邵玟玥,于 锐,赵光影,等.富铁有机肥对重度苏打盐碱地土壤有机质及细菌群落的影响 [J]. 中国环境科学, 2025,45(8):4458-4469.
Shao W Y, Yu R, Zhao G Y, et al. Effect of iron-rich organic fertilizer on soil organic matter and bacterial community in heavy soda saline-alkali soil [J]. China Environmental Science, 2025,45(8):4458-4469.

富铁有机肥对重度苏打盐碱地土壤有机质及细菌群落的影响

邵玟玥[1,2],于 锐[2*],赵光影[1,3,4*],吴 霞[1,2],杨文聪[1,2],袁 宁[1,2],梁梦月[1,2],罗那那[2] (1.哈尔滨师范大学地理科学学院,黑龙江 哈尔滨 150025；2.中国科学院东北地理与农业生态研究所,吉林 长春 130102；3.哈尔滨师范大学,寒区地理环境监测与空间信息服务黑龙江省重点实验室,黑龙江 哈尔滨 150025；4.黑龙江省寒区生态安全协同创新中心,黑龙江 哈尔滨 150025)

摘要：选取重度苏打盐碱地土壤,通过盆栽法培养水稻,以不施加有机肥为空白对照(CK),研究普通有机肥(M0)、1%生物炭负载纳米 Fe_3O_4(BC-Fe_3O_4NPs)添加堆制有机肥(M1)和 1%生物炭负载纳米铁粒子(BC-FeNPs)添加堆制有机肥(M2)的施加对土壤理化性质、养分有效性、酶活性及细菌群落变化的影响.结果表明:与 M0 相比,M2 处理可溶性盐含量显著降低 23.31% (P<0.05).与 M0 相比,施加富铁有机肥增加了苏打盐碱地土壤总有机碳含量,增幅达 4.95%.与 M0 相比,施加 M2 使铁结合态有机碳(Fe-OC)含量显著提升 66.92%.与 CK 相比,有机肥使土壤速效钾、速效磷含量分别增加 262.51%~521.28%、222.99%~311.85%.与 M0 相比,M2 处理能显著提升土壤蔗糖酶、过氧化氢酶和碱性磷酸酶活性,并能显著提高土壤细菌群落的丰富度和多样性,显著提高土壤中变形菌门、拟杆菌门和放线菌门的相对丰度.上述细菌菌门的相对丰度与盐碱土速效养分含量呈正相关.因此,1%BC-FeNPs 堆制的有机肥能够显著降低土壤可溶性盐含量,通过促进 Fe-OC 形成从而显著提高总有机碳含量,提高细菌群落丰富度和多样性,有利于重度苏打盐碱地土壤培肥.

关键词：富铁有机肥；铁结合态有机碳；土壤有机质；苏打盐碱地改良

中图分类号：X53,X712,S158.5 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)08-4458-12

Effect of iron-rich organic fertilizer on soil organic matter and bacterial community in heavy soda saline-alkali soil.

SHAO Wen-yue[1,2], YU Rui[2*], ZHAO Guang-ying[1,3,4*],WU Xia[1,2], YANG Wen-cong[1,2], YUAN Ning[1,2], LIANG Meng-yue[1,2], LUO Na-na[2] (1.College of Geographic Science, Harbin Normal University, Harbin 150025, China；2.Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, China；3.Heilongjiang Province Key Laboratory of Geographical Environment Monitoring and Spatial Information Service in Cold Regions, Harbin Normal University, Harbin 150025, China；4.Heilongjiang Province Collaborative Innovation Center of Cold Region Ecological Safety, Harbin 150025, China). *China Environmental Science*, 2025,45(8)：4458~4469

Abstract：A heavy soda saline soil was seleeted and rice was cultivated rice by potting method without applying organic fertilizers as a blank control (CK) to study the effects of application of common organic fertilizer (M0), 1% biochar loaded nano Fe_3O_4 (BC-Fe_3O_4 NPs) added composted organic fertilizer (M1) and 1% biochar loaded iron nanoparticles (BC-FeNPs) added composted organic fertilizer (M2) on the effects of soil physicochemical properties, nutrient effectiveness, enzyme activity and bacterial community changes. The results showed that the soluble salt content was significantly reduced by 23.31% (P<0.05) in M2treatment compared with M0. Compared with M0, the application of iron-rich organic fertilizer increased the total organic carbon content of soda saline soil by 4.95%. Compared with M0, the application of M2 significantly increased the content of Fe-bound organic carbon (Fe-OC) by 66.92%. Compared with CK, organic fertilizers increased soil quick-acting potassium and quick-acting phosphorus contents by 262.51%~521.28% and 222.99%~311.85%, respectively. Compared with M0, M2 treatment significantly increased the activities of sucrase, catalase and alkaline phosphatase, as well as the abundance and diversity of soil bacterial communities, and the relative abundance of Aspergillus, Bacteroidetes and Actinobacteria in the soil. The relative abundance of the above bacterial phyla was positively correlated with the fast-acting nutrient content of saline soil. Therefore, 1% BC-FeNPs composted organic fertilizer can significantly reduce soil soluble salt content, significantly increase total organic carbon content by promoting Fe-OC formation, and increase the abundance and diversity of bacterial communities, which is conducive to the fertilization of heavy soda saline soils.

