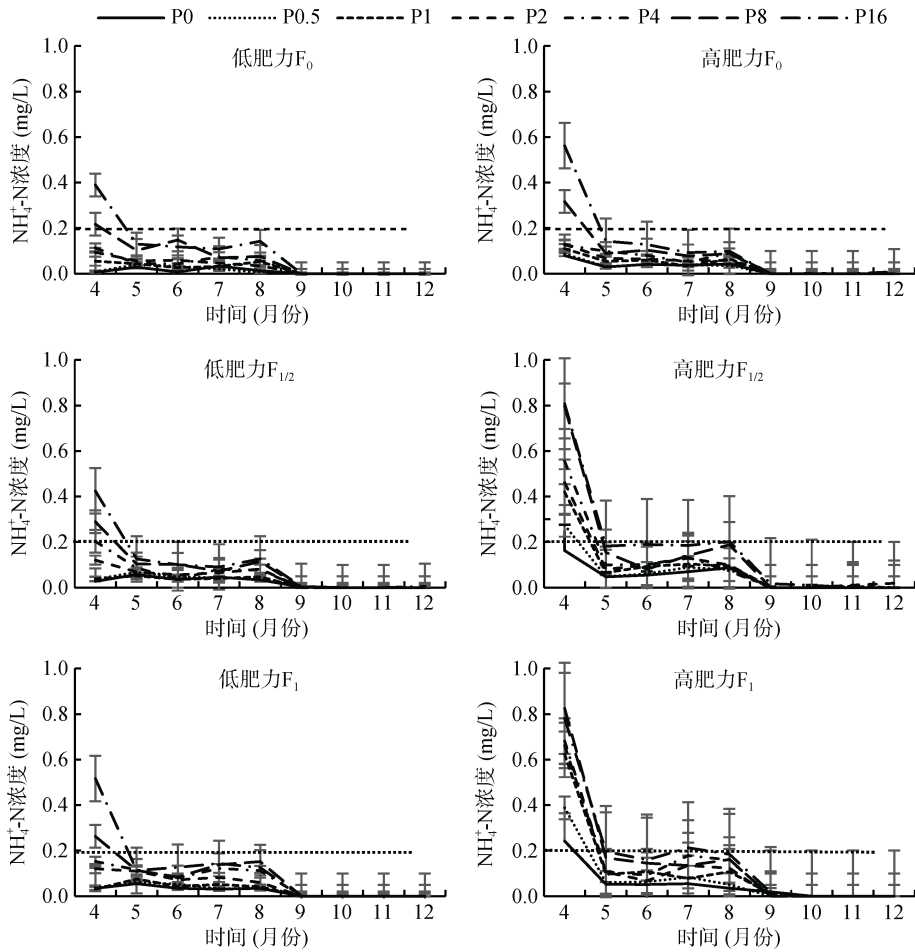
图 3 两种肥力红壤 5 月份渗漏水  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度差异

Fig. 3 Differences in  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  concentrations in leachates of two red soils of different fertilities in May

**2.1.2  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  淋失特征** 两种肥力红壤的渗漏水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度动态变化如图 4 所示。所有处理的渗漏水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度随时间的变化基本一致:在播种花生的当月(4 月),渗漏水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度最高,随后迅速降低;7—12 月,渗漏水中  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度始终保持很低的水平,甚至检测不到。

总体来看,在渗漏水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  检出浓度最高的 4 月份(图 5),两种肥力红壤的渗漏水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度均表现出随着猪粪用量的增加而升高的趋势;在同一猪粪用量和化肥配施条件下,高肥力红壤渗漏水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$

浓度一般都高于低肥力红壤,尤其在常规化肥用量和减半用量情况下( $F_1$  和  $F_{1/2}$ ),差异达到显著水平( $P < 0.05$ )。对于低肥力红壤,在不施( $F_0$ )或配施化肥条件下( $F_{1/2}$ 、 $F_1$ ),只有高用量猪粪 P8、P16 处理的渗漏水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度高于地下水 III 类质量标准限值( $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度  $0.2 \text{ mg/L}$ , GB/T 14848-1993)。对于高肥力红壤,在不施化肥条件下( $F_0$ ),只有高量猪粪处理 P8、P16 的渗漏水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度高于地下水 III 类质量标准限值(简称超标,下同);配施化肥时( $F_{1/2}$  和  $F_1$ ),高肥力红壤所有处理的渗漏水  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  浓度均超标。



(虚线表示地下水 III 类质量标准的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  限值 0.2 mg/L, 下图同)

图 4 两种肥力红壤渗漏水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度动态变化

Fig. 4 Dynamics of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  concentrations in leachates of two red soils of different fertilities

