

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^①

张迪^{1,2}, 周志高¹, 杨奕如^{1,2}, 王兴祥^{1,3*}

(1 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049;

3 江西省红壤生态研究重点实验室, 中国科学院红壤生态实验站, 江西鹰潭 335211)

摘要: 采用盆栽试验方法, 在自然降雨条件下模拟研究了中亚热带丘陵区 3 种母质红壤对猪粪的安全消纳能力。试验设在江西省鹰潭市余江县中国科学院红壤生态实验站, 试验期间年均降水量为 1 946 mm, 年均温 18.9 °C。通过监测 2012—2014 年间土壤渗漏水氮磷迁移淋失, 结合土壤养分含量和花生产量变化, 初步确定 3 种母质红壤的猪粪安全消纳量。结果表明: 常规化肥减半条件下, 从 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和总磷淋失对水环境影响, 以及从土壤速效氮磷积累角度, 红黏土、红砂岩和花岗岩红壤配施猪粪最大安全用量分别为 P 100、50、50 kg/(hm²·a); 从花生产量角度考虑持续配施猪粪施用量不宜超过 P 100、200、200 kg/(hm²·a)。综合考虑经济效益和环境效益, 红黏土、红砂岩和花岗岩, 配施猪粪的最大安全消纳量分别为 P 100、50、50 kg/(hm²·a), 相当于施用鲜猪粪(含水量为 69%)分别为 24 000、12 000、12 000 kg/(hm²·a)。

关键词: 红壤; 母质; 猪粪; 安全消纳量

中图分类号: X713

南方红壤丘陵区规模化畜禽养殖业快速发展产生的大量粪污成为该地区主要污染源之一, 大量粪便盲目施入农田, 在补充土壤养分、提高土壤有机质含量的同时也导致土壤中氮磷过量积累, 增加氮磷流失对水环境污染的风险^[1-2]。为避免粪肥还田对环境造成二次污染, 从土壤和水环境风险方面估算畜禽粪便安全消纳量成为研究的重点。目前已经有部分报道关注畜禽粪便安全限量, 例如, 王大娟等^[3]从土壤和地表水环境氮磷累积流失方面估算稻田对猪粪的消纳量为 15 t/hm²; 朱利群等^[4]基于土壤氮磷残留估算黑麦草对猪粪的最大消纳量为 15~60 t/hm²。然而, 畜禽粪便安全消纳量不仅与作物类型密切相关, 研究发现气候条件、施肥时间、施肥水平及土壤类型等均与之密切相关^[5-7]。土壤母质是影响粪便安全承载力的重要因素, 其直接决定土壤质地及理化性质, 进而影响氮磷矿化、累积及迁移淋失^[8]。有研究指出相同猪粪施用量下壤质砂土渗漏水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 平均浓度是黏壤土的 2.5 倍^[9]; Olsen 等^[10]通过长期田间实验研究指出磷在粗质土壤中淋失风险远高于细质土壤。因而, 农田土壤对粪肥的安全消纳量不能一概而论。为明确中亚热带红壤丘陵区几种主要母质

发育的红壤猪粪安全消纳量, 本文以花生-萝卜轮作系统为例, 通过研究规模化养殖场猪粪堆肥还田利用对作物产量、土壤和水环境的影响, 在平衡环境效益和经济效益的基础上, 初步估算了红黏土、红砂岩和花岗岩红壤对猪粪最大安全消纳量, 以为农田合理消纳猪粪提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验区域概况

试验设在江西省鹰潭市余江县中国科学院红壤生态实验站, 该实验站位于 116°55.30'E, 28°15.20'N, 属于我国亚热带湿润季风气候, 四季分明, 温热多雨, 多年平均气温 17.7°C, 无霜期 262 天, 干湿季节变化较为明显, 夏秋之间旱情频发, 年降水量 1 754 mm, 且多集中在 3—6 月, 降水量占全年总降水量 60%, 年蒸发量 1 318 mm^[11]。试验从 2012 年开始, 试验期间降水与温度分布情况如图 1。

1.2 试验设计

供试土壤分别为红黏土发育的红壤(表蚀黏化湿润富铁土)、红砂岩发育的红壤(普通铝质湿润维

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项(201203050)、中国科学院院地合作和江西省赣鄱英才项目资助。

* 通讯作者(xxwang@issas.ac.cn)