Key words：iron-rich organic fertilizer；iron-bound organic carbon；soil organic matter；soda salinity improvement

---

收稿日期：2025-01-07

基金项目：国家自然科学基金(U23A6001);吉林省自然科学基金(202110101109JC);黑龙江省自然科学基金(PL2024D008)

* 责任作者, 于锐, yurui@iga.ac.cn; 赵光影, zhaoguangying2004@126.com

松嫩平原位于东北地区中部,是世界三大苏打盐碱土集中分布区之一,具有 pH 值高、盐分含量高、容重高、渗透性低、养分有效性低“三高两低”的突出特点[1].为了提升苏打盐碱地土壤有机质含量以及速效养分,目前较为有效的改良方式是大量施用有机肥.

有机肥因可以合理利用其他产业废料、肥效全面、性价比较高等优点已被大规模大量应用于盐碱地治理过程中[2].之前已有研究表明[3-7],施用羊粪和牛粪均可以提升盐碱地土壤各类有机碳和各粒级水稳性团聚体内有机碳含量,同时可以降低盐碱土 pH 值,增加土壤有机质和有效养分,从而改善盐碱土的理化性质,增加土壤微生物群落多样性.然而,传统有机肥普遍存在分解快、长期固碳稳定性能差等问题,因此,制备固碳稳定性能强的专精特新有机肥对解决苏打盐碱地养分贫瘠的问题很有必要,更需深入研究有机肥施用后土壤中有机碳的矿物保护机制.

铁氧化物因其比表面积大、表面羟基富集和吸附能力强等特性,能够与有机碳通过吸附或共沉淀的方式形成铁结合态有机碳(Fe−OC),从而显著提高有机碳的稳定性[8].通过扫描或透射电镜也发现,C 和 Fe 在空间上高度相关,无论是碳铁的吸附配合体还是共沉淀物,都不存在碳和铁的分离相,相比于土壤碳的空间异质性,C−Fe 的分布是连续的,存在很强的线性相关[9-10].目前已有大量研究[11-13]表明 Fe−OC 是总有机碳(TOC)的重要组成部分.Fe 是土壤有机碳的“锈汇”,有利于土壤中有机碳的长期储存.由于 Fe 在碱性土壤中易发生水解和沉淀反应,形成更稳定的铁化合物,使其移动性和生物有效性较低,植物对 Fe 的吸收难度增加[14],需要通过施加无机肥、螯合肥和有机肥等不同类型的肥料增加土壤中有效 Fe 含量.已有学者研究发现缓释铁肥可以提高作物产量且抑制矿化碳的流失,增加土壤有机碳储量[15-16].然而,由于螯合铁肥价格昂贵,肥效较短,且会随水从土壤中流失,需重复施用,还可能导致深层土壤中铁肥浓度过高,对植物造成危害[17].目前,纳米 Fe 材料具有粒径小、比表面积大、生物相容性好、用量小等特点,纳米 Fe 粒子能显著促进种子发芽、降低农药残留,提升土壤质量[18-19],带来的负面影响也较小[20].因此,在农业生态系统中,有机肥配施纳米 Fe 材料很可能促进 Fe 在有机−无机化合物中的固定[21].然而,纳米铁材料添加畜禽粪便堆制富铁有机肥对苏打盐碱地土壤肥力的影响未见报道,对富铁有机肥影响盐碱地土壤有机碳含量、酶活性以及微生物群落变化也鲜有报道.

因此,本文以不施加有机肥为空白对照(CK),探究了施用普通有机肥(M0)、1%生物炭负载纳米 Fe_3O_4(BC−Fe_3O_4NPs)添加制备有机肥(M1)和 1%生物炭负载纳米铁粒子(BC−FeNPs)添加制备有机肥(M2)对盐碱地土壤理化性质、酶活性、细菌相对丰度、多样性和群落结构的影响.这为富铁有机肥施加影响苏打盐碱地沃土培肥机制提供了理论依据.

1　材料与方法

1.1　采样区域与供试土壤

供试土壤为重度苏打盐碱地,以 Na_2CO_3 和 $NaHCO_3$ 等为主.采样区域为吉林省大安市,属于温带大陆性季风气候,年平均气温约 4.3℃.年平均降雨量约 389.5mm,以 6~8 月降雨为主,年平均蒸发量约 1923mm.苏打盐碱荒地(0~20cm)采集重度苏打盐碱地土壤 150kg.自然风干后,过 2mm 筛,混合均匀后,保存待用.土壤基础理化性质见表 1.