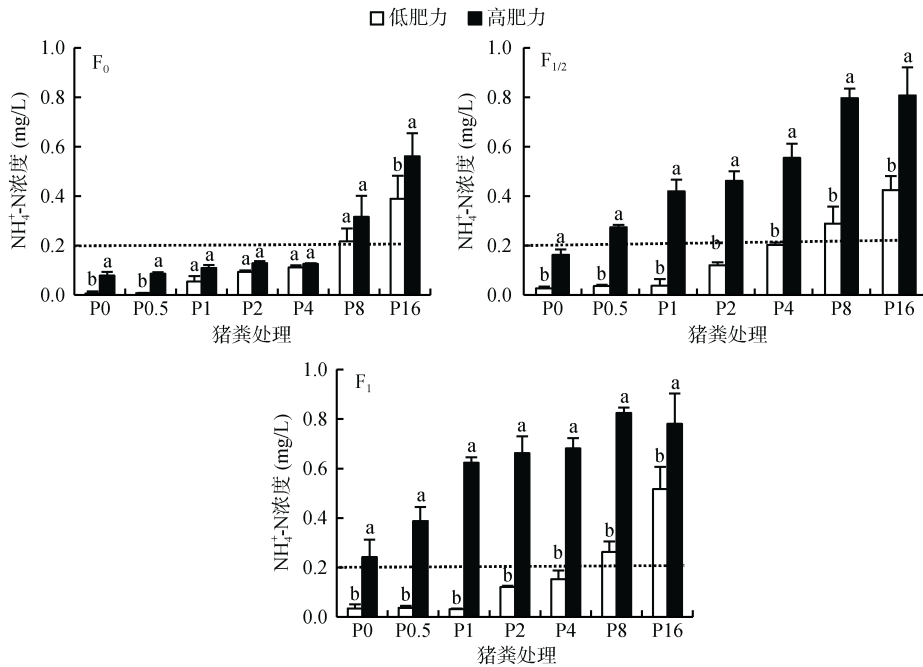


图 5 两种肥力红壤 4 月份渗漏水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度差异

Fig. 5 Differences in  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  concentrations in leachates of two red soils of different fertilities in April

**2.1.3 磷素淋失特征** 两种肥力红壤在不施或配施化肥条件下的所有猪粪用量处理的渗漏水总磷浓度都很低或检测不到(结果未列出)。以最高猪粪用量处理(P16)为例,两种肥力红壤的渗漏水总磷浓度动态变化如图 6 所示。不论是否配施化肥,渗漏水中总磷浓度都很低。目前地下水质量标准尚

未对地下水制定磷含量标准限值,如果以我国《地表水环境质量标准》(GB3838—2002)III 类水质量总磷标准限值 0.05 mg/L(湖、库水)作为地下水磷含量的安全阈值,所有猪粪用量处理的渗漏水总磷浓度均低于这一限值,基本上没有引起环境问题的磷素淋失风险。