作者简介: 张迪(1985—), 女, 山东烟台人, 博士研究生, 主要从事循环农业研究。E-mail: zhangdi@issas.ac.cn

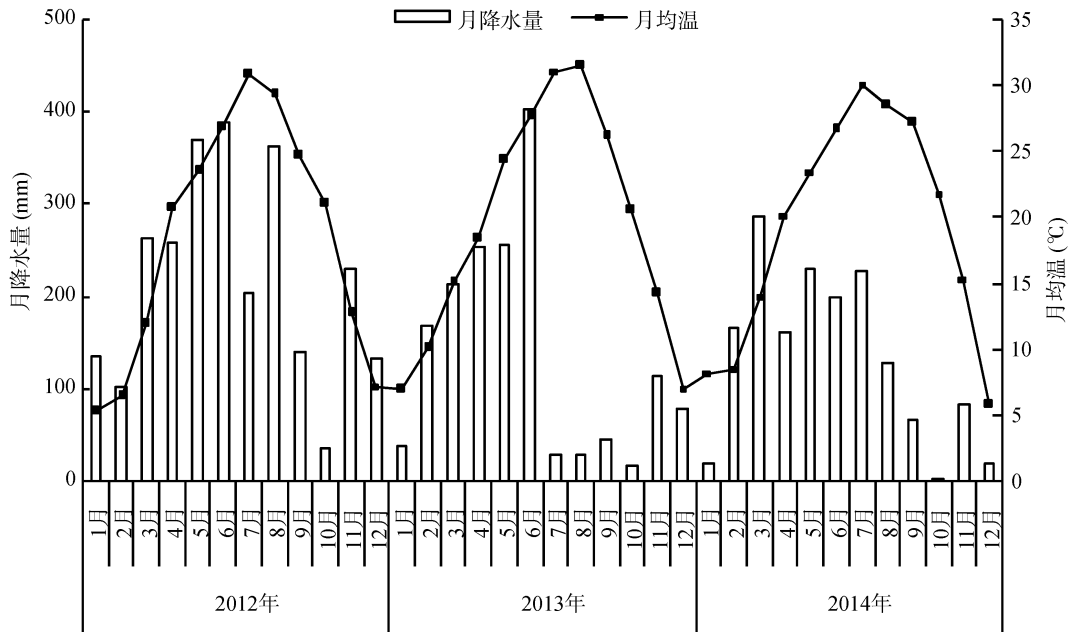


图 1 试验期间月降水量和平均温度变化

Fig. 1 Monthly rainfall and average temperature during the experiment period

形土)和花岗岩发育的红壤(普通铝质湿润锥形土),红黏土和红砂岩红壤均采集于江西余江县,花岗岩红壤采集于江西兴国县,按照 0~20、20~50 cm 土层分别采集,并测定其常规理化性质(表 1)。布置盆栽试验时,首先在塑料桶底部钻一直径 7 mm 小孔,将硅胶管插入以便接收渗漏液;其后在桶底部铺上约 1 cm 厚石英砂并覆上纱网,再根据田间土壤层次分层将土壤加入塑料桶中(高 55 cm,直径 34 cm),表层和下层土各装 20 cm 和 30 cm。塑料桶随机摆放在两个距离约 15 cm,高 50 cm 水泥台上,以方便收集渗漏液。完成填土后,各塑料桶中土壤在自然降雨条件下经过 3~4 个月自然沉降后开始布置试验。2012 年 4 月播种花生前,将化肥、猪粪与表层 0~20 cm 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,花生于 8 月中旬收获;为增加地面覆盖花生收获后种植填闲作物萝卜,品种为浙大长萝卜,每盆播种 7~8 粒,间苗后保留 2 株,萝卜在 12 月初收获,萝卜收获后至次年 3 月为休闲

期。该试验目前连续进行了 3 年,除在每年花生播种前施用基肥外,花生和萝卜生长期间均不施任何肥料。3 种母质红壤均设立 8 个不同水平的施肥处理,每个处理 3 次重复,总共 72 盆。8 个施肥处理分别为:不施肥(CK),常规施用化肥(CF),常规化肥减半和猪粪配施(P1~P6)。常规施用化肥用量为: N 100 kg/hm²、P 50 kg/hm²、K 100 kg/hm², 6 个猪粪梯度用量分别为(以磷含量表示) :P1 :P 25 kg/hm², P2 :P 50 kg/hm², P3 :P 100 kg/hm², P4 :P 200 kg/hm², P5 :P 400 kg/hm², P6 :P 800 kg/hm²。化肥分别施用尿素(N 46.4%)、钙镁磷肥(P₂O₅ 12%)、氯化钾(K₂O 60%),有机肥采用腐熟的猪粪,含水量 69%,其养分含量分别为(干基):全磷 12.55 g/kg,全氮 28.8 g/kg,有机碳 305 g/kg。

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:每次降雨后进行样品采集,雨季(4—6 月)根据淋溶液体积比大约每 10 天将采集的水样混合成 1 个样品进行测定,

表 1 土壤的基本理化性质
Table 1 Physical and chemical properties of tested soils

成土母质 (土壤类型)	土层 (cm)	pH (2.5 : 1)	体积质量 (g/cm ³)	有机碳 (g/kg)	全氮 (g/kg)	全磷 (g/kg)	速效氮 (mg/kg)	速效磷 (mg/kg)	黏粒(<0.002 mm) (g/kg)
红黏土(表蚀黏化湿润富铁土)	0~20	4.64	1.24	5.16	0.50	0.40	59.5	28.34	459.2
	20~50	4.37	1.39	1.85	0.39	0.15	28.0	0.21	379.6
红砂岩(普通铝质湿润锥形土)	0~20	4.51	1.32	2.82	0.30	0.11	48.5	5.82	154.4
	20~50	4.35	1.45	1.80	0.27	0.08	24.5	0.61	84.8
花岗岩(普通铝质湿润锥形土)	0~20	5.44	1.41	3.92	0.41	0.28	58.5	20.40	67.9
	20~50	5.41	1.55	0.88	0.13	0.11	16.5	1.05	40.2

旱季每月至少取样 1 次，样品采集后放在冰箱(4℃)保存以备测定水中 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、总磷(TP)浓度。土样：第三季萝卜收获后采集表层 0 ~ 20 cm 土壤样品，样品风干后碾碎，过 10 目筛测定土壤速效磷、速效氮含量。作物：花生自然成熟后人工收获测定每盆(0.1 m²)产量，花生荚果自然风干至恒重称量。

1.3.2 分析方法 水样 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TP 测定采用 Smartchem 200 全自动间断化学分析仪(AMS-Westco, 意大利)；土壤速效磷采用 Olsen 法，速效氮采用碱解扩散法^[12]。

2 结果与分析

2.1 三种母质红壤氮素渗漏淋失特征

2.1.1 三种母质红壤 NO₃⁻-N 渗漏淋失特征 本研

究以最高施肥处理为例 (P6)，分析 3 种母质红壤渗漏水 NO₃⁻-N 动态变化特征，其他处理渗漏水 NO₃⁻-N 动态变化规律与此类似。从图 2 中可以看出，在花生-萝卜整个生长期内，3 种母质红壤 NO₃⁻-N 渗漏主要集中在 5 月，其他时期 NO₃⁻-N 含量均低于 20 mg/L。在此时期 (5 月) 土壤母质显著影响渗漏水中 NO₃⁻-N 浓度(图 3)。低中量猪粪处理 (P1 ~ P3)，花岗岩和红砂岩红壤渗漏水 NO₃⁻-N 含量无显著差异，但均显著高于红黏土；高量猪粪处理(P4 ~ P6)，3 种母质红壤之间渗漏水 NO₃⁻-N 浓度呈显著差异(*P* < 0.05)。对比 3 年 NO₃⁻-N 渗漏淋失量变化表明，随施肥年限的增加 NO₃⁻-N 渗漏量也随之增加，尤其是高猪粪用量处理 (P4 ~ P6) 增加显著；而且高量猪粪处理下 3 种母质红壤间 NO₃⁻-N 渗漏量也呈显著差异(表 2)。