表 1　供试土壤基础理化性质

Table 1　Basic physical and chemical properties of the tested soil

供试土壤	pH 值	EC(mS/cm)	可溶性盐(g/kg)	全碳(g/kg)	全氮(g/kg)	碱解氮(mg/kg)	速效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)
重度苏打盐碱土	10.32±0.20	7.26±0.08	33.31±0.58	10.78±1.15	1.83±0.35	43.06±5.23	4.61±0.23	136.25±3.24

1.2　有机肥制备方法

BC−Fe_3O_4NPs 制备方法:准确称取 12.00g 粉碎的水稻生物炭与 7.20g Fe_3O_4NPs(20nm),量取 100ml 无水乙醇加入生物炭混合样品中,搅拌均匀后超声 1h,放入 70℃的烘箱烘干后,300℃马弗炉(通氩气)煅烧 2h,研磨后保存待用.

BC−FeNPs 制备方法:准确称取 100.00g 粉碎生物炭与 150.00g $FeCl_3·6H_2O$,量取 100ml 无水乙醇放入混合样品中,搅拌均匀后超声 1h,放入 70℃烘箱烘干,研磨均匀后,放入 800℃马弗炉(通氩气)煅烧 2h,

研磨后保存待用.

有机肥堆制过程[22-23]:新鲜猪粪与粉碎的玉米秸秆按照物料 C/N 25 的比例混合,并调制堆体含水率至 65%.有机肥堆制共设 3 个处理,分别为:M0,无 BC−Fe_3O_4NPs 和 BC−FeNPs 添加;M1,添加 1%BC−Fe_3O_4NPs;M2,添加 1%BC−FeNPs.实验装置为 100LPVC 桶,分别在堆肥第 2、4、7、14、21、28 和 35 天进行人工翻堆曝气.第 50d 堆肥结束,堆肥样品自然风干与粉碎后,保存待用.不同有机肥的基本理化性质见表 2.

表 2 不同有机肥的基本理化性质

Table 2 Basic physicochemical properties of different organic fertilizers

处理	有机肥种类	pH 值	EC(mS/cm)	C(%)	N(%)	C/N
M0	普通有机肥	6.85	5.41	36.97	2.77	13.35
M1	1%BC−Fe_3O_4NPs 添加制备	6.99	4.77	37.08	2.81	13.20
M2	1%BC−FeNPs 添加制备	6.98	5.34	36.55	2.31	15.82

1.3 水稻盆栽实验

2024 年 7 月,称取 5.0kg 风干土样与 5%有机肥充分混匀,装入盆中浇足底水后,每盆种植 4 株水稻,置于温室大棚内培养.水稻品种为吉宏 6 号.实验所用花盆外径为 40cm,内径为 38cm,底径为 36cm,高度为 60cm.盆栽实验共设置 4 个处理,分别施加有机肥 M0、M1、M2,以及不施任何有机肥的空白对照 CK.盆栽实验设 3 次重复.

2024 年 9 月,水稻收获后,使用土壤取样器(直径 4cm)在水稻植株周围采集盆栽内 0−20cm 土壤.将采集后的土壤挑除植物残体后,新鲜土壤用于测定土壤酶活性和 16S rRNA,剩余部分土经过自然风干后过 2mm 筛测定土壤理化性质.

1.4 土壤理化性质和酶活性测试

土壤 pH 值测定采用玻璃电极复合甘汞电极,按照土水比 1:2.5 混合,振荡 30min 后测量.电导率(EC)采用电导率仪,以土水比 1:5(m/v)混合,振荡 30min 后测定.

总碳(TOC)和总氮(TN)采用元素分析仪(Vario MACRO,CHNOS 元素分析仪,德国 Elementar Co.)测定.可溶性有机碳(DOC)测定按照水土比 1:5 混合后振荡 4h,6000rpm 离心 30min,取上清液过 0.45μm 滤膜,采用总有机碳分析仪(TOC−LCPH,日本岛津)测定.碱解氮(AN−H)采用碱解−扩散吸收法测定.铵态氮(NH_4^+−N)和硝态氮(NO_3^-−N)测定经过 2mol/LKCl 浸提后,采用连续流动分析仪(SKALAR,SAN++,荷兰)测定.速效磷(AP)用 0.5mol/L$NaHCO_3$ 提取,紫外分光光度计(UV−2600,日本岛津)定量.速效钾(AK)用 1mol/L 乙酸铵提取,火焰光度计(FP6410,上海精科)测定.