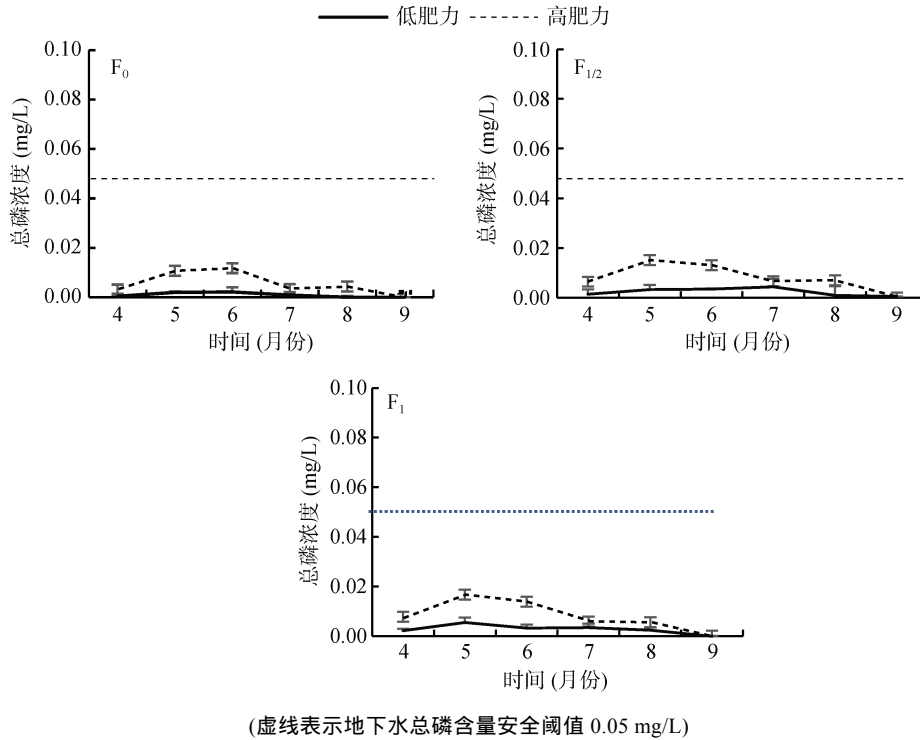


图 6 两种肥力红壤高猪粪用量处理下(P16)渗漏水总磷浓度动态变化

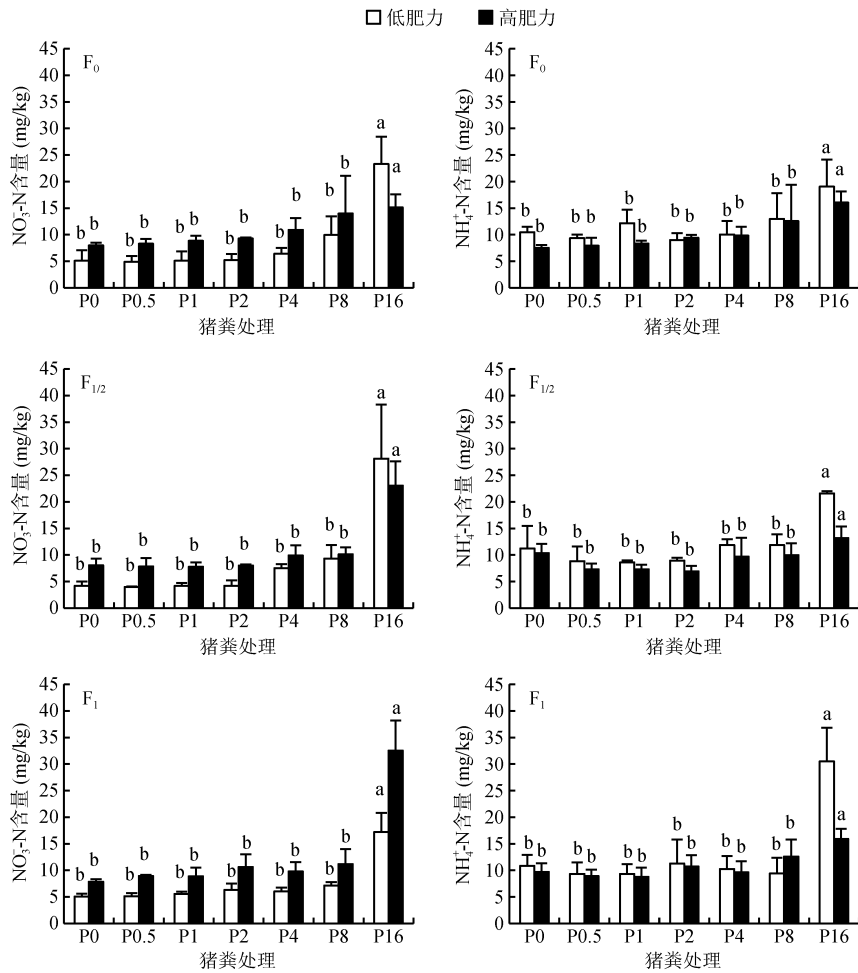
Fig. 6 Dynamics of total phosphorus concentrations in leachates with two red soils of different fertilities under the conditions of high rates of pig manure(P16)

## 2.2 不同肥力红壤的表层土壤无机氮和有效磷积累

**2.2.1 土壤无机氮** 猪粪施用对不同肥力红壤  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 的影响如图 7 所示。在不施化肥( $F_0$ )或配施化肥( $F_{1/2}$  和  $F_1$ )情况下,同一猪粪用量条件下的高肥力红壤土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 含量总体上均高于低肥力红壤(除了  $F_0$  和  $F_{1/2}$  的最高猪粪用量 P16 处理)。与不施猪粪处理 P0 相比,两种肥力红壤的 P0.5~P8 猪粪用量处理均无明显的  $\text{NO}_3^-$ -N 积累,但在 P16 猪粪用量下土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 含量显著增加。与土壤  $\text{NO}_3^-$ -N 的表现相反,同一条件下,高肥力红壤的土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 含量总体上小于低肥力红壤。与不施猪粪处理 P0 相比,两种肥力土壤的最高猪粪用量 P16 处理的土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 显著增加,低肥力红壤的增加尤为明显,但 P0.5~P8 猪粪用量处理的土壤  $\text{NH}_4^+$ -N 无显著变化。