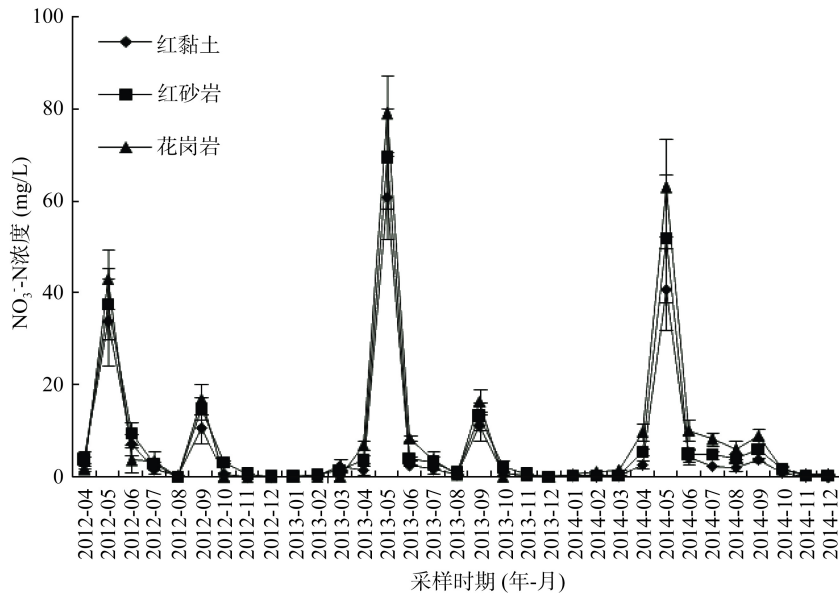
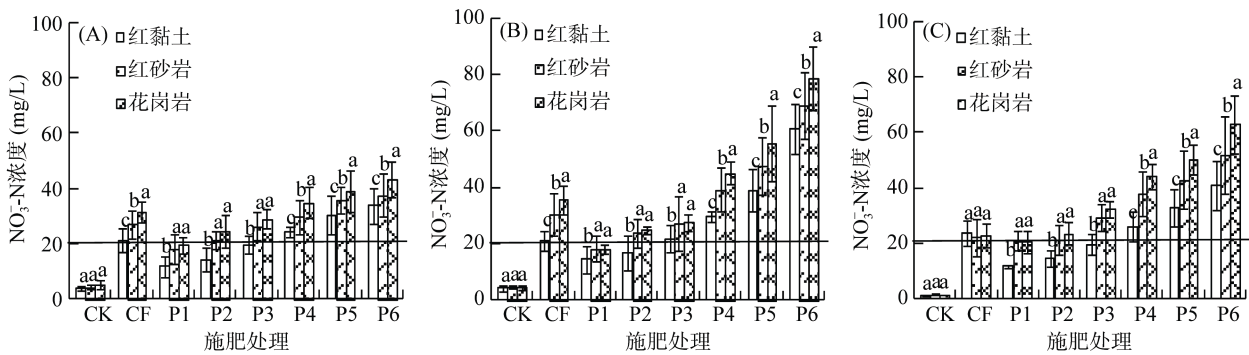


图 2 三种母质红壤渗漏水 NO₃⁻-N 浓度动态变化

Fig. 2 Dynamics of NO₃⁻-N concentrations in leachates with three different-parent-derived red soils



(图中小写字母不同表示同一施肥处理不同母质间差异显著(*P* < 0.05))

图 3 三种母质红壤 5 月份渗漏水 NO₃⁻-N 浓度差异 (A: 2012 年; B: 2013 年; C: 2014 年)

Fig. 3 Differences in NO₃⁻-N concentrations in leachates of three red soils developed from different parent materials in May

表 2 三种母质红壤渗漏水 NO₃-N 年渗漏量分析 (kg/hm²)
Table 2 Annual leaching losses of NO₃-N with three different-parent-derived red soils

处理	2012 年			2013 年			2014 年		
	红黏土	红砂岩	花岗岩	红黏土	红砂岩	花岗岩	红黏土	红砂岩	花岗岩
CK	15.92±0.76 Af	19.11±1.04 Af	19.88±0.67 Ag	11.25±0.23 Af	15.44±0.53 Af	15.98±0.78 Af	7.01±0.21 Be	11.08±0.78 Af	11.58±0.38 Af
CF	64.81±6.04 Bd	82.31±6.22 Ad	93.09±7.08 Ad	69.73±3.01 Bd	86.65±4.18 Ad	93.02±4.85 Ad	73.16±4.67 Bc	83.36±3.80 ABd	89.55±4.57 Ad
P1	43.61±2.52 Be	55.15±2.72 Ae	57.31±2.52 Af	43.64±1.28 Be	57.53±4.57 Ae	59.96±3.73 Ae	44.65±2.18 Bd	61.93±2.85 Ae	66.07±2.84 Ae
P2	53.90±4.32 Be	72.19±2.58 Ad	74.13±5.69 Ae	62.40±3.11 Bd	77.36±5.31 Ad	80.11±6.96 Ad	64.28±5.12 Bc	82.91±3.19 Ad	85.21±3.00 Ad
P3	67.32±6.60 Bd	83.56±6.20 Ad	84.99±3.04 Ade	73.30±3.26 Bd	87.30±4.65 Ad	88.31±4.45 Ad	68.15±4.24 Cc	84.21±5.43 Bd	98.68±5.89 Ad
P4	82.21±9.95 Cc	98.89±5.50 Bc	118.9±5.65 Ac	94.10±5.78 Cc	109.8±7.65 Bc	129.2±8.75 Ac	107.54±6.53 Bb	116.3±6.88 Bc	141.5±8.34 c
P5	100.5±7.93 Cb	116.9±6.14 Bb	131.2±8.09 Ab	117.8±9.35 Cb	130.6±8.96 Bb	147.1±9.20 Ab	118.4±7.89 Cb	140.5±8.54 Bb	160.1±10.4 Ab
P6	121.6±7.34 Ca	137.3±9.24 Ba	150.8±7.11 Aa	135.0±9.94 Ca	148.6±9.74 Ba	166.0±9.04 Aa	144.5±8.31 Ca	165.8±8.90 Ba	188.2±7.01 Aa