铁结合态有机碳(Fe−OC)测定[12]:还原实验中,称取 0.500g 冻干土样与 30mL 的缓冲溶液(0.27mol/L 柠檬酸三钠和 0.11mol/L$NaHCO_3$,pH 值 7.3)混合,并置于 80℃水浴中.称取 0.50g 连二亚硫酸钠加入混合物中,80℃下水浴 15min;对照组在相同条件下以等效离子强度用 NaCl 代替柠檬酸三钠和连二亚硫酸钠提取土壤,4000r/min 离心 10min 分离溶液.残留物每次用 5mL 去离子水洗涤 5 次后冷冻干燥.最后控制实验与还原实验得到残渣有机碳含量的差值为 Fe−OC 含量.

酶活性均采用北京盒子生工科技有限公司的检测试剂盒测量.土壤蔗糖酶(SC)活性使用微板法,采用 DNS 比色法测定,其酶活性以 5g 土壤在 24h 内产生的葡萄糖毫克数表示;过氧化氢酶(CAT)活性使用微板法,采用高锰酸钾(0.1mol/L $KMnO_4$)滴定,酶活性用每 5g 土壤中消耗的高锰酸钾的毫升数(24h)表示;碱性磷酸酶(ALP)活性采用磷酸苯二钠比色法,以 24h 后土壤中释放出酚的质量(mg)表示;土壤中脲酶(UE)活性采用苯酚−次氯酸钠比色法,以 24h 后土壤中 NH_3−N 的量(mg)表示.

1.5 土壤微生物高通量测序

采集的新鲜土样−80℃保存,邮寄至上海的派森诺生物科技有限公司.使用引物 338F(5'−ACT CCT ACG GGA GGC AGC AG−3')和 806R(5'−GGA CTA CHV GGG TWT CTA AT −3')对土壤微生物细菌 16S rRNA 基因的 V3−V4 高变区进行 PCR 扩增,使用 Illumina Novaseq 进行高通量测序.

1.6 数据分析

利用 Excel 2010 和 SPSS 27.0 软件进行数据整理和统计分析,利用 Origin2024 绘制柱状图和相关性热图.采用 QIIME2(2019.4)、R 语言和 ggplot2 包计算 Alpha 多样性指数,采用 QIIME2 调用“qiime taxa barplot”命令,绘制物种组成的柱状图.采用 Canoco5 软件对土壤理化性质和细菌群落进行冗余分析(RDA).

2　结果与讨论

2.1　有机肥对土壤基础理化性质的影响

不同有机肥对苏打盐碱地土壤 pH 值、EC 和可溶性盐含量的影响结果如表 3 所示.3 种有机肥对盐碱地土壤 pH 值的影响差异均不显著(P>0.05).与 CK 处理相比,有机肥单施没有显著降低盐碱地土壤 pH 值.因此,要进一步降低重度苏打盐碱地土壤 pH 值,很可能需要有机肥配施酸性肥料以及灌排水等田间管理措施[24].与 CK 相比,M0 处理土壤 EC 值显著降低 20.73%(P<0.05).M1 和 M2 处理土壤 EC 值变化不显著,但较 CK 处理偏高,这可能是由于富铁有机肥中铁离子释放使土壤 EC 值升高[25].与 CK 相比,M0、M1、M2 处理土壤可溶性盐含量分别显著降低 60.22%、57.84%、69.49% (P<0.05).M0 和 M1 处理土壤可溶性盐差异不显著(P>0.05).与 M0 相比,M2 处理可溶性盐含量显著降低 23.31%(P<0.05).这说明 BC-FeNPs 有机肥能够显著降低重度苏打盐碱地土壤的可溶性盐含量.

表 3　不同处理土壤基础理化性质

Table 3　Basic physicochemical properties of the soil under different treatments

处理	pH 值	EC(mS/cm)	可溶性盐(g/kg)
CK	10.22±0.17a	9.83±0.17b	35.27±0.63a
M0	10.12±0.13a	0.78±0.48a	14.03±0.80b
M1	10.08±0.06a	1.09±0.04b	14.87±0.21b
M2	10.16±0.14a	1.039±0.18b	10.76±0.14c

注:平均值±标准差.小写英文字母表示不同有机肥添加的差异(P<0.05).