**2.2.2 土壤有效磷** 施用不同用量猪粪对不同肥力红壤土壤有效磷含量的影响如图 8 所示。总体来

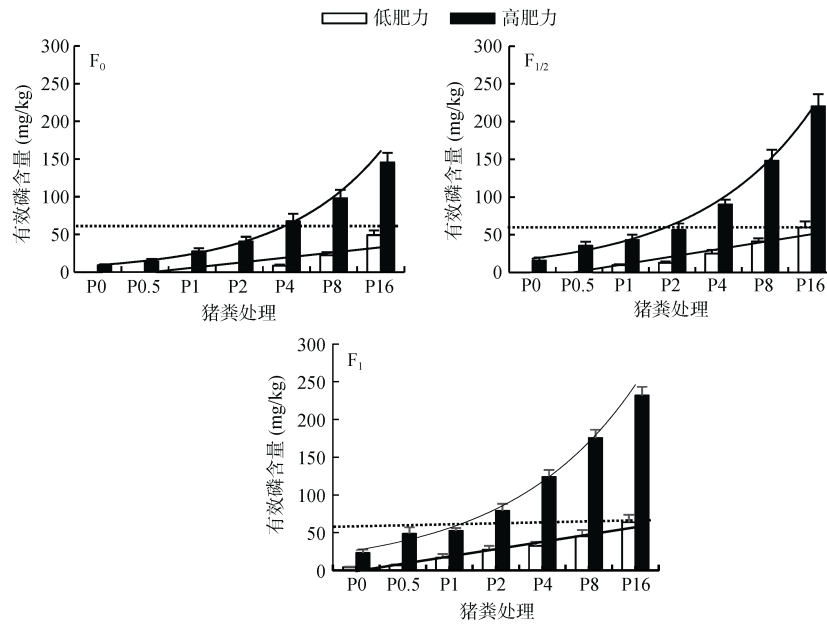
看,随着猪粪用量的增加,高、低肥力土壤的有效磷均呈增加的趋势。对于低肥力红壤,在不施化肥和化肥用量减半条件下,随着猪粪用量的增加,土壤有效磷含量呈线性增加;而在常规化肥用量条件下,随着猪粪用量的增加,土壤有效磷含量呈指数型增加。对于高肥力红壤,在不施或配施化肥条件下,随着猪粪用量的增加,土壤有效磷含量均呈指数型增加。从有效磷积累的绝对量来看,同一条件下,高肥力红壤的有效磷增加值显著高于低肥力红壤。在最高猪粪用量下(P16),不同化肥配施处理( $F_0$ 、 $F_{1/2}$  和  $F_1$ ),高肥力红壤的有效磷较不施猪粪处理(P0)分别增加了 137.1、204.3、208.7 mg/kg,而低肥力红壤仅增加了 49.03、59.62、59.54 mg/kg。低肥力红壤仅在配施化肥  $F_{1/2}$  和  $F_1$  条件下的最高猪粪用量 P16 处理的有效磷含量超过环境风险阈值 60 mg/kg<sup>[19]</sup>,而高肥力红壤在  $F_0$ 、 $F_{1/2}$ 、 $F_1$  条件下猪粪用量分别超过 P4、P2、P2 时均有超标风险。



(图中小写字母不同表示同一肥力水平土壤不同猪粪施用处理间差异显著( $P < 0.05$ ))

图 7 表层土壤(0~15 cm)无机氮积累

Fig. 7 Accumulation of inorganic nitrogen in topsoils(0-15 cm)



(虚线表示土壤有效磷含量的安全阈值 60 mg/kg)

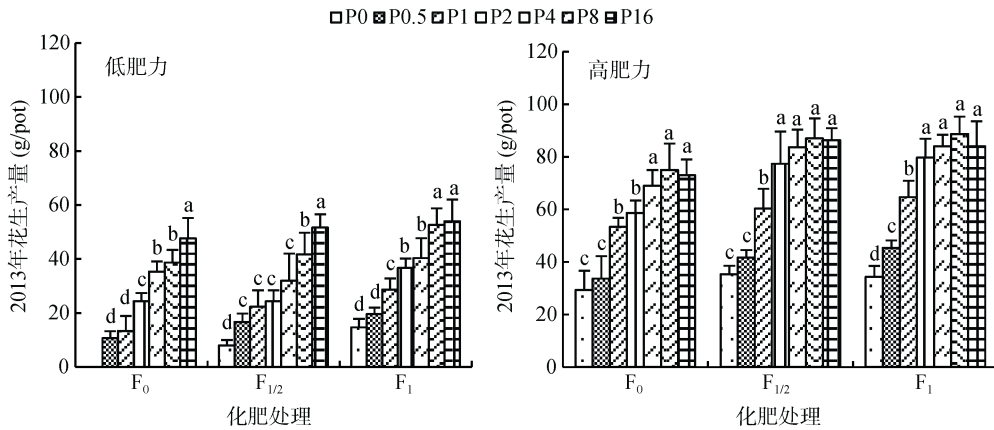
图 8 表层土壤(0~15 cm)有效磷积累

Fig. 8 Accumulation of available phosphorus in topsoils (0-15 cm)

### 2.3 作物产量

猪粪施用对不同肥力红壤花生产量的影响如图 9 所示。总体来看,在相同猪粪以及化肥配施条件下,高肥力红壤的花生产量明显高于低肥力红壤。对于低肥力红壤,在不施或配施化肥条件下,花生产量均随着猪粪用量的增加而不断增加。但对于高肥力红壤,当猪粪用

量在 P4 以上,花生产量的增加不显著。后茬填闲作物萝卜的产量对于在前茬花生实施的不同猪粪用量处理下仍表现出明显的反应(图 10):随着猪粪用量的增加,低肥力红壤的萝卜产量呈现指数增加;猪粪用量从 P0 增加到 P4,高肥力红壤的萝卜产量呈线性逐渐增加,当猪粪用量增加到 P8 时,萝卜产量呈指数式急增。



(图中小写字母不同表示同一肥力土壤同一化肥处理下,不同猪粪用量处理间差异显著( $P < 0.05$ ),下同)