注：表中大小写字母不同表示同一母质不同猪粪处理间差异显著 ($P < 0.05$)，大写字母不同表示同一猪粪处理不同母质间差异显著 ($P < 0.05$) (下同)。

2.1.2 三种母质红壤 NH₄⁺-N 渗漏淋失特征 以 P6 施肥处理为例，3 种母质红壤渗漏水中 NH₄⁺-N 浓度变化如图 4。连续 3 年监测渗漏水 NH₄⁺-N 变化表明，其浓度在花生刚播种时 (4 月) 最高，3 种母质红壤间呈显著差异 ($P < 0.05$)，其后 NH₄⁺-N 迅速下降，直至花生收获 (8 月) NH₄⁺-N 浓度变化不显著，且各母质间无差异；萝卜生长期至次年种植花生前 NH₄⁺-N 浓度未检出。对比 3 年 NH₄⁺-N 淋失量表明 (表 3)，猪粪连年施用对 NH₄⁺-N 累积影响较小，第 3 年 NH₄⁺-N 渗漏量甚至低于施肥第 1 年和第 2 年；但所有处理下 3 种母质红壤间 NH₄⁺-N 淋失量差异均显著。

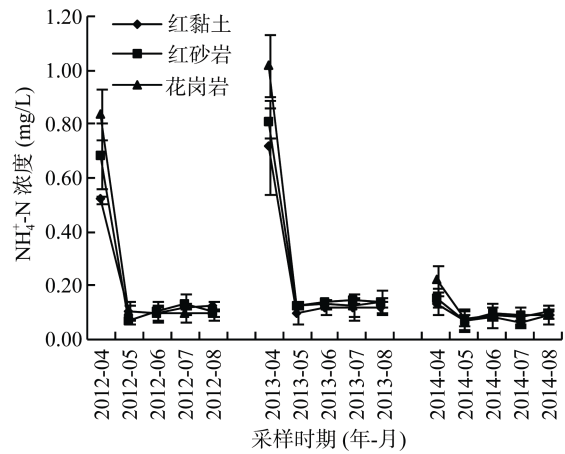


图 4 三种母质红壤渗漏水 NH₄⁺-N 浓度动态变化
Fig. 4 Dynamics of NH₄⁺-N concentrations in leachates with three different-parent-derived red soils

2.2 三种母质红壤磷素渗漏淋失特征

以最高施肥处理 (P6) 为例，连续 3 年监测渗漏

表 3 三种母质红壤渗漏水 NH₄⁺-N 年渗漏量分析 (kg/hm²)
Table 3 Annual leaching losses of NH₄⁺-N with three different-parent-derived red soils

处理	2012 年			2013 年			2014 年		
	红黏土	红砂岩	花岗岩	红黏土	红砂岩	花岗岩	红黏土	红砂岩	花岗岩
CK	0.63±0.09 Cc	0.80±0.04 Bd	1.00±0.04 Ad	0.51±0.03 Ce	0.78±0.06 Be	0.92±0.05 Ad	0.30±0.01 Cd	0.52±0.01 Bd	0.79±0.07 Ac
CF	1.24±0.15 Ca	1.34±0.12 Bc	1.84±0.15 Ab	1.24±0.06 Cb	1.64±0.11 Bb	2.14±0.17 Aa	0.82±0.09 Ca	1.31±0.05 Ba	1.52±0.13 Aa
P1	1.00±0.05 Cb	1.22±0.07 Bc	1.62±0.06 Ac	0.78±0.03 Cd	1.28±0.07 Bd	1.68±0.13 Ac	0.43±0.02 Cc	0.78±0.06 Bc	0.93±0.08 Ab
P2	0.94±0.03 Cb	1.29±0.05 Bc	1.69±0.15 Ac	0.84±0.05 Ccd	1.23±0.07 Bd	1.71±0.11 Abc	0.44±0.02 Cc	0.74±0.05 Bc	1.06±0.09 Ab
P3	1.04±0.02 Cb	1.54±0.08 Bb	1.84±0.19 Ab	1.08±0.09 Cc	1.42±0.04 Bc	1.76±0.05 Abc	0.67±0.06 Cb	0.72±0.08 Bc	1.17±0.13 Ab
P4	1.29±0.11 Ca	1.59±0.17 Bb	2.10±0.21 Aa	1.27±0.12 Cb	1.51±0.09 Bbc	1.87±0.09 Ab	0.86±0.06 Ca	1.02±0.11 Bb	1.44±0.22 Aa
P5	1.36±0.09 Ca	1.58±0.11 Bb	2.07±0.12 Aa	1.38±0.12 Cb	1.67±0.18 Bb	1.92±0.08 Aab	0.82±0.05 Ca	1.27±0.14 Bb	1.56±0.17 Aa
P6	1.43±0.14 Ca	1.73±0.14 Ba	2.03±0.15 Aa	1.55±0.15 Ca	1.91±0.21 Ba	2.09±0.13 Aa	0.90±0.07 Ca	1.39±0.09 Ba	1.50±0.14 Aa

水 TP 的变化趋势可以看出，其含量在 5 月份最高，但仍低于水体富营养化标准 0.02 mg/L，且萝卜生长期 TP 未检出 (图 5)。3 种母质红壤渗漏水中 TP 浓度总的趋势是：花岗岩 > 红砂岩 > 红黏土。而且从表 4 中也可以看出，虽然 TP 年均渗漏淋失量很低，但

受土壤母质影响较大，3 种母质红壤在所有施肥处理下 TP 淋失量差异均显著 ($P < 0.05$)。对比施肥 3 年 TP 渗漏淋失量发现，其年际间变化不显著 (表 4)。

