刘 伟,赵雯淑,沈玉叶,等.模拟实验研究城市公园土壤潜在 N_2O 排放对铅添加的响应机制 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5657-5670.
Liu W, Zhao W S, Shen Y Y, et al. Simulated experiment for investigatingthe response mechanisms of potential N_2O emissions to lead addition from urban park soil [J]. China Environmental Science, 2025,45(10):5657-5670.

模拟实验研究城市公园土壤潜在 N_2O 排放对铅添加的响应机制

刘 伟[1,2],赵雯淑[1,2],沈玉叶[1,2],蒋文婷[1,2],田琳琳[1,3*],王 燕[1,2],王 敬[4],蔡延江[1,2] (1.浙江农林大学,森林食物资源挖掘与利用全国重点实验室,浙江 杭州 311300；2.浙江农林大学环境与资源学院、碳中和学院,浙江 杭州 311300；3.浙江农林大学林业与生物技术学院,浙江天目山森林生态系统国家定位观测研究站,浙江 杭州 311300；4.南京林业大学林草学院、水土保持学院,江苏 南京 210037)

摘要：以亚热带典型城市公园土壤为研究对象,通过向土壤中添加不同浓度 $PbCl_2$ 溶液(设置 5 个处理:Pb 添加量分别为 CK:不添加 Pb 的对照,Pb_{30}: 30mg/kgsoil,Pb_{60}: 60mg/kgsoil,Pb_{120}: 120mg/kgsoil,Pb_{240}: 240mg/kgsoil)后进行 28d 的室内培养实验,以模拟研究城市公园土壤潜在 N_2O 排放对不同 Pb 添加的响应机制.结果表明:Pb 添加后 28d 内 Pb_{30}~Pb_{240} 处理的公园土壤 N_2O 累积排放量均显著高于 CK,各处理土壤 N_2O 排放量均随外源 Pb 添加量和土壤 Pb 含量增加而呈线性增加;Pb 添加 14d 后,城市公园土壤亚硝酸盐还原酶和 N_2O 还原酶的活性随土壤 Pb 含量增加分别显著增加和降低,共同导致土壤潜在 N_2O 排放速率随之显著增加;Pb 添加 14~28d 内,土壤 pH 值随土壤 Pb 含量升高而显著降低,土壤 pH 值下降及 Pb 含量增加的综合作用对 N_2O 还原酶活性的抑制效应显著增强;上述过程的共同作用导致培养期内土壤 N_2O 累积排放量随 Pb 含量升高而显著增加.本研究表明含 Pb 污染物在城市公园土壤的累积会增加潜在 N_2O 排放风险,未来应重视含 Pb 污染物对城市公园土壤氮循环及其反硝化微生物的影响.本研究可为城市公园管理和土壤 N_2O 减排措施的制定提供科学指导.

关键词：铅添加；城市公园土壤；氧化亚氮(N_2O)；pH 值；反硝化功能基因；N_2O 还原酶
中图分类号：X53;X511 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)10-5657-14

Simulated experiment for investigatingthe response mechanisms of potential N_2O emissions to lead addition from urban park soil.

LIU Wei[1,2], ZHAO Wen-shu[1,2], SHEN Yu-ye[1,2], JIANG Wen-ting[1,2], TIAN Lin-lin[1,3*], WANG Yan[1,2], WANG Jing[4], CAI Yan-jiang[1,2] (1.National Key Laboratory for Development and Utilization of Forest Food Resources, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, China；2.College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, China；3.Tianmushan Forest Ecosystem National Orientation Observation and Research Station of Zhejiang Province, College of Forestry and Biotechnolgy,Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, China；4.College of Forestry and Grassland, Collegeof Soil and Water Conservation, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China). *China Environmental Science*, 2025,45(10)：5657~5670

Abstract：In this study, five treatments (CK: control with no Pb input, Pb_{30}:30mg/kg soil, Pb_{60}:60mg/kg soil, Pb_{120}:120mg/kg soil, Pb_{240}:240mg/kg soil) were set up by adding $PbCl_2$ solution withdifferent Pb concentrations to atypical subtropical urban park soil. The indoor incubation experiments were carried out for 28d to investigate the response mechanism of potential N_2O emissions from urban park soilto different exogenous Pb additions.The results showed that the cumulative N_2O emissions from Pb_{30}~Pb_{240} treatments were significantly higher than those from CK, which increased linearly with the increases of exogenous Pb additions and soil Pb contents, during the whole incubation period. After 14d of Pb addition, the activities of nitrite reductase and N_2O reductase increased and decreased with the increasing soil Pb content, respectively, which resulted in significant increases in the potential N_2O emission ratesfrom soil.After 14~28d of Pb addition, soil pH significantly decreased with the increasing soil Pb content, and the combined inhibitory effects of decreasing pH and increasing Pb content on the N_2O reductase activity were significantly enhanced. The combined effects of the above-mentionedprocesses ultimately resulted in significant increases in the potential N_2O cumulative emissionsfrom soilwith increasing Pb additions during the incubation period. This study indicates that the effects of Pb pollutants on nitrogen cycle and denitrification microorganisms should be paid more attention in the future,considering the accumulations of Pb pollutants in urban park soil will increase the risk of potential N_2O emission. This study can provide scientific guidance for management of urban park and formulating measures for the reduction of N_2O emissions from urban park soil.

Key words：lead input；urban park soil；nitrous oxide (N_2O)；pH；denitrification functional genes；N_2O reductase
收稿日期：2025-03-24
基金项目：国家自然科学基金资助项目(42277286);国家重点实验室开放基金资助项目(SKLSS-KF2023-05);浙江农林大学科研发展基金资助项目(2023LFR144)

* 责任作者, 副教授, tianll@zafu.edu.cn

城市公园是城市生态系统的重要组成部分[1],具有调节城市气候、维持生物多样性的生态功能[2],并且是不可或缺的户外休闲娱乐和应急避难场所[3].随着城市公园的数量和规模不断扩增[4],城市公园环境问题也引发了更多关注.氧化亚氮(N_2O)是土壤氮循环过程的中间产物,作为可在大气中长期存在的强效温室气体,其全球增温潜势是二氧化碳(CO_2)的 273 倍[5].土壤 N_2O 排放量增加会加重全球温室效应,还会对臭氧层起到破坏作用.有研究表明[6],城市公园土壤相比于传统农业土壤会导致 N_2O 平均排放速率增长 153%,因此也是不可忽视的潜在 N_2O 排放热点.城市公园土壤氮素的主要来源不仅包括绿化施肥管理和动物排泄[7],城市化进程中频繁的工业活动及交通运输产生的大量氮氧化物也会通过沉降的方式到达公园土壤表层[8].氮素的增加会对城市公园土壤 N_2O 排放产生显著影响.除此之外,上述人类活动所造成的土壤重金属污染也是目前城市公园不容忽视的问题.

铅(Pb)主要经过呼吸或皮肤接触等途径进入人体,损害人类神经系统和肾脏功能[9].Pb 是我国城市土壤的主要风险元素,尤其会对儿童健康造成威胁.据报道[10],北京部分城市公园土壤 Pb 污染平均含量达到 66.2mg/kg;杭州西湖景区土壤 Pb 平均含量为 54.6mg/kg[11].公园土壤 Pb 的来源除了机动车尾气排放外[12],修缮公园建筑及设施所用到的含 Pb 着色剂在受到长期风化和侵蚀作用后,也会导致 Pb 物质进入土壤[13].Pb 在土壤中会长期富集并且难以被生物降解[14].

在土壤硝化过程中,氨氧化细菌(AOB)和氨氧化古菌(AOA)是将铵态氮(NH_4^+-N)或氨(NH_3)氧化成亚硝酸根(NO_2^-)的重要微生物[15],土壤中 AOA 或 AOB 基因丰度增加对 N_2O 的排放有促进作用[16].反硝化微生物则可通过将硝酸根(NO_3^-)或 NO_2^-还原来产生 N_2O 或 N_2,N_2O 排放量可随 *nirS* 或 *nirK* 功能基因丰度增加而增多,随 *nosZ* 功能基因丰度增加而减少[17].此外,土壤氮素和 pH 值等环境因子也是影响反硝化微生物和 N_2O 排放的重要因素[18-19].然而,Pb 在土壤累积的过程中也会对这些土壤化学和微生物指标产生影响[20-21].研究表明[22],当 Pb 添加量达到 250mg/kg 时,会显著降低土壤 pH 值.Pb 添加量为 300mg/kg 时,茶园土壤硝化细菌数量显著降低[23].反硝化微生物所受影响则因土壤类型而异,如矿区周边农田土壤受 Pb 污染后土壤中 *nirK* 基因丰度降低、*nosZ* 基因丰度增加[24];而矿山土壤中 *nirK* 和 *nirS* 基因丰度则均随 Pb 含量增加而提高[25].稻田土壤中 Pb 含量 33.7~133.3mg/kg 时会显著提高 *nirK* 基因丰度[26],当 Pb 含量超过 400mg/kg 时则对土壤反硝化细菌产生抑制作用[27].此外,Vásquez-Murrieta 等[28]指出,随着矿区土壤 Pb 含量增加(31~1845mg/kg),N_2O 排放量显著降低.

目前多数研究仅从土壤化学或微生物等某一角度来探究 Pb 输入对农业或矿山土壤硝化或反硝化过程的影响[22-28],对同一类土壤反硝化的影响不尽一致,也较少关注 Pb 添加对土壤 N_2O 排放的影响效应及其时间尺度差异.Pb 输入城市公园土壤后对氮转化及其微生物介导的土壤潜在 N_2O 排放的影响研究仍相对匮乏,其影响效应和产生机制亟需深入剖析.本文通过室内培养实验模拟城市公园土壤潜在 N_2O 排放对不同水平 Pb 添加的响应机制.研究结果可为城市土壤氮循环的深入认知和温室气体减排措施的制定提供数据支持和科学指导,从而更有效的助力于城市公园绿地生态系统的管理与可持续发展.