图 9 两种肥力红壤花生产量

Fig. 9 Peanut yields of two red soils of different fertilities

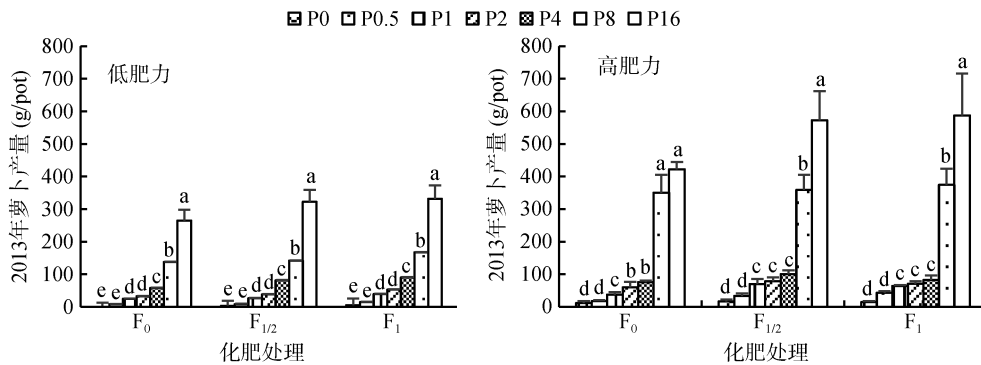


图 10 两种肥力红壤萝卜产量

Fig. 10 Radish yields of two red soils of different fertilities

## 3 讨论

### 3.1 施用猪粪条件下红壤氮磷渗漏淋失特征

从本研究的试验结果来看,红壤氮素淋失的主要形态是  $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{NH}_4^+$ -N 的渗漏淋失比较小,这与以前很多研究的结论相一致<sup>[20-23]</sup>。 $\text{NO}_3^-$ -N 的渗漏淋失主要发生在 5 月(即施肥播种后的第二个月),这主要与当地的气候条件和作物生长有关。江西鹰潭的 5 月温暖多雨,一方面由于降雨使得  $\text{NO}_3^-$ -N 伴随着雨水下渗而产生渗漏淋失<sup>[24]</sup>,另一方面由于高温使得施入土壤中的氮素大量转化成  $\text{NO}_3^-$ -N,导致了渗漏水中  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度增加<sup>[25-26]</sup>。另外,在花生的生长初期,对养分(氮素)的需求不是很高,植物根系吸收截

留的土壤氮素也很有限,这也是  $\text{NO}_3^-$ -N 在 5 月出现峰值的另一个原因<sup>[27]</sup>。

$\text{NH}_4^+$ -N 的淋失主要集中在 4 月份,这主要也是因土壤特性、作物生长、气候条件所致。红壤属于可变电荷土壤,阳离子交换量一般较低,因此红壤对  $\text{NH}_4^+$  的吸附较弱,这可能是红壤出现  $\text{NH}_4^+$ -N 淋失的主要原因<sup>[7, 21]</sup>。江西鹰潭的 4 月气温较低,土壤硝化作用不强,而 4 月也是多雨季,施用猪粪后产生的大量  $\text{NH}_4^+$ -N 伴随着雨水下渗,而且由于花生种子刚播种下去,这一期间花生处于发芽和幼苗期,植物根系对  $\text{NH}_4^+$ -N 吸收截留非常有限,这可能是早期渗漏水中出现高浓度  $\text{NH}_4^+$ -N 的主要原因。以后随着气温升高,  $\text{NH}_4^+$ -N 绝大部分在硝化作用下转化成  $\text{NO}_3^-$ -N,



因此后面几个月渗漏水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度均无明显变化, 保持在一个很低的水平上。这一结果与其他研究者观察到的现象相一致<sup>[21, 23, 28]</sup>。

从磷素渗漏来看, 即使在最高猪粪用量下, 高、低肥力红壤的渗漏水磷浓度依然在一个很低的水平上, 基本上无磷淋失环境风险(图 6)。这主要是因为红壤有很强的固磷能力<sup>[19, 29-30]</sup>, 猪粪和化肥中的磷绝大部分都吸持在土壤固相部分, 并没有进入到土壤水中。与之相一致, 红壤表层土壤有效磷含量随着猪粪用量的增加而增加(图 8)。