2.3 三种母质红壤表层速效氮和速效磷含量

2.3.1 表层土壤速效氮的积累 红黏土、红砂岩

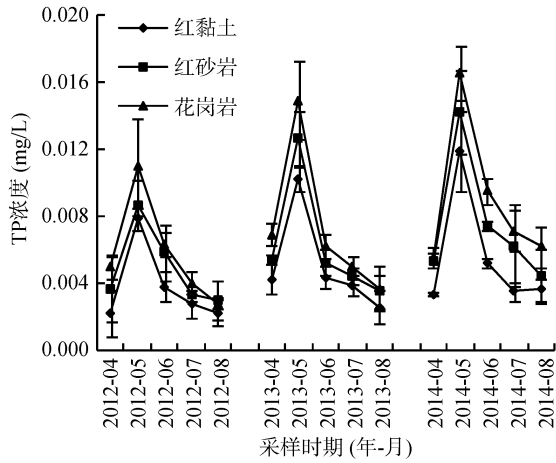


图 5 三种母质红壤渗漏水 TP 浓度动态变化
Fig. 5 Dynamics of total phosphorus concentrations in leachates with three different-parent-derived red soils

和花岗岩红壤均在 P2 施肥处理下土壤速效氮含量较试验前本底土壤增加。但 3 种母质红壤速效氮累积受土壤类型影响较小(表 5)，仅在高猪粪用量处理下 (P4 ~ P6) 红黏土速效氮含量显著高于红砂岩和花岗岩红壤 ($P < 0.05$)，且所有处理红砂岩和花岗岩红壤速效氮含量差异均不显著。

2.3.2 表层土壤速效磷的积累 红黏土、红砂岩和花岗岩红壤分别在 P3、P1 和 P3 施肥处理下土壤速效磷含量较试验前本底土壤增加。且所有施用猪粪处理红黏土壤速效磷含量显著高于红砂岩和花岗岩红壤 ($P < 0.05$)，但红砂岩和花岗岩红壤之间，除 P5 和 P6 处理差异显著外，其他处理间均不显著。

表 4 三种母质红壤渗漏水 TP 平均渗漏总量分析 (g/hm^2)
Table 4 Annual leaching losses of total phosphorus with three different-parent-derived red soils

处理	2012 年			2013 年			2014 年		
	红黏土	红砂岩	花岗岩	红黏土	红砂岩	花岗岩	红黏土	红砂岩	花岗岩
CK	1.93 ± 0.21 Be	3.43 ± 0.98 Ad	3.93 ± 1.02 Ae	1.81 ± 0.23 Be	2.63 ± 0.35 Ae	2.88 ± 0.09 Ae	1.70 ± 0.25 Bf	2.57 ± 0.35 Af	2.70 ± 0.03 Af
CF	4.59 ± 0.39 Bd	7.20 ± 1.25 Ac	8.98 ± 0.48 Ac	4.39 ± 0.45 Cd	6.75 ± 0.97 Bd	10.52 ± 1.37 Ac	4.68 ± 0.38 Ce	7.63 ± 0.98 Be	9.54 ± 1.15 Ae
P1	4.52 ± 0.28 Bd	6.93 ± 1.31 Ac	7.01 ± 1.22 Ad	4.98 ± 0.57 Cd	6.79 ± 0.89 Bd	8.95 ± 0.85 Ad	4.87 ± 0.35 Ce	7.29 ± 0.57 Be	9.63 ± 1.67 Ae
P2	6.94 ± 1.15 Bc	9.34 ± 0.98 Ab	9.22 ± 1.59 Ac	6.98 ± 1.03 Cc	8.92 ± 1.17 Bc	10.21 ± 1.19 Ac	6.95 ± 1.02 Cd	8.64 ± 1.10 Bd	11.97 ± 2.08 Ad
P3	7.25 ± 1.34 Cbc	10.18 ± 1.35 Bb	13.33 ± 1.87 Ab	8.08 ± 1.15 Cb	10.24 ± 1.54 Bb	13.18 ± 2.03 Ab	8.53 ± 1.17 Cc	11.09 ± 1.34 Bc	14.73 ± 2.54 Ac
P4	8.29 ± 2.03 Cb	10.34 ± 1.81 Bb	13.82 ± 2.09 Ab	8.27 ± 0.98 Cb	10.15 ± 0.98 Bb	13.27 ± 1.15 Ab	9.36 ± 1.35 Cb	13.39 ± 1.56 Bb	16.57 ± 1.89 Ab
P5	8.36 ± 1.22 Cb	12.58 ± 1.75 Ba	14.90 ± 2.44 Ab	8.43 ± 1.22 Cb	12.38 ± 1.44 Bb	14.52 ± 2.17 Ab	10.27 ± 1.55 Cab	13.74 ± 1.87 Bb	16.45 ± 2.07 Ab
P6	10.51 ± 2.06 Ca	13.26 ± 2.18 Ba	16.43 ± 3.25 Aa	10.67 ± 1.35 Ca	14.75 ± 2.68 Ba	17.61 ± 3.08 Aa	11.69 ± 1.27 Ca	15.02 ± 2.11 Ba	18.66 ± 2.49 Aa

表 5 表层土壤(0~20 cm)速效氮和速效磷积累
Table 5 Accumulation of available nitrogen and phosphorus in the surface soil (0~20 cm)

处理	速效氮 (mg/kg)			速效磷 (mg/kg)		
	红黏土	红砂岩	花岗岩	红黏土	红砂岩	花岗岩
CK	42.36 ± 4.18 Ae	33.79 ± 4.59 Ae	40.65 ± 1.76 Ad	3.07 ± 0.81 g	2.93 ± 0.64 f	2.40 ± 0.72 f
CF	47.60 ± 8.24 Ae	39.54 ± 4.59 Ade	43.70 ± 1.63 A	11.20 ± 2.31 Afg	10.40 ± 1.31 Aef	9.60 ± 0.60 Aef
P1	53.55 ± 6.18 Ae	46.64 ± 2.18 Ad	51.04 ± 5.24 Add	15.67 ± 3.50 Aef	11.07 ± 2.58 Bef	11.53 ± 2.04 Bef
P2	66.40 ± 5.84 Ad	66.40 ± 6.20 Ac	66.54 ± 8.95 Ac	24.40 ± 4.39 Ae	20.73 ± 2.27 Be	15.47 ± 4.76 Be
P3	76.63 ± 7.37 Ad	69.01 ± 2.50 Ac	65.94 ± 6.44 Ac	53.33 ± 5.51 Ad	35.20 ± 5.57 Bd	27.87 ± 3.83 Bd
P4	97.58 ± 9.06 Ac	83.30 ± 3.93 Bb	78.04 ± 8.93 Bbc	78.80 ± 8.94 Ac	57.67 ± 8.54 Bc	45.33 ± 5.11 Bc
P5	125.4 ± 7.43 Ab	88.29 ± 2.15 Bb	87.18 ± 6.61 Bb	140.8 ± 9.60 Ab	108.8 ± 12.10 Bb	69.33 ± 9.03 Cb
P6	140.9 ± 8.24 Aa	100.7 ± 8.22 Ba	102.2 ± 12.88 Ba	197.1 ± 9.76 Aa	151.8 ± 15.40 Ba	106.4 ± 13.13 Ca