2.2　有机肥对土壤养分有效性的影响

图 1 为不同有机肥对苏打盐碱地土壤中 TOC、DOC、Fe-OC 含量及 Fe-OC/TOC 的影响.与 CK 相比,经 M0、M1、M2 处理土壤 TOC 含量分别显著增加 85.40%、94.57%、92.26%(P<0.05).这与前人研究结果完全一致,有机肥促进了 TOC 储存[26-27],显著提高苏打盐碱地土壤有机质含量.但是,3 种有机肥对 TOC 含量的差异并不显著(P>0.05).与 CK 相比,M0 处理 DOC 含量升高 30.40%;M1、M2 处理 DOC 含量分别降低 7.77%、5.78%.施加富铁有机肥后 DOC 含量降低,这可能是由于富铁有机肥中的铁氧化物与 DOC 发生了共沉淀,提高了有机碳的稳定性,促进了有机碳在土壤中的累积.但值得注意的是,所有处理土壤 DOC 含量不存在显著差异(P>0.05).这很可能是由于 DOC 活性大,本次在水稻收获后采样,因此,各处理 DOC 含量整体较低.在将来的研究中,可能需要加大采样频次,以深入探究富铁有机肥对土壤 DOC 变化的影响规律与机制.

与 CK 相比,M0、M1、M2 处理 Fe-OC 含量分别显著增加 83.91%、78.83%、206.98%(P<0.05),同时,M2 处理与 M0、M1 处理存在显著差异(P<0.05).Fe-OC/TOC 比值越高,表明土壤中有相对较多的有机碳与铁结合,也意味着土壤中有机碳能长期稳定固持[28].与 M0 相比,M2 处理 Fe-OC 占 TOC 的比例由 27.84%显著提升至 44.86%(P>0.05),表明 BC-FeNPs 有机肥具有较高的有机碳截获能力,有利于固存土壤有机碳,维持农业生态系统的可持续性.

针对全球土壤 Fe-OC 含量的研究表明,较低的土壤 pH 值会促进铁氧化物吸附土壤有机碳[29],但土壤碱性条件下未见相关报道.Zhang 等[30]研究发现,外源碳输入能够增加土壤矿物结合态有机碳(MAOC)含量.我们初步推测施加富铁有机肥后 Fe-OC 含量升高的可能原因:(1)富铁有机肥能够增加水中 Fe^{3+}的溶解度,有利于铁氧化物与土壤有机碳相互作用[31],形成 MAOC;(2)也可能是富铁有机肥堆制过程中纳米铁与有机质已形成了稳定的 Fe-OC,施入重度苏打盐碱地土壤后有机肥中的 Fe-OC 分解缓慢.下一步我们将利用 FTIR、STXM-NEXAFS 等技术深入探究 Fe-OC 的微观结构和化学组成,以明确 Fe-OC 含量升高的具体原因.

表 4 展示了衡量土壤肥力水平的重要指标氮磷钾含量变化.有机肥施加能提升土壤 TN 含量,但所有处理 TN 含量的差异不显著(P>0.05).这可能是由于有机肥本身含氮量较低,对土壤 TN 含量影响较小.与 CK 相比,M0、M1、M2 处理 AH-N 含量分别升高 51.25%、18.92%、5.83%,这说明有机肥能补充苏打盐碱地土壤中的有效氮.NH_4^+-N 和 NO_3^--N 作为

植物生长的主要氮形态,其浓度总和的变化可以反映土壤肥力的变化趋势[32].与 CK 相比,M0、M1、M2 处理 NH_4^+−N 含量分别显著下降 29.96%、49.91%、58.99%(P<0.05),可能是由于苏打盐碱土的 pH 值较高,使 NH_4^+−N 转化为 NH_3 挥发.与 CK 相比,M0、M1、M2 处理 NO_3^-−N 含量分别显著升高 371.07%、65.29%、256.20%,不同有机肥之间差异显著(P<0.05).穆晓国等人[33]研究发现,当土壤重金属累积指数较低时, NO_3^-−N 含量随着土壤肥力指数的上升而增加,土壤中的有机质可以提高土壤 NO_3^-−N 含量.与 CK 相比,M0、M1、M2 处理 AP 含量分别显著升高 286.49%、311.85%、222.99%,且 M2 与 M0、M1 处理存在显著差异(P<0.05).各处理 AK 含量较 CK 分别显著升高 521.28%、348.29%、262.51%,且三种处理间存在显著差异(P<0.05).富铁有机肥在氮素方面的提升效果较普通有机肥略差,可能是由于富铁有机肥养分释放较慢,因而富铁有机肥应多与其他含氮化肥混合施[34].郭军成[32]等研究也表明,化肥增施有机肥,能够显著提高 AH−N、AP 和 AK 含量,分别提高 42.3%、176.6%和 93.5%.