### 3.2 土壤肥力对施用猪粪条件下红壤氮素渗漏淋失的影响

本试验的结果表明, 在  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  渗漏淋失高峰期, 高肥力红壤的渗漏水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度均显著高于低肥力红壤(图 3)。这一方面是因为高肥力红壤本身具有较高的氮水平(表 1), 另一方面可能是与低肥力红壤硝化能力相对较弱有关。不同肥力的红壤, 其中土壤养分含量、物理、化学、生物学特性也不同, 从而导致不同肥力红壤中氮的转化、迁移也存在差异<sup>[16, 31]</sup>。有研究者针对不同肥力土壤进行小麦大田试验, 发现高肥力土壤中残留的肥料氮量和肥料氮的损失量较高, 并且肥力较高土壤,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  下移较早, 下移层次更深<sup>[32]</sup>, 这间接解释了高肥力土壤比低肥力土壤的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  渗漏淋失较多, 本试验结果与此一致。刘来等<sup>[33]</sup>研究指出土壤细菌数量与土壤有机质、全磷呈显著相关性, 放线菌数量、过氧化氢酶、蔗糖酶、脲酶活性与养分呈显著相关性。微生物是氮素在土壤中矿化过程的重要参与者, 它可以通过硝化作用和反硝化作用不断驱动氮素的转化<sup>[34-36]</sup>。王楠等<sup>[37]</sup>也从土壤微生物学特性角度解释了低肥力红壤在施肥处理下由于  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的积累, 土壤还原性增强, 抑制了过氧化氢酶的活性, 使得微生物学过程的强度被削弱, 因而导致了更多  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  积累在土壤中。与这些研究相一致, 本研究也发现在施用猪粪条件下低肥力红壤比高肥力红壤保留较多的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (图 7)。本试验高肥力红壤的全氮显著高于低肥力红壤(表 1), 推测由于低肥力红壤微生物数量少, 对猪粪有机氮矿化作用和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  硝化作用的能力弱, 而高肥力红壤中微生物的高硝化速率使得  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  很难残留下来<sup>[31]</sup>, 因此高肥力红壤的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  积累呈现相反的趋势(图 7)。

### 3.3 不同肥力红壤的猪粪安全消纳量估算

从地下水环境角度考虑, 施用猪粪红壤基本无磷淋失环境风险, 但渗漏水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度在施肥后当月(4月)、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度在施肥后的第二个月(5月)会有超

过地下水 III 类质量标准限值的风险(图 3、5、6)。对于低肥力红壤, 不论何种化肥施肥情况, 其渗漏水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度均无超标现象, 只有当猪粪用量超过 P8 时( $P=400\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ )渗漏水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度才会有超标风险, 因而低肥力红壤的猪粪安全消纳量应不超过  $P=400\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 。对于高肥力红壤, 不施化肥( $F_0$ )条件下, 猪粪用量超过 P8 时, 渗漏水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度会有超标风险, 但猪粪用量 P2 以上( $P=100\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ )时渗漏水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  就会有超标风险; 在常规化肥用量减半配施条件下( $F_{1/2}$ ), 猪粪用量 P0.5 以上( $P=25\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ )渗漏水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度会有超标风险, 但所有猪粪用量处理的渗漏水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度均有超标风险; 在配施常规化肥用量条件下( $F_1$ ), 即使不施猪粪, 其渗漏水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度均有超标风险。因此, 对于高肥力红壤, 施用猪粪时应减少化肥用量甚至不施; 在  $F_0$  条件下, 高肥力红壤的猪粪安全用量应不超过  $P=100\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 。

从土壤环境角度考虑, 高、低肥力红壤都有着较强的固磷能力, 施用猪粪土壤中的有效磷显著积累。根据魏红安等<sup>[19]</sup>和聂敏等<sup>[30]</sup>提出的亚热带红黏土红壤旱地 Olsen-P  $60\text{ mg}/\text{kg}$  临界值, 比照我们的土壤有效磷数据(图 8), 可以得出低肥力红壤在配施化肥条件下( $F_{1/2}$ 和  $F_1$ )的猪粪安全用量为不超过  $P16(P=800\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a}))$ , 而高肥力红壤在不配施化肥( $F_0$ )情况下的猪粪安全用量为不超过  $P4(P=200\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a}))$ , 在化肥减半配施( $F_{1/2}$ )情况下的猪粪安全用量上限为不超过  $P2(P=100\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a}))$ , 在常规化肥用量配施( $F_1$ )情况下的猪粪安全用量上限为不超过  $P1(P=50\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a}))$ 。

从作物产量角度考虑, 对于低肥力红壤, 不论何种化肥施肥情况, 在猪粪最高用量 P16 仍使花生产量显著增加; 但对于高肥力红壤, 不施化肥( $F_0$ )情况下, 当猪粪用量超过 P4 时花生产量不再显著增加; 配施化肥( $F_{1/2}$ 和  $F_1$ )情况下, 当猪粪用量至 P2 时花生产量不再显著增加。填闲作物萝卜的产量随着猪粪用量的增加一直呈增加的趋势(图 10), 并没有出现产量反应的平台期, 故而在红壤猪粪安全消纳量测算中不考虑萝卜产量这一因素。因此, 从花生增产效应方面考虑, 高肥力红壤的猪粪安全用量在不施化肥条件下为  $P=200\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ , 配施化肥条件下为  $P=100\text{ kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 。

## 4 结论

1) 红黏土红壤的猪粪安全用量与其土壤肥力水平密切相关。红黏土红壤的渗漏养分淋失以  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  为主, 高肥力红壤渗漏水中氮浓度明显高于低肥力红

壤。猪粪施用条件下,土壤养分积累以磷素为主,对氮素积累的影响不显著。当猪粪用量超过一定水平后,高肥力红壤的花生产量不再随着猪粪用量的增加而增加,但低肥力红壤的花生产量随着猪粪用量的增加而一直呈增加趋势。综合考虑猪粪施用对地下水环境(氮、磷渗漏)、土壤环境(氮、磷积累)和作物产量等 3 个因素的影响效应及其安全范围,估算了两种肥力红黏土红壤的猪粪安全消纳量:在不配施化肥情况下,低肥力和高肥力红壤的猪粪安全消纳量分别为 P 400、100 kg/(hm<sup>2</sup>·a),相当于含水量 750 g/kg 堆腐猪粪 91.2、22.8 t/(hm<sup>2</sup>·a);在配施减半常规化肥用量情况下,低肥力和高肥力红壤的猪粪安全消纳量分别为 P 400、25 kg/(hm<sup>2</sup>·a),相当于含水量 750 g/kg 堆腐猪粪 91.2、5.7 t/(hm<sup>2</sup>·a)。