1 材料与方法

1.1 供试材料

表 1 研究区各公园基本情况

Table 1 The basic situation of each park in the study area

公园名称	面积(hm^2)	建设年份
望湖公园	2.00	2016
青山湖草坪公园	5.00	2016
西墅公园	4.00	2008
狮山公园	72.30	2017
苕溪公园	5.00	2020
浙江农林大学东湖校区	200.00	2003

土壤采自浙江省杭州市临安区(29°56′~30°23′N,118°51′~119°52′E),位于亚热带季风气候区,年平均气温 18.4℃,年平均降水量 1613.9mm,土壤类型主要为红黄壤.供试土壤来自于临安区随机选取的 6 个城市公园,分别在每个公园的乔木、灌木和草本 3 种植被类型区内采集 0~20cm 的表层土壤,共 18 份土样,并将所有公园土样混合成一份,最终土样基本化

学性质的平均含量如下:pH 值为 5.44,有机质含量为 14.72g/kg,全氮含量为 1.36g/kg,全碳含量为 8.71g/kg, Pb 全量为 29mg/kg.本研究所选取的城市公园具体信息如表 1 所示.

1.2　试验设计

根据临安区城市公园土壤平均 Pb 全量(29mg/kg)及《土壤环境质量标准》(GB15618−1995)规定的土壤铅二级标准值[29],实验土壤外源 Pb 添加量为 0,30,60,120,240mg/kg, 分别记为 CK,Pb_{30}, Pb_{60},Pb_{120} 和 Pb_{240},共 5 个处理,每个处理 4 次重复.Pb 以 $PbCl_2$(分析纯,纯度≥99%)水溶液方式添加.添加后各处理土壤 Pb 含量分别为 29,59,89,149 和 269mg/kg.此外,根据当地城市公园的施肥等管理经验,每个处理施加等量尿素(CH_4N_2O),保证各处理土壤中的氮素增加幅度为 100mgN/kg.

室内实验具体操作如下:首先分别称取一定质量鲜土(以 26g 干土重计)于 250mL 培养瓶中,根据土壤质量含水量和最大持水量(WHC)值,向每个培养瓶中均匀滴加 2mL 尿素溶液以及 2mL 相应浓度的 $PbCl_2$ 溶液(其中 CK 处理用 2mL 去离子水代替),最后再加入去离子水使土壤水分达到 60%WHC,随后将培养瓶置于 25℃避光条件下的培养箱中连续培养 28d.共设置 6 组平行培养组,其中 1 组用于在培养进行的第 0,1,2,3,5,7,14,21 和 28d 进行采气,测定方法与 Jiang 等[30]一致.另外 5 组则分别在培养实验开始后的第 1,3,5,7 和 14d 采集土样,在第 28d 培养结束后,需采集采气组瓶内土样.将每次采集的土样储存于−20℃冰箱,待实验结束后集中测定土壤辅助指标.其中,一部分土样用于测定土壤 pH 值、NH_4^+−N、硝酸盐氮(NO_3^-−N)、DOC 和水溶性氮(WSN)含量;另一部分用于测定土壤硝化和反硝化微生物功能基因丰度,鉴于前期研究发现[31],土壤 N_2O 排放速率的峰值与微生物功能基因丰度相关性较强,因此选择第 1d,14d 和 28d 的培养土样进行测定.

1.3　土壤指标测定

土壤质量含水量用烘干法测定.土壤 pH 值用 pH 计(Mettler−Toledo,USA)测定[32].土壤 NH_4^+−N 和 NO_3^-−N 分别用靛酚蓝比色法和双波长差法测定[32].土壤 DOC 和 WSN 用 TOC 仪(Multi C/N 3100, Germany)测定[32].土壤硝化功能基因 AOA−*amoA*[33] 和 AOB−*amoA*[33] 以及反硝化功能基因 *nirS*[34], *nirK*[35]和 *nosZ* Ⅰ[36]丰度的测定步骤如下[37]:按照试剂盒(DNeasy PowerSoil Pro Kit)说明书提取土壤 DNA.所提取的 DNA 一部分用超微量分光光度计(NanoDrop2000,USA)测定浓度与纯度,另一部分于−20℃保存备用.标准曲线制定需准备质粒标准品并用无菌水按照 108~103 六个梯度依次稀释,制得标准曲线需满足 R^2≥0.99;PCR 体系采用 20μL,包括上下游引物各 0.2μL,SYBR green PCR Master Mi 10μL,无菌水 8.6μL,DNA 模板 1μL.每个标线和样品 3 次重复,随后进行 PCR 测定.

1.4　数据处理

N_2O 排放速率和累积排放量计算公式如下[37]:

$$F=\frac{(\frac{28}{22.4})\cdot\Delta C\cdot V\cdot 10^{-6}\times 273}{M\cdot 10^{-3}\times\Delta t\times(273+T)} \tag{1}$$

$$E=\sum_{i=1}^{n}\frac{(F_i+F_{i+1})}{2}\times(t_{i+1}-t_i)\times 24 \tag{2}$$

式中:F 为 N_2O 排放速率,μg/(kg·h);ΔC 为两针气体浓度差,μg/L;M 为瓶内土壤干重,g; Δt 为两针间隔培养时间,h;T 为培养时温度,25℃;E 为 N_2O 累积排放量,μg/kg;F_i,F_{i+1} 分别为在 t_i 和 t_{i+1} 时刻的 N_2O 排放速率;$t_{i+1}-t_i$ 为采气间隔时间,h.

土壤净硝化速率(R_{nit})=(NO_3^-−N $_{培养后}$−NO_3^-−N $_{初始}$)/培养天数,mg/(kg·d)[38].

用 Microsoft Excel 2021 软件对上述数据进行处理,并计算平均值与标准误差(SE).用 SPSS 26.0 中的单因素方差分析法(One−way ANOVA)分析不同处理下的土壤潜在 N_2O 排放速率、N_2O 累积排放量以及各土壤指标的变化,用 Duncan 法检验不同处理均值之间的差异显著性以及相同处理在不同时间段下的差异显著性(P<0.05),并用 OriginPro 2024 绘图.土壤指标与土壤潜在 N_2O 排放速率、N_2O 累积排放量之间的相关性分析采用 R4.4.2 中的 corrplot 包绘制.反硝化功能基因丰度和土壤 pH 值与 Pb 添加量(含量)之间的回归分析用 SPSS 26.0 软件进行.

2　结果与分析

2.1　土壤潜在 N_2O 排放

Pb 添加后各处理土壤潜在 N_2O 排放速率均随时间的推移先上升后下降(图 1(a)).第 7d 时,CK 处理 N_2O 排放速率达到峰值.Pb 添加处理则在第 14d 达到峰值,此时各处理 N_2O 排放速率分别为 0.22,0.29,

0.32,0.33 和 0.43μg/(kg·h).其中,Pb_{240} 显著高于其他处理;Pb_{120} 和 Pb_{60} 次之并显著高于 CK(图 1(a−1));各处理潜在 N_2O 排放速率随 Pb 添加量和土壤实际 Pb 含量升高而显著增长(图 2(a)).至第 28d 时,各处理 N_2O 排放速率分别为 0.06,0.04,0.03,0.02 和 0.02μg/(kg·h),其中 Pb_{60}~Pb_{240} 处理 N_2O 排放速率均显著低于 CK(图 1(a−2)),N_2O 排放速率随 Pb 添加量和土壤实际 Pb 含量升高而显著降低(图 2(b)).

Pb 添加后第 14~28d,Pb30~Pb240 处理 N_2O 累积排放量均显著高于 CK(图 1(c)).Pb 添加后第 28 天,各处理 N_2O 累积排放量分别为 101.95,116.28,116.37,123.63 和 128.72μg/kg,其中 Pb_{30},Pb_{60},Pb_{120} 和 Pb_{240} 处理土壤潜在 N_2O 累积排放量均显著高于 CK,增幅分别为 14.06%,14.14%,21.26%和 26.26% (图 1(b)).外源 Pb 添加处理的土壤潜在 N_2O 累积排放量总体显著高于 CK(图 1(d)).回归分析显示,土壤 N_2O 累积排放量随 Pb 添加量和土壤 Pb 含量的增加而显著升高(图 2(c)和 2(d)).

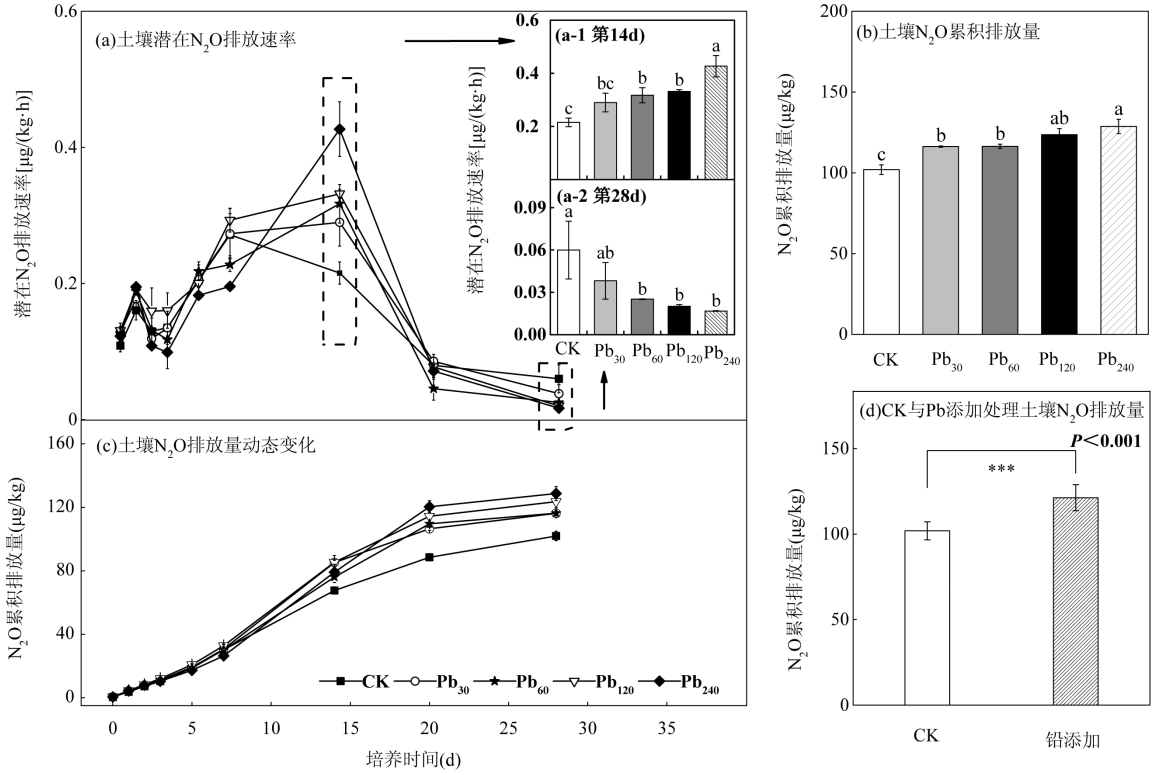
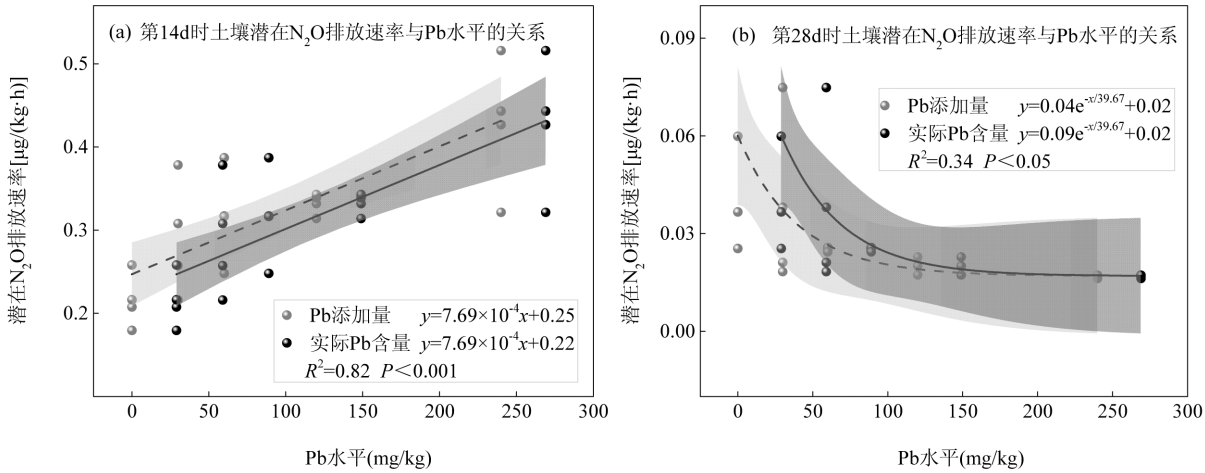