2.4 三种母质红壤花生生产量分析

对 3 种母质红壤花生生产量分析表明，红黏土和花岗岩红壤花生生产量年际间变化较小，但施肥 2 年和 3 年的红砂岩红壤花生生产量显著高于施肥 1 年，花生生产量总体变化趋势是红黏土>花岗岩>红砂岩。随着猪粪用量的增加，3 种母质红壤花生生产量也随之增加，但红黏土在施肥量超过 P3 水平时花生生产量

增加不显著，花岗岩和红砂岩红壤在施肥量超过 P4 水平时增产不显著。

3 讨论

3.1 施肥年限和土壤母质对养分累积及淋失影响 施肥年限对养分渗漏淋失量有一定影响，尤其是高猪粪用量下 (P4 ~ P6 处理) 对 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 影响显

表 6 三种母质红壤花生产量(g/盆)
Table 6 Peanut pod yields of three red soils developed from different parent materials

处理	2012 年			2013 年			2014 年		
	红黏土	红砂岩	花岗岩	红黏土	红砂岩	花岗岩	红黏土	红砂岩	花岗岩
CK	29.33±2.31 Ad	15.00±3.02 Bd	27.67±2.08 Ad	14.33±2.21 Ae	8.67±2.27 Be	12.03±1.62 Ad	14.38±1.24 Ac	7.71±0.77 Bd	13.73±1.58 Ad
CF	39.00±3.18 Ac	31.33±4.53 Bbc	40.75±3.61 Ac	35.67±3.08 Ad	25.00±2.52 Bd	35.67±2.65 Ac	37.33±3.69 Ab	23.18±1.32 Bc	38.68±3.05 Ac
P1	43.33±3.02 Ac	25.33±4.04 Bc	41.00±4.51 Ac	40.67±3.27 Acd	31.67±3.18 Bc	38.50±2.18 Ac	39.88±3.03 Ab	31.89±2.54 Bb	41.47±4.89 Ac
P2	56.33±4.04 Ab	28.67±2.31 Bbc	53.92±3.79 Ab	47.33±4.04 Bc	34.67±3.21 Cc	56.33±3.51 Ab	44.06±2.97 Ab	35.81±1.92 Bb	42.27±3.51 Ac
P3	69.00±4.58 Aa	34.00±3.84 Cb	51.85±5.03 Bb	62.67±5.79 Ab	44.00±4.09 Bb	60.00±5.53 Ab	63.60±5.74 Aa	47.93±2.31 Bb	58.55±5.25 Ab
P4	68.33±3.51 Aa	45.00±4.75 Ba	65.65±4.87 Aa	70.33±6.53 Aa	65.33±7.43 Ba	72.00±6.31 Aa	72.47±6.79 Aa	67.44±5.84 Aa	73.00±6.98 Aa
P5	70.33±5.89 Aa	47.33±4.43 Ba	68.75±6.32 Aa	77.33±5.51 Aa	68.50±5.88 Ba	75.00±7.62 Aa	71.36±5.69 Aa	69.69±5.92 Aa	69.33±6.75 Aa
P6	71.67±6.73 Aa	48.67±3.25 Ba	66.45±5.98 Aa	75.67±7.82 Aa	66.00±6.21 Ba	75.33±5.87 Aa	69.30±6.36 Aa	72.60±7.08 Aa	69.67±7.23 Aa

著。可能是由于猪粪的当季利用率较低，大量未被矿化或矿化后重新固定的氮易转化成 NO_3^- -N，随水分运动迁移淋失，因此 3 种母质红壤中 NO_3^- -N 渗漏量均随施肥年限的增加而增加^[13]。而 NH_4^+ -N 由于在短时间内极易被土壤颗粒吸附或是发生硝化作用，猪粪施用的累积效应对 NH_4^+ -N 渗漏淋失影响较小(表 3)。土壤磷由于其移动性较差，大部分均累积在土壤中，猪粪连续施用 3 年对磷渗漏淋失影响也不显著(表 4)。

从表 5 中可以看出土壤母质对养分累积的影响主要表现在对速效磷的影响，且与土壤质地密切相关，质地较重的红黏土由于黏粒含量高，具有较高的磷吸附能力，导致速效磷积累量显著高于红砂岩和花岗岩红壤，这与 Aulakh 等^[14]研究结果一致。3 种母质红壤中速效磷积累量的不同导致磷渗漏淋失量也不同(表 4)。通过对渗漏水中养分淋失研究表明，养分淋失以 NO_3^- -N 为主，尤其是高猪粪用量下土壤母质对 NO_3^- -N 渗漏淋失影响显著(图 3、表 2)。一方面是由于不同母质发育的土壤其质地、结构及土壤理化性质均不同，对土壤氮素迁移淋失产生不同影响，特别是土壤质地的不同显著影响猪粪在土壤中矿化及吸附，Sørensen^[15]和 Hernóández 等^[16]研究指出猪粪在砂土中的矿化速率远高于黏土；另一方面是由于土壤砂粒质量分数越高，土壤表面能越低，吸附能力越弱，其饱和导水率就越高，在雨水的作用下极易导致土壤 NO_3^- -N 迁移淋失至根区下层，而且较高的水分运动导致氮的硝化作用和有机氮的矿化作用显著增加，有利于 NO_3^- -N 随水分迁移淋失^[17-18]；同时，黏粒、土壤有机质及其结合形成的有机无机复合体可对养分离子产生一定的吸附能力，因此随着黏粒含量的增加， NO_3^- -N 淋失强度会下降^[19-20]。Wang 等^[21]通过室内模拟实验研究得出