2)为了最大限度地合理消纳猪粪,建议在红壤地区种植花生时将猪粪主要施用于低肥力红黏土红壤。对于高肥力红壤,应谨慎施用猪粪,如果确有消纳猪粪的需求,建议减少配施化肥量。

#### 参考文献:

- [1] 汪方浩, 马文奇, 龚争霞, 等. 中国畜禽粪便产生量估算即环境效应[J]. 中国环境科学, 2006, 26(5): 614-617
- [2] 江希流, 华小梅, 张胜田. 我国畜禽养殖业的环境污染状况、存在问题与防治建议[J]. 农业资源与环境学报, 2007, 24(4): 61-64
- [3] 柳开楼, 李大明, 黄庆海, 等. 红壤稻田长期施用猪粪的生态效益及承载力评估[J]. 中国农业科学, 2014, 47(2): 303-313
- [4] 张迪, 周志高, 杨奕如, 等. 三种利用方式下红黏土红壤对猪粪安全消纳量[J]. 土壤通报, 2015, 46(5): 1245-1252
- [5] 宫亮, 安景文, 邢月华, 等. 连年深松和施用有机肥对土壤肥力及玉米产量的影响[J]. 土壤, 2016, 48(6): 1092-1099
- [6] 关松, 龚森, 马丽娜, 等. 长施马粪对暗棕壤团聚体腐殖质数量和质量的的影响[J]. 土壤学报, 2017, 54(5): 1195-1205
- [7] 张迪, 周志高, 杨奕如, 等. 中亚热带三种母质发育的红壤对猪粪安全消纳量的初步研究[J]. 土壤, 2015, 47(2): 414-421
- [8] 杨奕如, 周志高, 王兴祥. 不同用量猪粪对红壤花生坡地水土流失及磷素流失的影响[J]. 水土保持学报, 2017, 31(5): 72-80
- [9] 潘霞, 陈励科, 卜元卿, 等. 畜禽有机肥对典型蔬果地土壤剖面重金属与抗生素分布的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2012, 28(5): 518-525
- [10] 李祖章, 谢金防, 蔡华东, 等. 农田土壤承载畜禽粪便能力研究[J]. 江西农业学报, 2010, 22(8): 140-145
- [11] 赵睿, 吴智书, 罗阳, 等. 猪粪与农田土壤中重金属累积污染的相关分析[J]. 土壤, 2017, 49(4): 753-759
- [12] 张迪, 周志高, 杨奕如, 等. 花生-萝卜轮作体系下红黏土红壤对猪粪安全消纳能力研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(9): 1828-1836
- [13] 易云亮. 猪粪施用下稻麦轮作农田土壤磷素形态及其安全消纳量研究[D]. 四川雅安: 四川农业大学, 2015: 1-48
- [14] 吴金昕. 规模化养牛场有机废弃物农田安全消纳技术研究[D]. 济南: 山东师范大学, 2013: 1-85
- [15] Cabrera V E, Jagtap S S, Hildebrand P E. Strategies to limit (minimize) nitrogen leaching on dairy farms driven by seasonal climate forecasts[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2007, 122(4): 479-489
- [16] 邵兴芳, 申小冉, 张建峰, 等. 外源氮在中、低肥力红壤中的转化与去向研究[J]. 中国土壤与肥料, 2014(2): 6-11
- [17] 纪雄辉, 郑圣先, 石丽红, 等. 洞庭湖区不同稻田土壤及施肥对养分淋溶损失的影响[J]. 土壤学报, 2008, 45(4): 663-670
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 1-638
- [19] 魏红安, 李裕元, 杨蕊, 等. 红壤磷素有效性衰减过程及磷素农学与环境学指标比较研究[J]. 中国农业科学, 2012, 45(6): 1116-1126
- [20] 马心灵, 朱启林, 赵胜利, 等. 不同种植模式粮田土壤氮素淋失的研究进展[J]. 土壤通报, 2015, 46(6): 1529-1534
- [21] 王秀丽, 孙波. 红壤旱地施用有机肥的氮素淋失过程[J]. 土壤学报, 2008, 45(4): 745-749.
- [22] 赵凤亮, 邹雨坤, 朱治强, 等. 施用椰壳生物炭对砖红壤氮素淋失和油麦菜吸收利用的影响[J]. 华北农学报, 2015, 30(S1): 400-404
- [23] 林清火, 罗微, 林钊沐, 等. 砖红壤地区旱地土壤肥料养分淋失研究进展[J]. 热带农业科学, 2003, 23(1): 61-66
- [24] 曹巧红, 龚元石. 降水影响冬小麦灌溉农田水分渗漏和氮淋失模拟分析[J]. 中国农业大学学报, 2003, 8(1): 37-42
- [25] 石薇, 王景燕, 魏有波, 等. 水热条件对华西雨屏区柳杉人工林土壤氮矿化的影响[J]. 土壤通报, 2014, 45(6): 1431-1437
- [26] 王帘里, 孙波. 温度和土壤类型对氮素矿化的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2011, 17(3): 583-591
- [27] 王平, 陈举林. 植物氮素吸收过程研究进展[J]. 安徽农业科学, 2016, 44(1): 33-35
- [28] 代文才, 高明, 王子芳, 等. 施氮对砖红壤铵态氮淋失特征的影响[J]. 西南师范大学学报(自然科学版), 2015(9): 162-167
- [29] 吴崇书. 千岛湖区农地土壤磷的固定与释放特性的研究[J]. 土壤通报, 2015, 46(5): 1103-1107
- [30] 聂敏, 肖和艾, 廖敦秀, 等. 亚热带可变电荷土壤磷素淋失临界点及其与土壤特性的关系[J]. 环境科学学报, 2013, 33(2): 579-586
- [31] 王金洲, 卢昌艾, 张文菊, 等. 中国农田土壤中有有机物料腐解特征的整合分析[J]. 土壤学报, 2016, 53(1): 16-27