图 1 不同处理下土壤潜在 N_2O 排放速率与累积排放量

Fig.1 Soil potential N_2O emission rate and cumulative N_2O emission under different treatments

不同小写字母代表不同处理间差异显著性



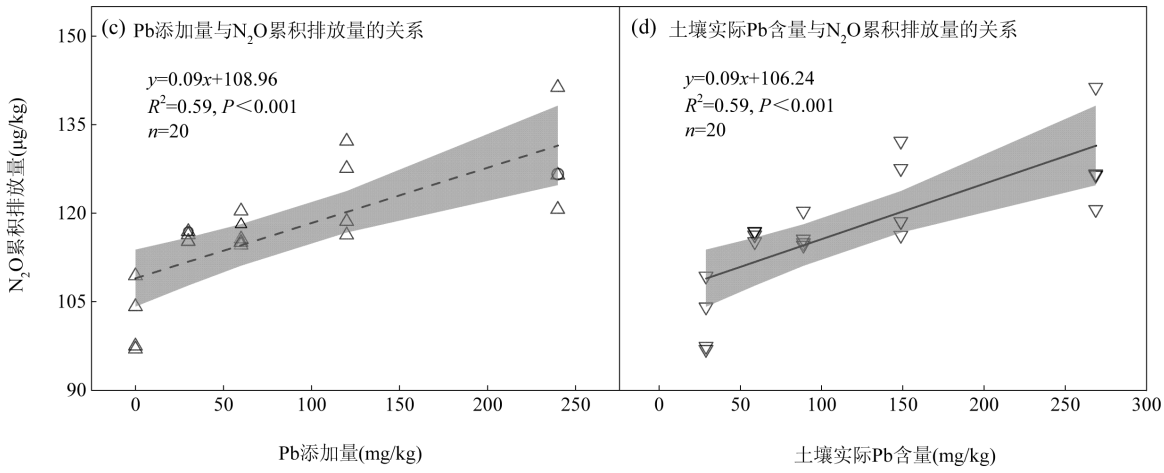


图 2　Pb 添加量和实际 Pb 含量与土壤潜在 N_2O 排放速率及累积排放量的回归分析

Fig.2　The regression analysis between Pb addition content and actual Pb content and soil potential N_2O emission rate and cumulative emission

2.2　土壤化学性质

培养期内,CK~Pb_{240} 处理土壤 NH_4^+–N 含量均先增加后降低(图 3(a)).培养第 14d 时,各处理 NH_4^+– N 含量分别比第 1d 显著降低了 67.42%,70.82%,63.93%,56.14%和 50.52%,此时,Pb_{30} 处理比 CK 显著降低了 5.33%,Pb_{120} 和 Pb_{240} 处理则分别比 CK 显著增加了 35.19%和 54.24%.第 28d 时,各处理 NH_4^+–N 含量比第 1d 均显著降低,处理间无显著差异.

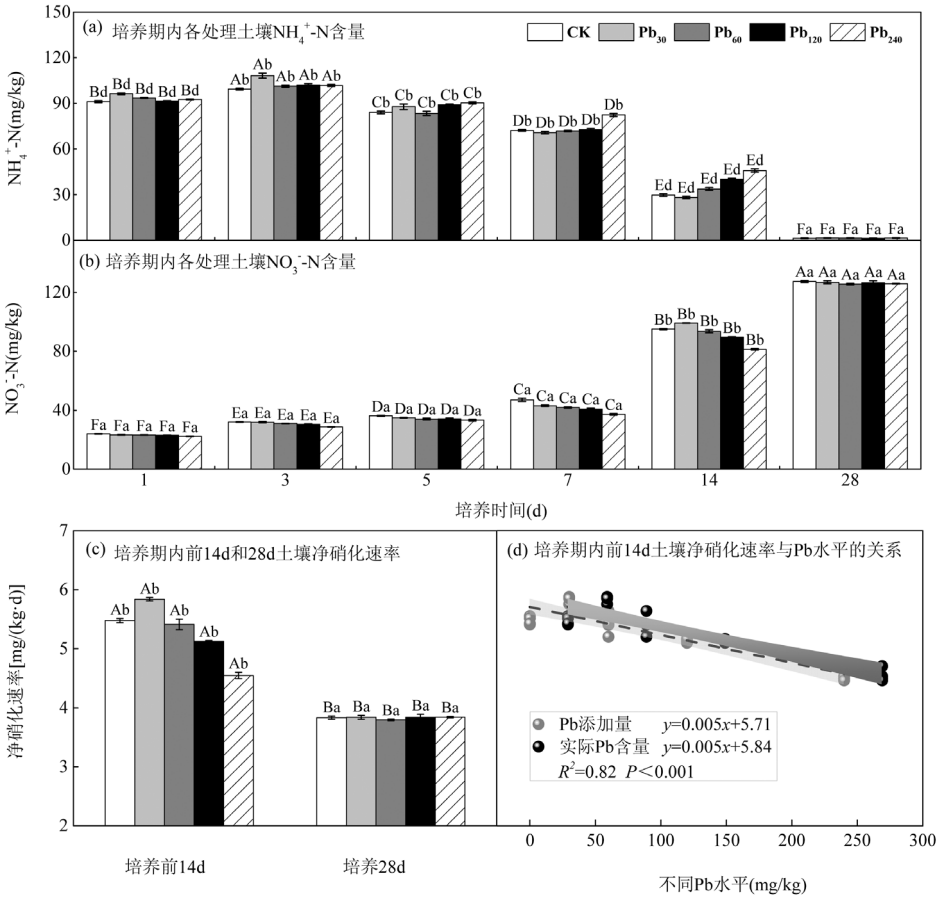


图 3　培养期内各处理土壤 NH_4^+–N 和 NO_3^-–N 含量及净硝化速率的变化

Fig.3　Changes of soil NH_4^+–N and NO_3^-–N contents in different treatments during the incubation period

不同小写字母代表相同时间不同处理间存在显著性差异,不同大写字母代表同一处理在不同时间存在显著性差异

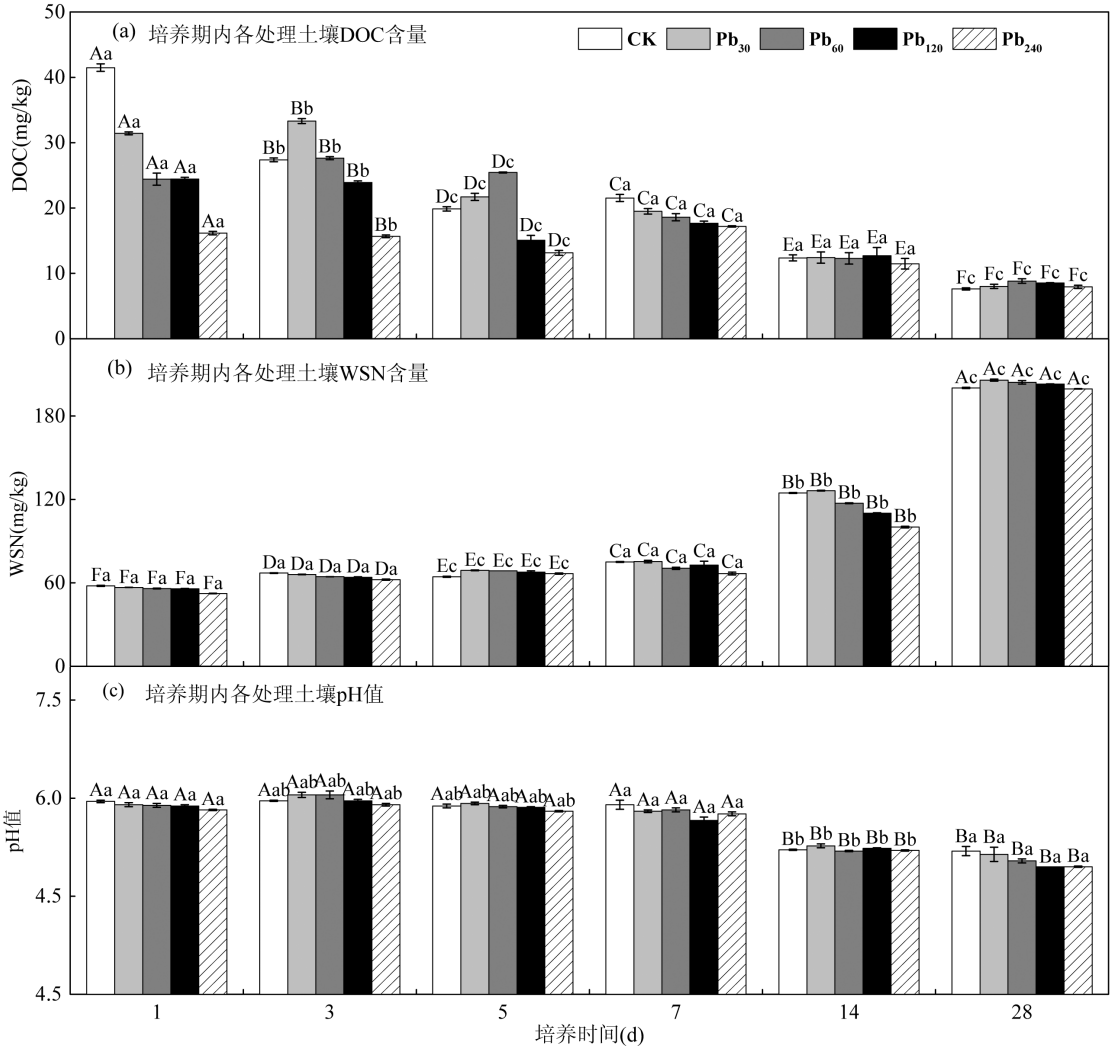


图 4 培养期内各处理土壤可溶性有机碳、水溶性氮以及 pH 值的变化

Fig.4 Changes of soil dissolved organic carbon, water-soluble nitrogen and pHindifferent treatments during the incubation period