NO_3^- -N 在砂质壤土的渗漏强度要高于粉质壤土；Sogbedji 等^[22]和 Beaudoin 等^[23]通过田间野外试验研究得出土壤质地是影响 NO_3^- -N 淋溶的首要因素，在相同施肥条件下砂土 NO_3^- -N 渗漏量远远高于壤土；Witheetirong 等^[24]也有类似研究结果表明，在粗质土壤上 NO_3^- -N 的淋溶比细质土壤更严重。

3.2 三种母质红壤对猪粪安全消纳量分析

从土壤环境角度考虑，猪粪施用主要引起土壤速效磷的显著积累，最高施肥处理红黏土、红砂岩和花岗岩红壤速效磷含量较试验前本底土壤含量增加 4~20 倍，先前的研究也表明应重点关注土壤速效磷的积累对环境的影响^[2]。尽管在本试验 3 年试验期间，磷素渗漏淋失量很低，但其对水环境的长期效应不容忽视。魏红安等^[25]和聂敏等^[26]提出亚热带红黏土壤旱地 Olsen-P 临界值为 60 mg/kg，而红黏土磷素渗漏淋失风险要低于质地较轻的砂土和壤土，Ashjaei 等^[27]提出对于砂土速效磷含量临界值一般为 40 mg/kg，在此条件下继续增加磷肥的施用将会导致土壤磷处于环境风险阶段。如果以此作为风险临界值，常规化肥用量减半情况下，红黏土、红砂岩和花岗岩红壤猪粪用量均应低于 P 200 kg/(hm²·y) (P4)。

从地下水环境角度考虑，氮素淋溶是影响地下水环境安全的主要因素。根据本试验结果分析可知，渗漏水中 NH_4^+ -N 仅在施肥后几天(4 月)超过地下水 III 类质量标准(NH_4^+ -N 浓度 0.2 mg/L, GB/T14848-1993)。而且在第 3 年试验时，由于施肥后短期内没有强降水产生，加之部分 NH_4^+ -N 已迅速转化为 NO_3^- -N，因此即使在最高施肥处理下渗漏水 NH_4^+ -N 浓度仍然很低，基本达到水质质量标准(图 4)。 NO_3^- -N 渗漏对水环境的影响主要集中在雨季(5 月)，其他时期即使施用最高量猪粪， NO_3^- -N 浓度依然低于地下水 III 类质量标准(NO_3^- -N 浓度 20 mg/L, GB/T14848-

1993)。对施肥 3 年土壤雨季 $\text{NO}_3\text{-N}$ 迁移淋失分析表明(图 3), 常规化肥减半与猪粪配施时, 猪粪用量分别为 P 100、50 和 50 $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{y})$, 红黏土、红砂岩和花岗岩红壤渗漏水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 超过地下水 类质量标准;但是在常规化肥用量处理(CF), 3 种母质红壤渗漏水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 均已经超过地下水质量标准。红壤由于固磷能力较强, 渗漏水中总磷浓度很低, 本试验 3 年的研究表明, 即使在 50 cm 土层最高猪粪用量下渗漏水总磷含量仍然满足地下水质量标准。

由于本试验中对地下水环境质量的评价主要是基于浅层地下水环境(50 cm), 而红壤丘陵地区旱地地下水深度通常在 1 m 以下, 氮磷在迁移过程中一般随土壤剖面深度的增加而降低, 因此基于 50 cm 土层渗漏水氮磷含量确定猪粪施用对地下水环境的影响可能较为严格。同时, 由于盆栽试验限制, 对氮磷的迁移淋失仅局限于渗漏损失, 没有考虑土壤径流损失对地表水环境的影响。

从作物产量角度考虑, 施肥 2 年和 3 年的红砂岩产量较施肥 1 年显著增加, 可能是因为本底土壤养分含量低(表 1), 第一年猪粪的施用主要是提高土壤肥力, 涵养养分。总的来讲, 花生产量高低依次为: 红黏土>花岗岩>红砂岩, 红黏土、红砂岩和花岗岩红壤在猪粪用量分别超过 P3 (P 100 $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$)、P4 (P 200 $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$) 和 P4 (P 200 $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$) 水平时花生产量增加不显著。

4 结论

1) 猪粪安全消纳量与土壤母质密切相关。渗漏水中氮磷浓度高低依次为: 花岗岩>红砂岩>红黏土, 土壤速效养分积累按红黏土>红砂岩>花岗岩顺序递减, 作物产量高低依次为: 红黏土>花岗岩>红砂岩。通过对渗漏水氮磷淋失、土壤养分积累和作物产量综合分析, 确定常规化肥用量减半与猪粪配施处理, 红黏土、红砂岩和花岗岩红壤猪粪最大安全消纳量分别为 P 100、50 和 50 $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$, 相当于施用含水量为 69% 左右的鲜猪粪分别为 24 000、12 000 和 12 000 $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ 。

2) 为最大限度地合理安全消纳猪粪, 建议在一定区域内将猪粪优先施入红黏土, 其次施用于红砂岩和花岗岩红壤。由于本研究只是 3 年的盆栽试验结果, 与田间实际状况有一定差距, 因此其安全消纳量仍有待于田间试验进一步验证。

参考文献:

[1] 孟岑, 李裕元, 许晓光, 高茹, 王毅, 张满意, 吴金水.