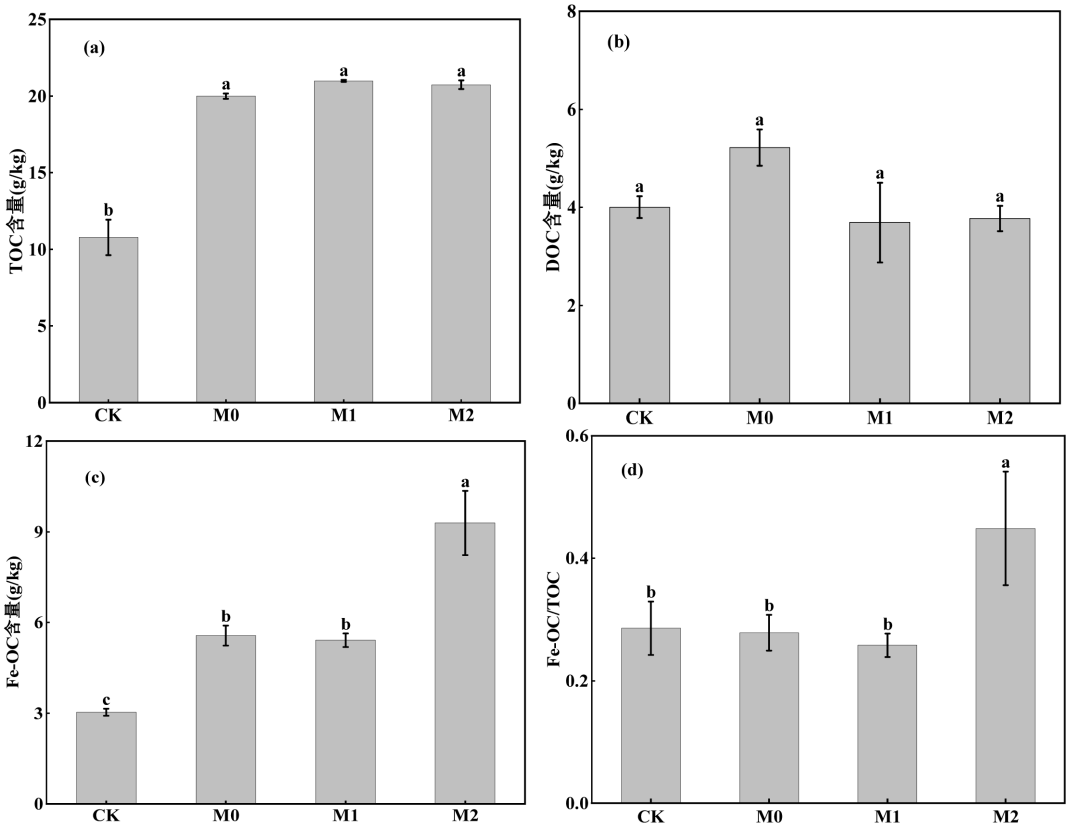


图 1 不同处理土壤 TOC(a)、DOC(b)、Fe−OC 含量(c)及 Fe−OC/TOC(d)

Fig.1 TOC(a), DOC(b), Fe−OC content(c), Fe−OC/TOC ratio(d)under different treatments

小写英文字母表示不同有机肥添加的差异(P<0.05)

表 4 不同处理对苏打盐碱地土壤养分有效性的影响

Table 4 Effects of different treatments on the availability of soil nutrients in saline−alkali land

处理	全氮(g/kg)	碱解氮(mg/kg)	铵态氮(mg/kg)	硝态氮(mg/kg)	速效磷(mg/kg)	速效钾(mg/kg)
CK	1.76±0.22a	43.06±5.23b	39.89±1.34a	2.42±0.07c	4.22±0.61c	130.45±2.11d
M0	2.33±0.16a	65.13±10.52a	27.94±2.12b	11.40±0.77a	16.31±1.46a	810.46±44.21a
M1	2.22±0.25a	51.21±7.98a	19.98±4.14c	4.00±0.57c	17.38±1.02a	584.80±15.66b
M2	2.18±0.11a	45.57±3.47b	16.36±0.59c	8.62±1.54b	13.63±0.58b	472.89±16.91c

小写英文字母表示不同有机肥添加的差异(P<0.05).

2.3 有机肥施加对苏打盐碱地土壤酶活性的影响

SC 是土壤熟化程度和肥力水平的重要指

标,CAT 能反映土壤的氧化还原能力.SC 与 CAT 活性与土壤肥力均密切相关[32].与 CK 相比,M1、M2 处理 SC 活性显著提高 68.42%、167.67% (P<0.05),且 M1、M2 处理与 M0 处理相比存在显著差异(图 2a).与 CK 相比,M1、M2 处理 CAT 活性显著提高 5.47%、14.25%(P<0.05),M0 处理 CAT 活性提高不显著(P>0.05),M1、M2 处理与 M0 处理相比存在显著差异(图 2b).这说明施加富铁有机肥能够有效提升 SC 与 CAT 活性,且施加 BC-FeNPs 效果更显著,从而提升重度苏打盐碱地土壤肥力.