不同小写字母代表相同时间不同处理间存在显著性差异,不同大写字母代表同一处理不同时间存在显著性差异

培养期内,CK~Pb_{240} 处理土壤 NO_3^--N 含量均持续增加(图 3(b)).第 14d 时,各处理 NO_3^--N 含量比第 1d 显著增加 297.12%,325.99%,303.65%,290.68%和 265.85%,Pb_{30} 处理比 CK 显著增加 4.25%,而 Pb_{120} 和 Pb_{240} 处理分别比 CK 显著降低 5.87%和 14.50%.第 28d 时,各处理 NO_3^--N 含量比第 1d 均显著增加,处理间无显著差异.

Pb 添加后前 14d 内,CK~Pb_{240} 处理土壤净硝化速率分别为 5.48,5.84,5.41,5.13,4.55mg/(kg·d).其中,Pb_{30} 处理净硝化速率显著高于 CK,Pb_{120} 和 Pb_{240} 处理净硝化速率显著低于 CK.土壤净硝化速率随 Pb 添加量和土壤实际 Pb 含量升高而显著降低(图 3(d)).培养 28d 各处理土壤净硝化速率无显著差异(图(3c)).培养期内,CK~Pb_{240} 处理土壤 DOC 含量均显著降低(图 4(a)).培养第 14d 时,各处理 DOC 含量均比第 1d 显著降低,处理间则无显著差异.至第 28d 时,各处理 DOC 含量比第 1d 均显著降低,此时, Pb_{60} 和 Pb_{120} 处理 DOC 含量分别比 CK 显著增加了 15.93%和 12.16%.

培养期内,CK~Pb_{240} 处理土壤 WSN 含量均显著升高(图 4(b)).培养第 14d 时,各处理 WSN 含量相比第 1d 显著增加,Pb_{60}~Pb_{240} 处理 WSN 含量比 CK 显著降低.第 28d 时,各处理 WSN 含量相比第 1d 均显著增加,其中 Pb_{30}~Pb_{120} 处理 WSN 含量分别比 CK 显著增加 2.79%,2.00%和 1.41%.

培养期内,CK~Pb_{240} 处理土壤 pH 值均呈下降趋势(图 4(c)).培养第 14d 时,各处理 pH 值分别比第 1d 显著降低了 12.42%、10.76%、11.77%、11.09%和 10.61%.第 28d 时,各处理 pH 值分别比第 1d 显著降

低了 12.81%,12.92%,14.36%,15.91%和 15.00%,此时,Pb_{120} 和 Pb_{240} 处理 pH 值分别比 CK 显著降低了 4.69%和 4.72%.

2.3　土壤微生物功能基因丰度

Pb 添加后第 14d,CK~Pb_{240} 处理土壤 lg(AOA-amoA 基因丰度)分别比第 1d 增加了 2.12%,0.50%,1.54%,2.39%和 2.46%(图 5(a)),此时,Pb_{30}~Pb_{240} 与 CK 相比均无显著差异.至第 28d 时,各处理 lg(AOA-*amoA* 基因丰度)分别比第 1d 显著降低了-0.66%,0.69%,31.70%,34.67% 和 41.67%,Pb_{60}~Pb_{240} 处理 lg(AOA-*amoA* 基因丰度)分别比 CK 显著降低了 31.73%,35.38%和 42.43%.

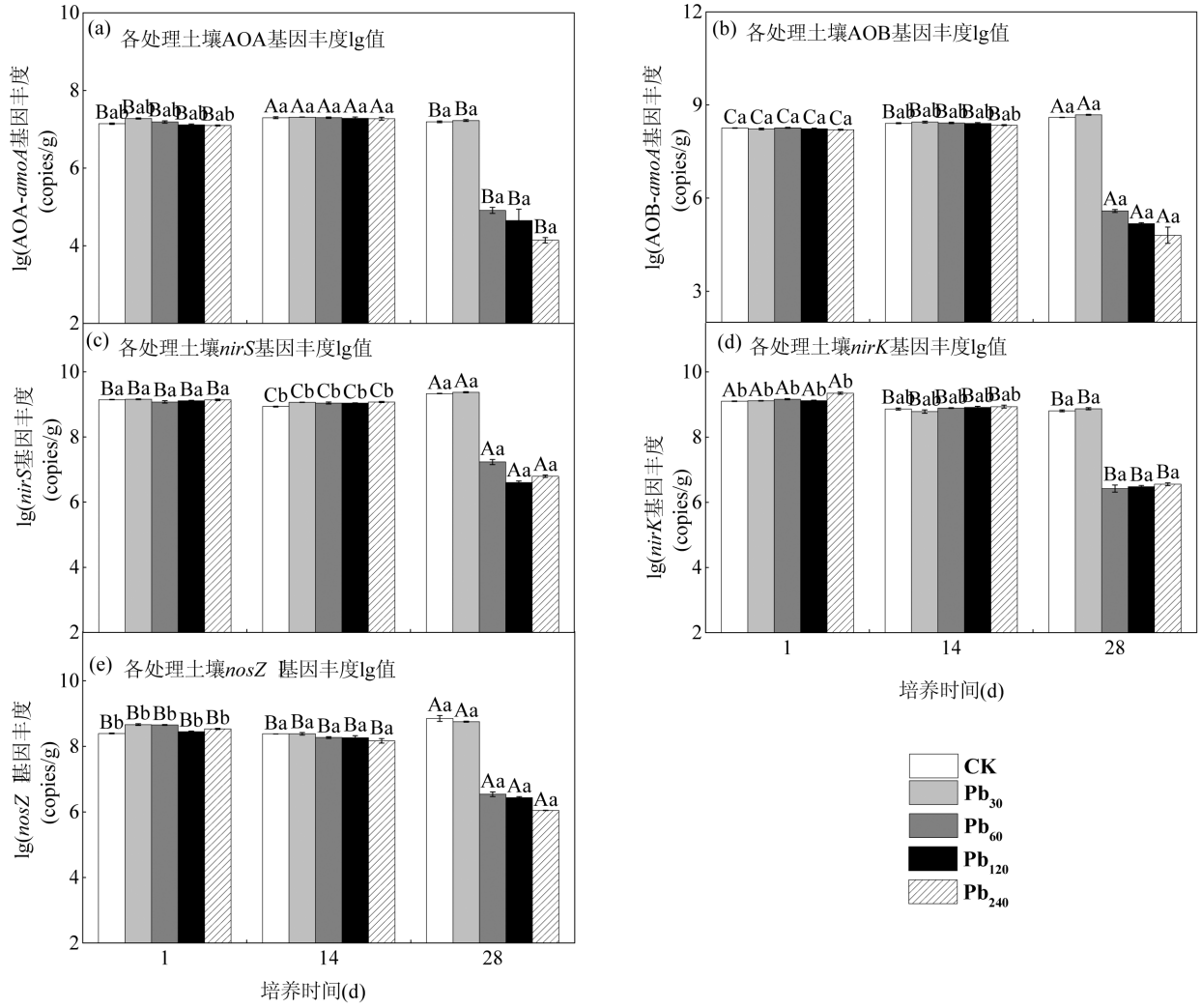


图 5　培养期内各处理土壤氮转化相关功能基因丰度

Fig.5　Abundances of functional genes related to soil nitrogen transformation in different treatments during the incubation period

不同小写字母代表相同培养时间不同处理间存在显著性差异,不同大写字母代表同一处理不同培养时间存在显著性差异

Pb 添加后第 14d 时,CK~Pb_{240} 处理土壤 lg(AOB-*amoA* 基因丰度)分别比第 1d 增加 1.86%,2.69%,1.89%,2.03%和 1.77%(图 5(b)),Pb_{30}~Pb_{240} 与 CK 相比均无显著差异.至第 28d 时,各处理 lg(AOB-*amoA* 基因丰度)分别比第 1d 显著降低了-4.16%,-5.53%,32.42%,37.11% 和 41.44%,Pb_{60}~Pb_{240} 处理 lg(AOB-*amoA* 基因丰度)分别比 CK 显著降低了 35.06%,39.78%和 44.14%.

Pb 添加后第 14d 时,CK~Pb_{240} 处理土壤 lg(*nirS* 基因丰度)较第 1d 分别降低 2.34%,1.03%,0.35%,0.82%和 0.72%(图 5(c)),Pb_{30}~Pb_{240} 处理 lg(*nirS* 基因丰度)分别比 CK 升高了 1.46%,1.22%,1.17%和 1.57%.至第 28d 时,各处理 lg(*nirS* 基因丰度)较第 1d 分别显著降低了-2.02%,-2.32%,20.30%,27.55%和

25.66%,Pb_{60}~Pb_{240} 处理 lg(*nirS* 基因丰度)分别比 CK 显著降低 22.50%,29.26%和 27.19%.