- [32] 赵俊晔, 于振文. 不同土壤肥力条件下施氮量对小麦氮肥利用和土壤硝态氮含量的影响[J]. 生态学报, 2006, 26(3): 815–822
- [33] 刘来, 黄保健, 孙锦, 等. 大棚辣椒连作土壤微生物数量、酶活性与土壤肥力的关系[J]. 中国土壤与肥料, 2013(2): 5–10
- [34] 陈旸, 李忠佩, 车玉萍, 等. 红壤水稻土微生物生物量氮与总氮矿化的关系[J]. 土壤, 2008, 40(5): 719–724
- [35] 金发会, 李世清, 卢红玲, 等. 石灰性土壤微生物量碳、氮与土壤颗粒组成和氮矿化势的关系[J]. 应用生态学报, 2007, 18(12): 2739–2746
- [36] 刘若萱, 贺纪正, 张丽梅. 稻田土壤不同水分条件下硝化/反硝化作用及其功能微生物的变化特征[J]. 环境科学, 2014, 1(11): 4275–4283
- [37] 王楠, 王帅, 高强, 等. 施氮水平对不同肥力土壤微生物学特性的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(4): 148–152

## Nitrogen and Phosphorus Leaching Under Pig Manure Application and Safe Manure Digestion Capacity of Red Clay Soils of Different Fertilities

YANG Jianwei<sup>1</sup>, ZHOU Zhigao<sup>2\*</sup>, ZHANG Di<sup>3</sup>, LI Renying<sup>1</sup>, WU Hongsheng<sup>1</sup>

(1 *Applied Meteorology College, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China;*  
2 *Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China;* 3 *Nanjing Xiaozhuang University,*  
*Nanjing 211171, China*)

**Abstract:** By using a pot experiment under natural rainfall, nitrogen (N) and phosphorus (P) leaching, nutrient accumulation, and crop yield under peanut-radish rotation in two red clay soils of different fertilities (high and low) which received pig manure at gradient dosages combined with zero, halved or conventional rates of chemical fertilizers were monitored, and thereby safe pig manure digestion capacities of the two red soils were estimated. The results showed that nutrient leaching was dominated by nitrate N and no risk was for P leaching. Nitrate N concentration in leachate peaked about one month after seed sowing and fertilization, increasing with the increase of pig manure application rate, and afterwards declined rapidly below the limit of Class III groundwater quality standard of China. In the peak time, nitrate N concentration in leachate was significantly higher in the high-fertility red soil than in the low-fertility one, and the risk of exceeding nitrate N limit was high for the high-fertility red soil under the conditions of high rates of pig manure in combination with chemical fertilizers. The application of pig manure easily led to bioavailable P accumulation in soil, more pronounced in the high-fertility soil, but no significant accumulation for inorganic N in both soils. Peanut yield of the low-fertility red soil increased with the increasing of pig manure application rate, while that of the high-fertility one leveled off over a certain rate of pig manure. Considering all the effects of pig manuring on groundwater (leaching), soil and crop production, it is estimated that the low- and high-fertility red clay soils have safe pig manure digestion capacities of P 400 and 100 kg/(hm<sup>2</sup>·a), respectively (equivalent to wet composted pig manure of 91.2 and 22.8 t/(hm<sup>2</sup>·a), respectively) under the condition of no chemical fertilizers, and P 400 and 25 kg/(hm<sup>2</sup>·a), respectively (equivalent to wet composted pig manure of 91.2 and 5.7 t/(hm<sup>2</sup>·a), respectively) under the condition of halved chemical fertilizers. It is advised that pig manure be applied in large part to low-fertility red clay soils in southern regions of China.

**Key words:** Soil fertility; Red clay soil; Pig manure; Safe digestion capacity