ALP 是催化酶类之一,土壤中有机磷化合物的矿化都需要 ALP 的催化作用.与 CK 相比,M2 处理 ALP 活性显著提升 77.41%(P<0.05),M0 处理 ALP 活性提高不显著,M1 处理则抑制 ALP 活性(图 2c).这说明施加 BC-FeNPs 可以提升重度苏打盐碱土 ALP 活性,增加可供植物吸收利用的无机磷含量,提高土壤磷素的有效性.UE 是一种促进酰胺键断裂的水解酶,其活性大小可以反映尿素的转化能力及土壤供氮能力.与 CK 相比,M0、M1 处理 UE 活性变化不显著,M2 处理 UE 活性显著降低 22.02% (P<0.05)(图 2d).富铁有机肥抑制UE活性的可能原因是,有机肥单施在严重盐渍化条件下可能会增加电解质浓度,因而抑制脲酶活性[35].

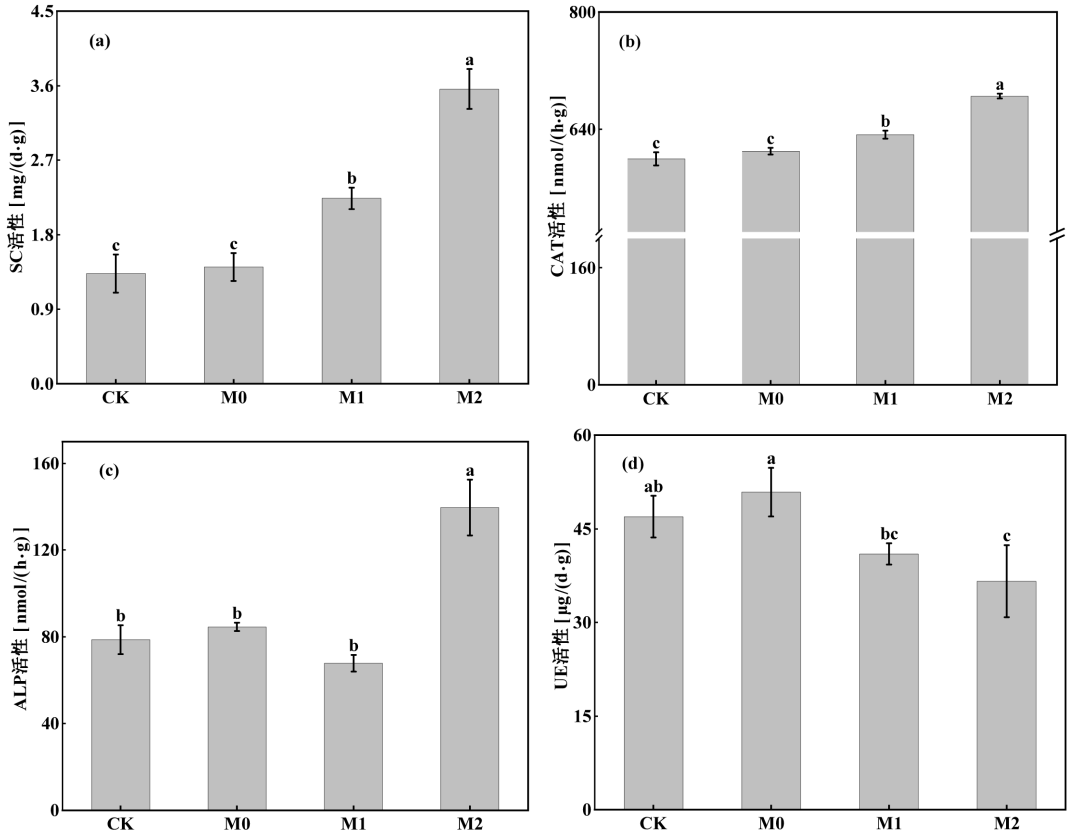


图 2　不同处理下土壤蔗糖酶活性(a)、过氧化氢酶活性(b)、碱性磷酸酶活性(c)、脲酶活性(d)

Fig.2　Soil sucrase activity (a), catalase activity (b), alkaline phosphatase activity (c), urease activity (d) under different treatments

小写英文字母表示不同有机肥添加的差异(P<0.05)

2.4　土壤酶活性与土壤理化性质的关系

图 3 为土壤酶活性与土壤理化性质、养分有效性的相关性分析结果.pH 值与 AP 含量呈显著负相关(P<0.05),可溶性盐含量与土壤 TOC、Fe-OC、TN、AP、AK 等呈显著负相关(P<0.05).这说明苏打盐碱地土壤 pH 值和可溶性盐含量下降会显著提升土壤养分有效性.Fe 与 C 的耦合作用可以促进 Fe-OC 形成[36],本研究中 TOC 与 Fe-OC 呈显著正相关(R^2=0.67,P<0.05),表明 Fe-OC 形成是促进盐碱地土壤 TOC 含量增加的重要原因.SC、CAT、ALP 活性与土壤 Fe-OC 含量呈显著正相关(P<0.05),UE 活性与土壤 NH_4^+-N 含量呈显著正相

关(P<0.05).这说明土壤酶活性与土壤养分状况密切相关.宋世霞等[37]研究也发现施用有机堆肥会显著提高土壤 UE、CAT 和 ALP 活性,与本研究结果一致.