Pb 添加后第 14d 时,CK~Pb_{240} 处理土壤 lg(*nirK* 基因丰度)分别比第 1d 降低了 2.65%,3.65%,2.93%,2.28%和 4.39%(图 5(d)),各 Pb 添加处理 lg(*nirK* 基因丰度)均与 CK 无显著差异.至第 28d 时,各处理 lg(*nirK* 基因丰度)分别比第 1d 降低 3.24%,2.70%,29.92%,28.96%和 29.87%,Pb_{60}~Pb_{240} 处理 lg(*nirK* 基因丰度)分别比 CK 显著降低 27.09%,26.44%和 25.56%.

Pb 添加后第 14d 时,CK~Pb_{240} 处理土壤 lg(nosZⅠ基因丰度)分别比第 1d 降低 1.89%,3.23%,4.47%,2.19%和 4.29%(图 5(e)),Pb_{240} 处理 lg(*nosZ*Ⅰ基因丰度)比 CK 显著降低 2.56%.至第 28d 时,各处理 lg(*nosZ*Ⅰ基因丰度)分别比第 1d 降低−3.60%,−1.04%,24.42%,23.84%和 29.16%,Pb60~Pb240 处理 lg(*nosZ*Ⅰ基因丰度)分别比 CK 显著降低 26.10%,27.30%和 31.71%.

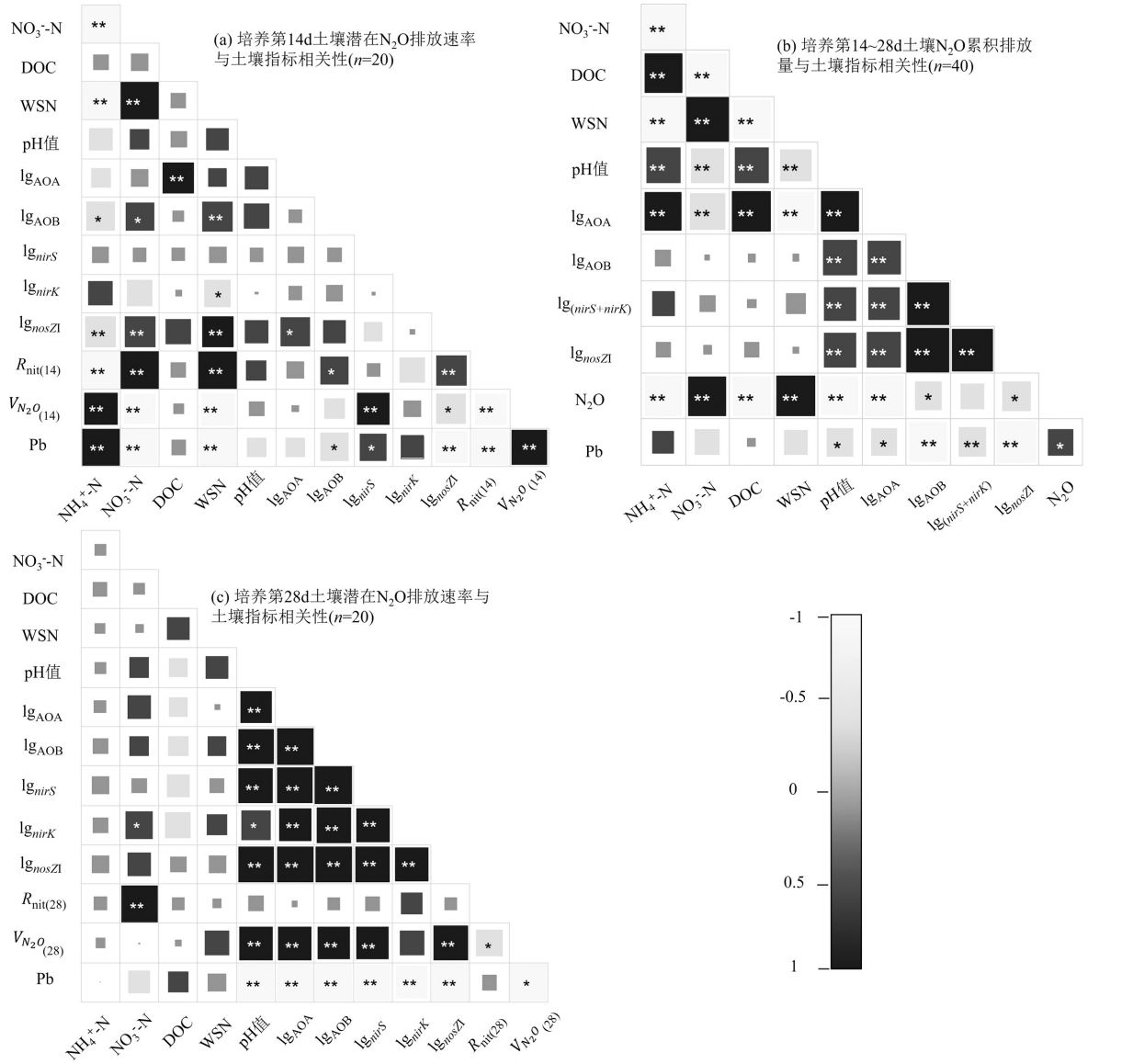


图 6 相关性分析

Fig.6 Correlation analysis

Rnit(14)和 Rnit(28)分别表示培养前 14d 和 28d 内的净硝化速率;*和**分别表示 $P<0.05$ 和 $P<0.01$

2.4 相关性及关键指标回归分析

Pb 添加后第 14d 时,Pb 添加量与土壤潜在 N_2O 排放速率显著正相关,两者均与 NH_4^+-N 含量和 lg(*nirS* 基因丰度)显著正相关,与 NO_3^--N 和 WSN 含

量、培养前 14d 净硝化速率以及 lg(*nosZ* Ⅰ基因丰度)显著负相关(图 6(a)).同时,lg(*nirS* 基因丰度)及 lg(nirK 基因丰度)均随 Pb 添加量和土壤实际 Pb 含量的增加而线性递增(图 7(a),(b),(d)和(e)),lg(*nosZ* Ⅰ基因丰度)则反之(图 7(c)和(f)).

Pb 添加后第 14~28d,Pb 添加量和 N_2O 累积排放量显著正相关,两者均与 pH 值和 lg(*nosZ* Ⅰ基因丰度)显著负相关(图 6(b));至第 28d 时,Pb 添加量与土壤潜在 N_2O 排放速率显著负相关;土壤潜在 N_2O 排放速率与 NO_3^-–N 含量不相关,与 pH 值以及硝化和反硝化功能基因丰度显著正相关(图 6(c)).其中,pH 值和 lg(*nosZ* Ⅰ基因丰度)均随 Pb 添加量和土壤实际 Pb 含量增加而指数递减,且 lg(*nosZ* Ⅰ基因丰度)随 pH 值增加而显著升高(图 8).

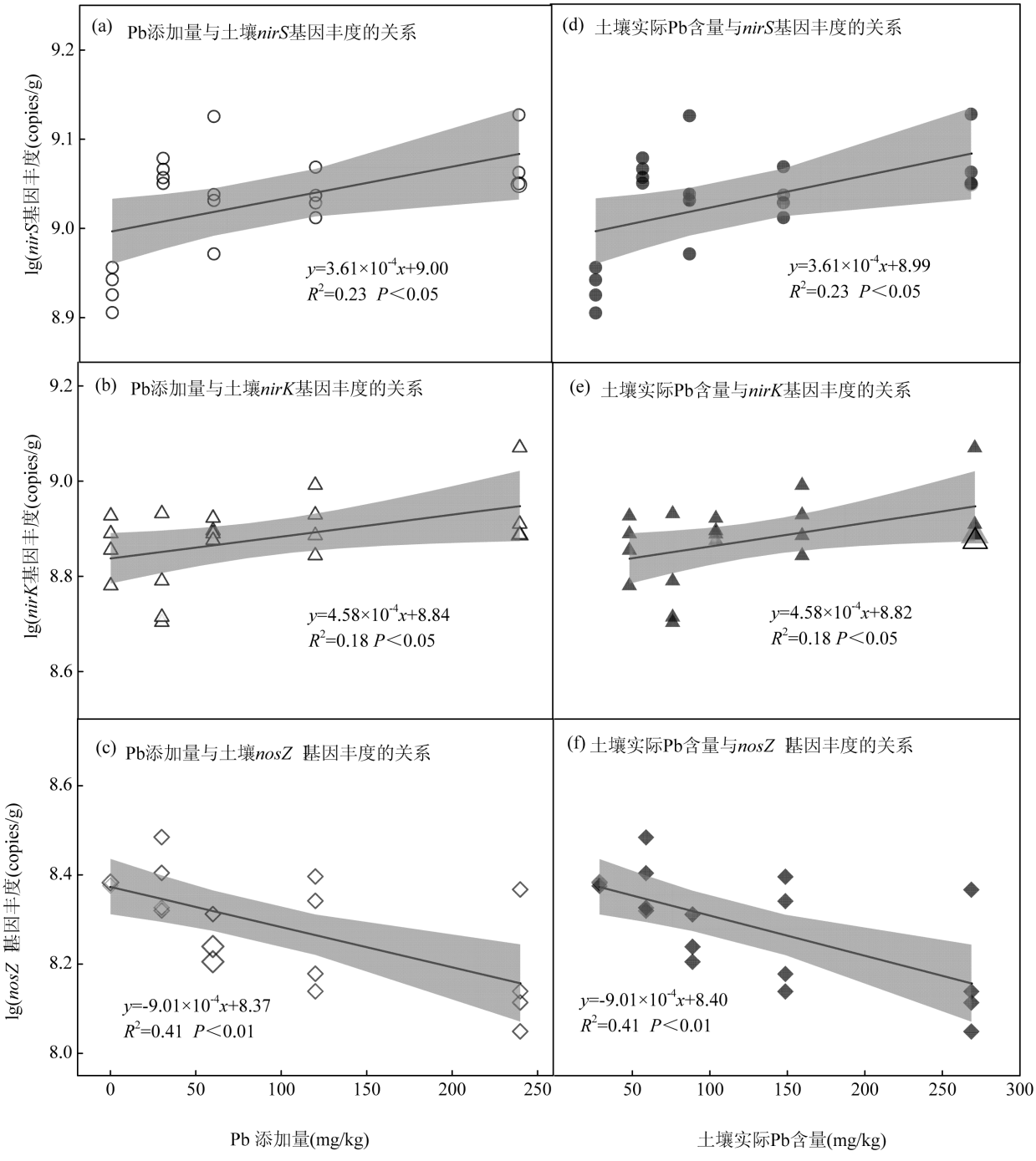


图 7　Pb 添加 14d 后 Pb 水平对土壤反硝化功能基因丰度的影响(*n*=20)