- 亚热带流域氮磷排放与养殖业环境承载力实例研究[J]. 环境科学学报, 2013, 33(2): 635-643
- [2] 周志高, 李忠佩, 何圆球, 王兴祥. 红壤丘陵区生猪规模化养殖及其对土壤与水环境的影响——以江西省余江县为例[J]. 土壤学报, 2013, 50(4): 703-711
- [3] 王大娟, 苏文幸, 许振成, 吴根义, 贺得春, 刘永丰. 水稻田对猪粪的最大消纳能力研究[J]. 环境科学研究, 2013, 26(10): 1 118-1 125
- [4] 朱利群, 王波, 黄卉, 卞新民. 盆栽条件下养殖场废弃物还田对土壤-黑麦草系统氮、磷动态的影响[J]. 南京农业大学学报, 2009, 32(4): 106-111
- [5] 孙波, 王兴祥, 张桃林. 红壤养分淋失的影响因子[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(3): 257-262
- [6] Cabrera VE, Jagtap SS, Hildebrand PE. Strategies to limit (minimize) nitrogen leaching on dairy farms driven by seasonal climate forecasts[J]. Agr. Ecosyst Environ., 2007, 122: 479-489
- [7] Torstensson G, Aronsson H. Nitrogen leaching and crop availability in manured catch crop systems in Sweden[J]. Nutr. Cycl. Agroecosys, 2000, 56: 139-152
- [8] 严浩, 孙波, 施建平, 宗良纲. 红壤旱地氮素的剖面迁移与影响因子[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(1): 137-142
- [9] Van Es HM, Sogbedji JM, Schindelbeck RR. Effect of manure application timing, crop, and soil type on nitrate leaching[J]. J. Environ. Qual., 2006, 35: 670-679
- [10] Olson BM, Bremer E, Mckenzie RH, Bennett DR. Phosphorus accumulation and leaching in two irrigated soils with incremental rates of cattle manure[J]. Can. J. Soil Sci., 2010, 90: 355-362
- [11] Qin JT, Hu F, Zhang B, Wei ZG, Li HX. Role of straw mulching in non-continuously flooded rice cultivation[J]. Agr. Water Manage., 2006, 83: 252-260
- [12] 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
- [13] 杨蕊, 李裕元, 魏红安, 高茹, 石辉, 吴金水. 畜禽有机肥氮、磷在红壤中的矿化特征研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2011, 17(3): 600-607
- [14] Aulakh MS, Garg AK, Kabba BS. Phosphorus accumulation, leaching and residual effects on crop yields from long-term applications in the subtropics[J]. Soil Use Manage., 2007, 23: 417-427
- [15] Sørensen P. Short-term nitrogen transformations in soil amended with animal manure[J]. Soil Biol. Biochem., 2001, 33: 1 211-1 216
- [16] Hernández T, Moral R, Perez-Espinosa A, Moreno-Caselles J, Perez-Murcia MD, García C. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge[J]. Bioresource Technol., 2002, 83: 213-219
- [17] Zhou JB, Xi JG, Chen ZJ, Li SX. Leaching and transformation of nitrogen fertilizers in soil after application of N with irrigation: A soil column method[J]. Pedosphere, 2006, 16(2): 245-252
- [18] Letey J, Vaughan P. Soil type, crop and irrigation technique affect nitrogen leaching to groundwater[J]. Calif. Agr., 2013, 67(4): 231-241

- [19] Giardina CP, Ryan MG, Hubbard RM, Binkley D. Three species and soil textural controls on carbon and nitrogen mineralization rates[J]. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2001, 65: 1 272–1 279
- [20] Griffin TS, Honeycut CW, He Z. Effects of temperature, soil water status, and soil type on swine slurry nitrogen transformations[J]. *Biol. Fert. Soils*, 2002, 36: 442–446
- [21] Wang Q, Cameron K, Buchan G, Zhao L, Zhang EH, Smith N, Carrick S. Comparison of lysimeters and porous ceramic cups for measuring nitrate leaching in different soil types[J]. *New Zeal. J. Agr. Res.*, 2012, 55: 333–345
- [22] Sogbedji JM, Van Es HM, Yang CL, Geohring LD, Magdoff FR. Nitrate leaching and nitrogen budget as affected by maize nitrogen rate and soil type[J]. *J. Environ. Qual.*, 2000, 29: 1 813–1 820
- [23] Beaudoin N, Saad JK, Laethem CV, Mchet JM, Maucorps J, Mary B. Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations[J]. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 2005, 111: 292–310
- [24] Witheetrirong Y, Tripathi, NK, Tipdecho T, Parkpian P. Estimation of the effect of soil texture on nitrate-nitrogen content in groundwater using optical remote sensing[J]. *Inter. J. Env. Res. Pub. Heal.*, 2011, 8(8): 3 416–3 436
- [25] 魏红安, 李裕元, 杨蕊, 高茹, 石辉, 张满意, 吴金水. 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): 1 116–1 126
- [26] 聂敏, 肖和艾, 廖敦秀, 高茹, 葛体达, 李裕元, 吴金水. 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
- [27] Ashjaei S, Tiessen H, Schoenau JJ. Correlations between phosphorus fractions and total leachate phosphorus from cattle manure- and swine manure-amended soil[J]. *Commun. in Soil Sci. Plan.*, 2010, 41: 1 338–1 349

Maximum Safe Pig Manure Loading Capacity of Red Soils from Three Parent Materials in Mid-subtropical Region of China

ZHANG Di^{1,2}, ZHOU Zhi-gao¹, YANG Yi-ru^{1,2}, WANG Xing-xiang^{1,3*}

(1 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3 Jiangxi Key Laboratory of Ecological Research of Red Soil, Ecological Experimental Station of Red Soil, Chinese Academy of Sciences, Yingtan, Jiangxi 335211, China)

Abstract: A pot experiment under natural rainfall with three red soils developed on parental materials of red clay, sandstone and granite was investigated to estimate the maximum safe pig manure loading capacity in Ecological Experimental Station of Red Soil, Chinese Academy of Sciences. The research area represent a typical subtropical moist climate with a mean annual temperature of 18.9 °C and a rainfall of 1 946 mm. The maximum safe pig manure loading capacities of the three soils were estimated by monitoring $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and total phosphorus in leaching water, the peanut production and the accumulation of available nutrients in the soil from 2012 to 2014. The results showed that the maximum safe application rate of pig manure was P 100 kg/(hm²·a) for red clay soil, and P 50 kg/(hm²·a) for sandstone and granite soils with half of conventional chemical fertilizers from the viewpoint of groundwater and soil environment protection. From the viewpoint of crop production, the safe application rate of pig manure should be no more than P 100 kg/(hm²·a) for red clay soil, and P 200 kg/(hm²·a) for sandstone and granite soils. Taking economic interests and environmental impacts into account, the maximum safe pig manure loading capacity could be P 100 kg/(hm²·a) for red clay soil, and P 50 kg/(hm²·a) for sandstone and granite soils with half of conventional chemical fertilizers, equivalent of 24 000 kg/(hm²·a) and 12 000 kg/(hm²·a) of fresh pig manure with moisture of 69%.

Key words: Red soil; Parent material; Pig manure; Maximum safe loading capacity