Fig.7　Effects of Pb levelson the abundances of soil denitrification functional geneson the 14th day after Pb addition(*n*=20)

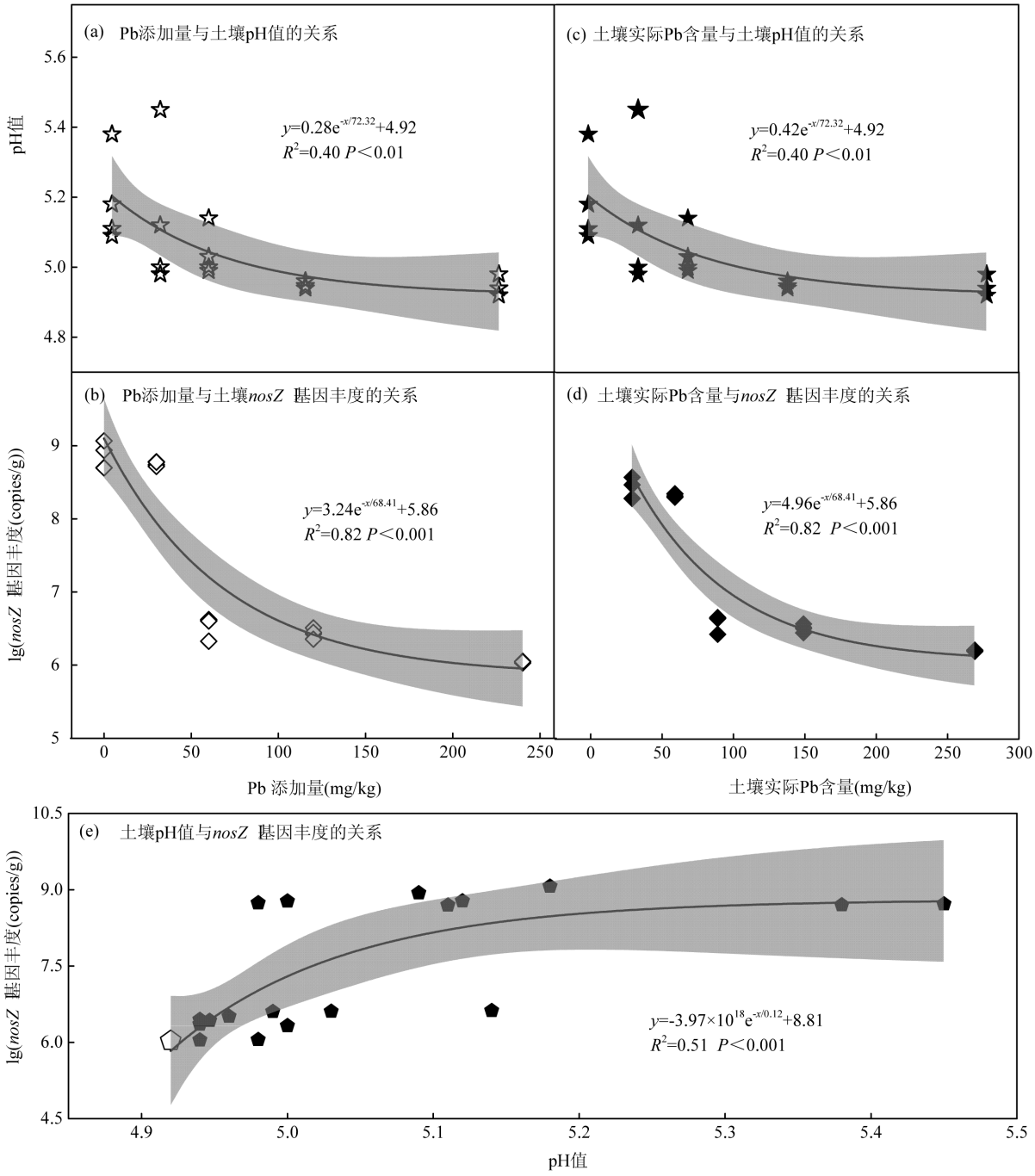


图 8 Pb 添加 28d 后 Pb 水平对土壤 pH 值和 *nosZ* I 基因丰度的影响(n=20)

Fig.8 Effects of Pb levels on soil pH and the *nosZ* I gene abundance on the 28 th day after Pb addition (n=20)

3 讨论

3.1 Pb 添加对公园土壤潜在 N_2O 排放的短期影响

本研究发现,一定浓度范围内的 Pb(30~240mg/kg)会对土壤潜在 N_2O 排放速率产生短暂促进作用,这与赵迪[39]的结果一致.但随着 Pb 添加后时间的延长(至 28d),其对 N_2O 排放的促进作用则会减弱(图 1(a)).培养期内,Pb 添加处理土壤 N_2O 累积排放量则随 Pb 添加量和土壤实际 Pb 含量的增加而显著增加(图 1(b),1(c),2(c)和 2(d)).

土壤 Pb 添加后的前 14d,Pb_{30} 处理净硝化速率较 CK 显著增加,与胡荣桂等[40]对林场土壤的研究结果相似,这说明较低的 Pb 添加量(30mg/kg)会促进土壤硝化作用.本研究第 14d 时,各处理土壤 NH_4^+-N 含量均显著降低、NO_3^--N 含量均显著升高(图 3(a)和 3(b)),说明培养前 14d 内各处理土壤均发生了硝

化作用.但随着Pb添加量和土壤实际Pb含量的增加土壤净硝化速率显著降低(图 3(c)和 3(d)),这表明当 Pb 添加量过高时(120~240mg/kg)会抑制硝化过程(图 3(c)和 3(d)),与邓青梅等[23]对茶园土壤的研究结果相似.培养第 14d 时,土壤潜在 N_2O 排放速率随 Pb 添加量增加而显著提高(图 1(a)),与净硝化速率负相关,且与lg(AOA基因丰度)和lg(AOB基因丰度)不相关(图 6(a)),这说明 Pb 添加量增加后通过调控土壤硝化作用促进 N_2O 排放的可能性很小.同时,土壤潜在 N_2O 排放速率与 lg(*nirS* 基因丰度)正相关,且与lg(*nosZ*Ⅰ基因丰度)负相关(图 6(a)和 7),则表明土壤 Pb 添加在短期内提高 N_2O 排放速率主要通过影响反硝化作用实现[39,41].

土壤 NO_3^-−N 含量的增加对 N_2O 排放有促进作用[42],而本研究发现,第 14d,土壤 NO_3^-−N 含量随 Pb 添加量增加而显著降低(图 3(b)),且 NO_3^-−N 含量与潜在 N_2O 排放速率显著负相关(图 6(a)).但有研究表明[43],只有当土壤中 NO_3^-−N 含量小于 40mg/kg 时才会成为影响反硝化作用的限制性因素.本研究中各处理土壤 NO_3^-−N 含量均超过 80mg/kg,且 NO_3^-−N/NH_4^+−N 值均大于 1(图 3(a)和 3(b)),说明 NO_3^-−N 已成为土壤中无机氮的主要存在形式,因此,NO_3^-−N 含量并非影响 Pb 添加处理土壤潜在 N_2O 排放速率的关键限制性因素.而此时,各处理土壤 lg(*nirS* 基因丰度)和 lg(*nirK* 基因丰度)均随 Pb 添加量和土壤实际 Pb 含量的增加而显著增加(图 6(a)和 7),此结果证实了 Hu 等[25]和 Liu 等[26]在稻田土壤中的发现.这表明 Pb 添加后的短时间内(14d),Pb 含量升高会引起土壤亚硝酸盐还原酶活性(主要由微生物 *nirS* 或 *nirK* 功能基因调控)升高.尽管 Pb 胁迫会使土壤中的大多数微生物体内蛋白质变性、细胞膜破裂、DNA 功能受损以及酶活性降低,从而阻碍其正常生长和代谢[21].但反硝化微生物中存在耐 Pb 胁迫的种群,如假单胞菌属(*Pseudomonas*)中主要携带 *nirS* 功能基因的细菌[44-45],它们在一定范围的 Pb 胁迫下会产生拮抗和解毒作用,并将 Pb^{2+}运输至体外[46-47].

Pb 添加后第 14d 时,各处理土壤 pH 值均比第 1d 时显著降低(图 4(c)),这是由于硝化作用中 H^+释放可能使土壤 pH 值降低[48].然而,对于硝化速率受抑制的处理(Pb_{120}~Pb_{240}),其土壤 pH 值与 CK 无显著差异(图 3(c)、(d)和 4(c)),说明可能存在其他因素影响,如 $PbCl_2$ 溶液常呈弱酸性($PbCl_2$ 浓度越高的溶液 pH 值越低),因此 $PbCl_2$ 溶液加入土壤后可能会导致土壤 pH 值下降[49].此时,lg(nosZⅠ基因丰度)随 Pb 添加量和土壤实际 Pb 含量增加而显著降低(图 6(a)、7(e)和 7(f)),这说明 Pb 显著抑制了 N_2O 还原酶(主要由微生物 *nosZ*Ⅰ功能基因调控)活性[26,50],导致 N_2O 还原受阻.这可能由于 Pb^{2+}的活性随土壤 pH 值降低而显著增强[51],且 N_2O 还原酶活性对 Pb 的抑制作用更敏感[50],这导致随着 Pb 添加量的增加,土壤中含有 *nosZ*Ⅰ功能基因的微生物受抑制作用更显著[52].

3.2　Pb 添加对公园土壤潜在 N_2O 排放的长期影响

Pb 添加后第 14~28d 内,土壤 pH 值与 Pb 添加量显著负相关(图 6(b));至第 28d 时,土壤 pH 值随 Pb 添加量和土壤 Pb 含量的升高显著递减(图 6(c)、8(a)和 8(c)),Pb 添加处理土壤 pH 值均显著低于 CK,其中 Pb_{120}~Pb_{240} 处理的土壤 pH 值降幅更大(图 4(c)).上述结果证实了蔡琼瑶等[22]和 Xiao 等[53]的发现.至第 28d 时,各处理土壤 NO_3^-−N 含量在无机氮含量中的占比均超过 98%,且净硝化速率无显著差异(图 3(c)),因而推测硝化作用导致土壤 pH 值产生差异的可能性较小.有研究表明[54-55],Pb^{2+}含量增加会增强与土壤中可交换 H^+的竞争作用,导致游离的 H^+增多时土壤 pH 值降幅增大.在 Pb 添加后 14~28d 内,Pb 含量升高导致了 lg(*nosZ*Ⅰ基因丰度)持续降低(图 5(e)、7(c)、7(f)、8(b)和 8(d)),且土壤 N_2O 累积排放量与 lg(*nosZ*Ⅰ基因丰度)显著负相关(图 6(b)),这说明该期间土壤 N_2O 还原酶活性受到了持续性的抑制[50,56],导致土壤 N_2O 排放量显著累积(图 1(b)、2(c)和 2(d)).Shaaban 等[57]研究表明,含有 *nosZ* 功能基因的微生物体内的 N_2O 还原酶位于细胞周质的弱缓冲区,对低 pH 值环境十分敏感,因此,土壤 pH 值降低,可能进一步导致了 lg(*nosZ*Ⅰ基因丰度)显著下降(图8).

Pb 添加后第 28d 时,土壤潜在 N_2O 排放速率随 Pb 添加量增加而显著降低(图 2(b)),且与土壤亚硝酸盐氮还原酶基因丰度显著正相关(图 6(c));同时,亚硝酸盐氮还原酶基因丰度均随 Pb 添加量增加而显著降低(图 5(c)和 5(d)),这共同说明,土壤亚硝酸盐氮还原酶基因丰度降低驱动此时土壤 N_2O 排放速率显著下降.

以上结果表明,在该区公园土壤反硝化底物充

足的情况下,Pb 添加量和土壤 Pb 含量增加会短暂提高亚硝酸盐氮还原酶活性,并抑制 N_2O 还原酶,导致不同处理土壤潜在 N_2O 排放速率产生显著差异[46,56,58],也证实了 Holtan-Hartwig 等[56]的发现,土壤中添加 Pb 等重金属后对 N_2O 还原酶的抑制效应比对亚硝酸盐氮还原酶的更显著.另外,土壤 Pb 添加后引起的 pH 值下降以及 Pb 胁迫作用共同加剧了土壤 N_2O 还原酶活性降低及 N_2O 排放量增加.综上,建议对存在 Pb 污染风险的城市公园予以重视,需要在进行公园管理时适量施用改良肥料或缓冲剂以避免土壤 pH 值降低,还应添加含有 N_2O 还原功能菌株(主要携带 *nosZ* Ⅰ功能基因)的肥料[59-60],从而有助于调控土壤 N_2O 排放增加.

4 结论

4.1 Pb 添加量为 30~240mg/kg 时,可在短时间内(培养第 14d)显著提高公园土壤潜在 N_2O 排放速率,随着时间的推移(至第 28d),促进作用消失.Pb 添加后 28d 内公园土壤 N_2O 累积排放量随 Pb 添加量和土壤 Pb 含量增加而显著升高.

4.2 Pb 添加后较短时期内(14d),会导致城市公园土壤 lg(*nirS* 基因丰度)和 lg(*nirK* 基因丰度)增加及 lg(*nosZ* Ⅰ基因丰度)降低.因此,土壤 Pb 添加后短时间内可增强亚硝酸还原酶活性,降低 N_2O 还原酶活性,二者共同导致第 14d 时土壤潜在 N_2O 排放速率提高.

4.3 Pb 添加后的较长时期(14~28d),Pb 含量增加可引起土壤 pH 值显著降低,土壤 pH 值降低和 Pb 添加量增加的共同作用对 N_2O 还原酶活性的抑制效应显著增强,导致土壤 N_2O 还原酶活性降低和 N_2O 累积排放量显著增加.

参考文献:

[1] 刘 畅,唐立娜.景感生态学在城市生态系统服务中的应用研究—以城市公园景观设计为例 [J]. 生态学报, 2020,40(22):8141-8146.
Liu C, Tang L N. Application of landsenses ecolgy in urban ecosystem services: A case study of urban park landscape design [J]. Acta Ecolgica Sinica, 2020, 40(22):8141-8146.

[2] Li S Z, Ren K X, Yan X, et al. Linking biodiversity and ecolgical function through extensive microeukaryotic movement across different habitats in six urban parks [J]. iMeta, 2023,e103.

[3] CJJ/T85-2017 城市绿地分类标准 [S].
CJJ/T85-2017 Standard for classification of urban green space [S].

[4] 宋 洋,贺灿飞,徐 阳,等.中国城市公园绿地供需时空格局演化及驱动机制 [J]. 自然资源学报, 2023,38(5):194-1209.
Song Y, He C F, Xu Y, et al. Spatio-temporal evolution and driving mechanism of supply and demand of urban park green space in China [J]. Journal of Natural Resources, 2023,38(5):1194-1209.

[5] IPCC. Climate change 2021: The physical science basis. Working Group I contribution to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [R]. UK: Cambridge University Press, 2022.

[6] Zhan Y, Yao Z, Groffman P M, et al. Urbanization can accelerate climate change by increasing soil N_2O emission while reducing CH_4 uptake [J]. Global Change Biology, 2023,29(12):3489-3502.

[7] Allen J A, Setälä H, Kotze D J. Dog urine has acute impacts on soil chemistry in urban greenspaces [J]. Frontiers in Ecology and Evolution, 2020,8:615979 .

[8] Decina S M, Templer P H, Hutyra L R, et al. Variability, drivers, and effects of atmospheric nitrogen inputs across an urban area: Emerging patterns among human activities, the atmosphere, and soils [J]. Science of The Total Environment, 2017,609:1524-1534.

[9] Zhou C C, He Y Q, Gao Z Y, et al. Sex differences in the effects of lead exposure on growth and development in young children [J]. Chemosphere, 2020,250:126294.

[10] 郑袁明,余 轲,吴泓涛,等.北京城市公园土壤铅含量及其污染评价 [J]. 地理研究, 2002,21(4):418-424.
Zheng Y M, Yu K, Wu H T, et al. Lead concentrations of soils in Beijing urban parks and their pollution assessment [J]. Geographical Research, 2002,21(4):418-424.

[11] 张海珍,唐宇力,陆 骏,等.西湖景区土壤典型重金属污染物的来源及空间分布特征 [J]. 环境科学, 2014,35(4):1516-1522.
Zhang H Z, Tang Y L, Lu J, et al. Sources and spatial distribution of typical heavy metal pollutants in soils in Xihu Scenic Area [J]. Environmental Science, 2014,35(4):1516-1522.

[12] 杨昱莹,刘 亮,陈 明,等.长三角地区南京市表土重金属污染特征及源解析 [J]. 中国环境科学, 2024,44(7):3910-3918.
Yang Y Y, Liu L, Chen M, et al. Characterization and source analysis of topsoil heavy metal pollution in Nanjing, Yangtze River Delta Region [J]. China Environmental Science, 2024,44(7):3910-3918.

[13] 张 娟,王艳春,田 宇.北京市属公园土壤重金属分布及风险评价 [J]. 环境科学与技术, 2012,35(6):78-81.
Zhang J, Wang Y C, Tian Y. Soil contamination in Beijing's parks and heavy metals risk assessment [J]. Environment Science & Technolgy, 2012,35(6):78-81.

[14] 安江梅朵,张瑞卿,郭广慧,等.北京市城市公园土壤铅累积特征、来源及健康风险 [J]. 环境科学, 2023,44(11):6287-6296.
An J M D, Zhang R Q, Guo G H, et al. Accumulation characteristics, sources, and health risks of soil lead of urban parksin Beijing [J]. Environmental Science, 2023,44(11):6287-6296.

[15] 蔡延江,丁维新,项剑.土壤 N_2O 和 NO 产生机制研究进展 [J]. 土壤, 2012,44(5):712-718.
Cai Y J, Ding W X, Xiang J. Mechanisms of nitrous oxide and nitric oxide production in soils: A review [J]. Soils, 2012,44(5):712-718.

[16] Zhang Q, Chen M, Leng Y F, et al. Organic substitution stimulates ammonia oxidation-driven N_2O emissions by distinctively enriching

keystone species of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in tropical arable soils [J]. Science of The Total Environment, 2023,872: 162183.

[17] Yang Y J, Liu H X, Lv J L. Response of N_2O emission and denitrification genes to different inorganic and organic amendments [J]. Scientific Reports, 2022,12:3940.

[18] 李彬彬,马军花,武兰芳.土壤溶解性有机物对 CO_2 和 N_2O 排放的影响 [J]. 生态学报, 2014,34(16):4690-4697.
Li B B, Ma J H, Wu L F. Effects of dissolved organic matter in soil on the emission of CO_2 and N_2O [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014,34(16): 4690-4697.

[19] 潘亚男,王娅静,曹文超,等.土壤 pH 影响氧化亚氮(N_2O)排放的研究进展 [J]. 安徽农学通报, 2017,23(15):19-24,99.
Pan Y N, Wang Y J, Cao W C. A review of the influence of Soil pH on nitrous oxide (N_2O) Emission [J]. Anhui Agricultural Science Bulletin, 2017,23(15):19-24,99.

[20] Xiao Z N, Duan C Q, Li S Y, et al. The microbial mechanisms by which long-term heavy metal contamination affects soil organic carbon levels [J]. Chemosphere, 2023,340:139770.

[21] 陈　静,刘荣辉,陈岩贽,等.重金属污染对土壤微生物生态的影响 [J]. 生命科学, 2018,30(6):667-672.
Chen J, Liu R H, Chen Y Z, et al. Effect of heavy metal pollution on soil microbial ecolgy [J]. Chinese Bulletin of Life Sciences, 2018,30 (6):667-672.

[22] 蔡琼瑶,徐　俏,周　振,等.外源铅在 4 种土壤中的老化特征及对土壤化学性质的影响 [J]. 环境科学学报, 2019,39(3):899-907.
Cai Q Y, Xu Q, Zhou Z, et al. Aging process of Pb affects the chemical properties of four types of soil [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019,39(3):899-907.

[23] 邓青梅,余文静,江文宇,等.不同污染方式下铅对茶园土壤氮素转化及其相关微生物和酶活性的影响 [J]. 土壤, 2023,55(5):1054-1061.
Deng Q M, Yu W J, Jang W Y, et al. Effects of lead on nitrogen transformation and related microorganisms and enzyme activities in tea garden soil under different pollution modes [J]. Soils, 2023,55 (5):1054-1061.

[24] Lu L, Chen C, Tan K, et al. Long-term metal pollution shifts microbial functional profiles of nitrification and denitrification in agricultural soils [J]. Science of The Total Environment, 2022,830:154732.

[25] Hu X S, Liu X X, Zhang S, et al. Nitrogen-cycling processes under long-term compound heavy metal(loids) pressure around a gold mine: Stimulation of nitrite reduction [J]. Journal of Environmental Sciences, 2025,147:571-581.

[26] Liu Y, Shen K, Wu Y, et al. Abundance and structure composition of nirK and nosZ genes as well as denitrifying activity in heavy metal-polluted paddy soils [J]. Geomicrobiolgy Journal, 2017,35(2):100-107.

[27] 陈中云,闵　航,张夫道,等.4 种重金属污染对稻田土反硝化细菌的影响 [J]. 中国环境科学, 2003,(3):82-87.
Chen Z Y, Min H, Zhang F D, et al. Effect of four kinds of heavy metal contamination on denitrifying bacteria in paddy soils [J]. China Environmental Science, 2003,(3):82-87.

[28] Vásquez-Murrieta M S, Mondragón C C, Tapia N T, et al. Nitrous oxide production of heavy metal contaminated soil [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006,38(5):931-940.

[29] GB15618-1995　土壤环境质量标准 [S].
GB15618-1995　Environmental quality standard for soils [S].

[30] Jiang W T, Zhang H K, Fang Y Y, et al. Understory N application overestimates the effect of atmospheric N deposition on soil N_2O emissions [J]. Geoderma, 2023,437:116611.

[31] Domeignoz-Horta L A, Philippot L, Peyrard C, et al. Peaks of in situ N_2O emissions are influenced by N_2O-producing and reducing microbial communities across arable soils [J]. Global Change Biology, 2018,24(1):360-370.

[32] 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, 2000:12-163.
Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry [M]. Beijing: China Agricultural Science and Technolgy Press, 2000:12-163.

[33] Zhong W H, Bian B Y, Gao N, et al. Nitrogen fertilization induced changes in ammonia oxidation are attributable mostly to bacteria rather than archaea in greenhouse-based high N input vegetable soil [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2016,93:150–159.

[34] Throbäck I N, Enwall K, Jarvis, et al. Reassessing PCR primers targeting nirS, nirK and nosZ genes for community surveys of denitrifying bacteria with DGGE [J]. FEMS Microbiolgy Ecology, 2004,49(3):401-417.

[35] Li H L, Zhang Y, Wang T T, et al. Responses of soil denitrifying bacterial communities carrying nirS, nirK, and nosZ genes to revegetation of moving sand dunes [J]. Ecological Indicators, 2019, 107:105541.

[36] Henry S, Bru D, Stres B, et al. Quantitative detection of the nosZ gene, encoding nitrous oxide reductase, and comparison of the abundances of 16S rRNA, narG, nirK, and nosZ genes in soils [J]. Applied and Environmental Microbiolgy, 2006,72(8):5181-5189.

[37] 蒋文婷,田立斌,朱高荻,等.不同形态氮添加对毛竹林土壤 N_2O 排放的影响 [J]. 植物营养与肥料学报, 2022,28(5):857-868.
Jiang W T, Tian L B, Zhu G D, et al. Effects of different forms of nitrogen addition on N_2O emissions from the soil of Moso bamboo (Phyllostachys edulis) forest [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2022,28(5):857-868.

[38] 吴晓芬,陈有超,蒋文婷,等.模拟牲畜采食对高寒草甸土壤潜在氧化亚氮排放的影响 [J]. 草地学报, 2024,23(9):2794-2802.
Wu X F, Chen Y C, Jiang W T, et al. The response of potential N_2O emission from an alpine meadow soil to simulated livestock grazing [J]. Acta Agrestia Sinica, 2024,32(9):2794-2802.

[39] 赵　迪.重金属胁迫对潮滩沉积物反硝化作用影响机制的初步研究 [D]. 上海:华东师范大学, 2013.
Zhao D. A preliminary research on the effect of heavy metals on denitrification in tidal flat sediments [D]. Shanghai: East China Normal University, 2013.

[40] 胡荣桂,李玉林,彭佩钦,等.重金属镉、铅对土壤生化活性影响的初步研究 [J]. 农业环境科学学报, 1990,(4):6-9.
Hu R G, Li Y L, Peng P Q, et al. A preliminary study on the effects of cadmium and lead on soil biochemical activity [J]. Journal of Agro-Environment Science, 1990,(4):6-9.

[41] Gillette K L, Qian Y L, Follett R F, et al. Nitrous oxide emissions from a golf course fairway and rough after application of different nitrogen

fertilizers [J]. Journal of Environmental Quality, 2016,45(5):1788−1795.

[42] Ruser R, Schulz R. The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N_2O) release from agricultural soils—a review [J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2015,178(2):171−188.

[43] 冯 琪.厌氧条件下初始 NO_3^-含量对土壤反硝化气体(N_2、N_2O 和 NO)和 CO_2 排放的影响 [D]. 南京:南京农业大学, 2011.
Feng Q. Influence of nitrate concentrations on the production of N_2, N_2O, NO, and CO_2 by soil cores during anaerobic incubation [D]. Nanjing:Nanjing Agricultural University, 2011.

[44] 刘 兴,李连星,薄香兰,等.铜绿假单胞菌 YY24 的异养硝化—好氧反硝化功能基因的研究 [J]. 水产科学, 2018,37(4):475−483.
Liu X, Li L X, Bo L X.Study on heterotrophic nitrification−aerobic denitrification functional gene of *Pseudomonas Aeromonas* YY24 [J]. Fisheries Science, 2018,37(4):475−483.

[45] Juwarkar A A, Nair A, Dubey K V, et al.Biosurfactant technolgy for remediation of cadmium and lead contaminated soils [J]. Chemosphere, 2007,68(10):1996−2002.

[46] 吴海江,茆灿泉,郭红光.微生物与重金属作用机理研究 [J]. 安徽农业科学, 2009,37(11):5068−5071.
Wu H J, Mao C Q, Guo H G. Study on the interaction between microorganisms and heavy metals [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2009,37(11):5068−5071.

[47] 王泽煌,王 蒙,蔡昆争,等.细菌对重金属吸附和解毒机制的研究进展 [J]. 生物技术通报, 2016,32(12):13−18.
Wang Z H, Wang M, Cai K Z, et al. Research advances on biosorption and detoxification mechanisms of heavy metals by bacteria [J]. Biotechnolgy Bulletin, 2016,32(12):13−18.

[48] 汪吉东,许仙菊,宁运旺,等.土壤加速酸化的主要农业驱动因素研究进展 [J]. 土壤, 2015,47(4):627−633.
Wang J D, Xu X J, Ning Y W, et al. Progresses in agricultural driving factors on accelerated acidification of soils [J]. Soils, 2015,47(4):627−633.

[49] 翁国华,张居念,张 丹,等.外源 Pb 对不同水稻品种籽粒中 Pb 含量的基因型差异研究 [J]. 农业环境科学学报, 2009,28(11):2232−2235.
Weng G H, Zhang J N, Zhang D, et al. Effect of exogenous lead on genotypic difference of lead content in grains of different rice varieties [J]. Journal of Agro−Environment Science, 2009,28(11):2232−2235.

[50] Bollag J M, Barabasz W. Effect of heavy metals on the denitrification process in soil [J]. Journal of Environmental Quality, 1979,8(2):196−201.

[51] Kicińska A, Pomykała R, & Izquierdo−Diaz M. Changes in soil pH and mobility of heavy metals in contaminated soils [J]. European Journal of Soil Science, 2022,73(1):e13203.

[52] Chen Y X, Wang K X, Lin Q, et al. Effects of heavy metals on ammonification, nitrification and denitrification in maize rhizosphere [J]. Pedosphere, 2001,11(2):115−122.

[53] Xiao Z N, Duan C Q, Li S Y, et al. The microbial mechanisms by which long−term heavy metal contamination affects soil organic carbon levels [J]. Chemosphere, 2023,340:139770.

[54] Liang S, Guan D X, Ren J H, et al. Effect of aging on arsenic and lead fractionation and availability in soils: Coupling sequential extractions with diffusive gradients in thin−films technique [J]. Journal of Hazardous Materials, 2014,273:272−279.

[55] 王代长,孙志成,蒋 新,等.酸性条件下可变电荷土壤表面 Pb^{2+}−H^+ 反应动力学特征 [J]. 环境化学, 2009,28(2):168−172.
Wang D Z, Sun Z C, Jiang X, et al. Characteristics of kinetics of Pb^{2+}−H^+ adsorption by selected variable charge soils under acid conditions [J]. Environmental Chemistry, 2009,28(2):168−172.

[56] Holtan−Hartwig L, Bechmann M, Høyås T R, et al. Heavy metals tolerance of soil denitrifying communities: N_2O dynamics [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2002,34(8):1181−1190.

[57] Shaaban M, Wu Y P, Khalid M S, et al. Reduction in soil N_2O emissions by pH manipulation and enhanced nosZ gene transcription under different water regimes [J]. Environmental Pollution, 2018,235:625−631.

[58] Zhang H K, Fang Y Y, Chen Y C, et al. Enhanced soil potential N_2O emissions by land−use change are linked to AOB−amoA and nirK gene abundances and denitrifying enzyme activity in subtropics [J]. Science of The Total Environment, 2022,850:158032.

[59] 曹巧滢,江家泉,王学江,等.新型碱性肥料治酸改土降镉的效果和机理 [J]. 土壤学报, 2023,60(1):175−188.
Cao Q Y, Jiang J Q, Wang X J, et al. A novel alkaline fertilizer and its function as well as mechanism to remediation soil acid and Cd pollution [J]. Acta Pedologica Sinica, 2023,60(1):175−188.

[60] 朱津宏,熊若男,杨思琪,等.接种氧化亚氮(N_2O)还原细菌 YSQ030 对复垦土壤 N_2O 排放和氮循环关键功能基因的影响 [J]. 南京信息工程大学学报, 2024,16(3):416−427.
Zhu J H, Xiong R N, Yang S Q, et al. Effects of inoculation with N_2O reducing bacteria YSQ030 on soil N_2O emission and key functional genes involved innitrogen cycling in reclaimed soil [J]. Journal of Nanjing University of InformationScience & Technology, 2024,16(3):416−427.

作者简介：刘 伟(2000−),女,安徽合肥人,浙江农林大学硕士研究生,主要研究方向为农业面源污染与生态治理.发表论文 1 篇.liuwei296@163.com.