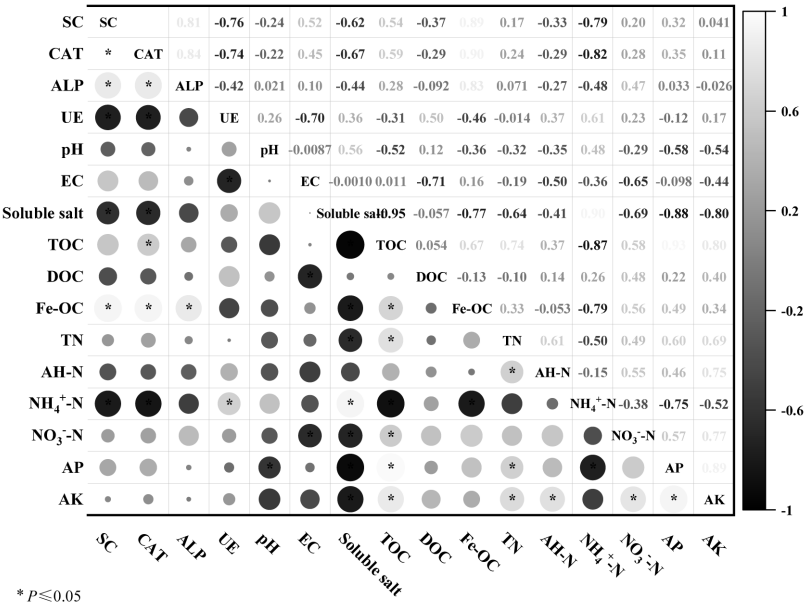


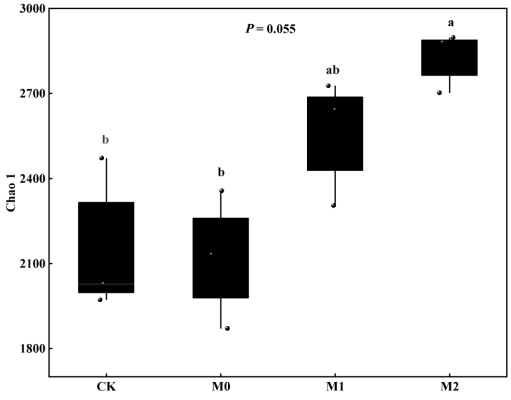
图 3 土壤酶活性与土壤基础理化性质相关性热图

Fig.3 Heat map of correlation between soil enzyme activities and basic physical and chemical properties of soil

*在 0.05 水平,相关性显著.SC:蔗糖酶,CAT:过氧化氢酶,ALP:碱性磷酸酶,UE:脲酶,Soluble salt:可溶性盐

2.5 有机肥施加对苏打盐碱地土壤细菌群落的影响

土壤微生物的 *Alpha* 多样性如图 4 所示,采用 Chao 1 指数衡量群落丰富度,Shannon 指数表征群落多样性,并以 LSD 检验法检验处理间差异显著性.在细菌群落的丰富度方面,与 CK 相比,M0 处理物种总数减少 1.74%, M2 处理显著增加 31.04%;与 M0 处理相比,M1 处理增加不显著,M2 处理显著增加 33.36%(P<0.05).在细菌群落的多样性方面,与 CK 相比,M0 处理后细菌群落多样性减少 1.61%,M1、M2 处理后细菌群落多样性分别显著增加 6.18%、7.00%;与 M0 处理相比,M1、M2 处理后细菌群落多样性分别显著增加 7.91 %、8.75%(P<0.05).



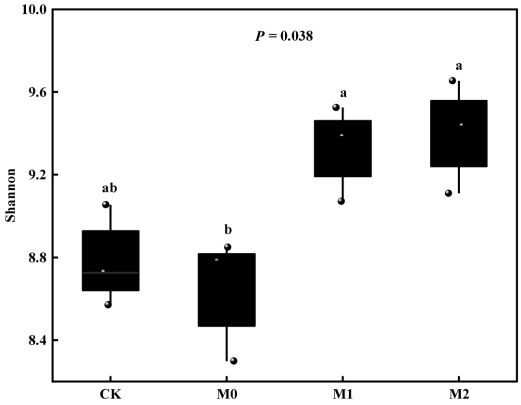


图 4 不同有机肥对土壤细菌 Alpha 多样性的影响

Fig.4 Alpha diversity of soil bacteria under different organic fertilizer applications

小写英文字母表示在不同有机肥添加条件下的差异(P<0.05)

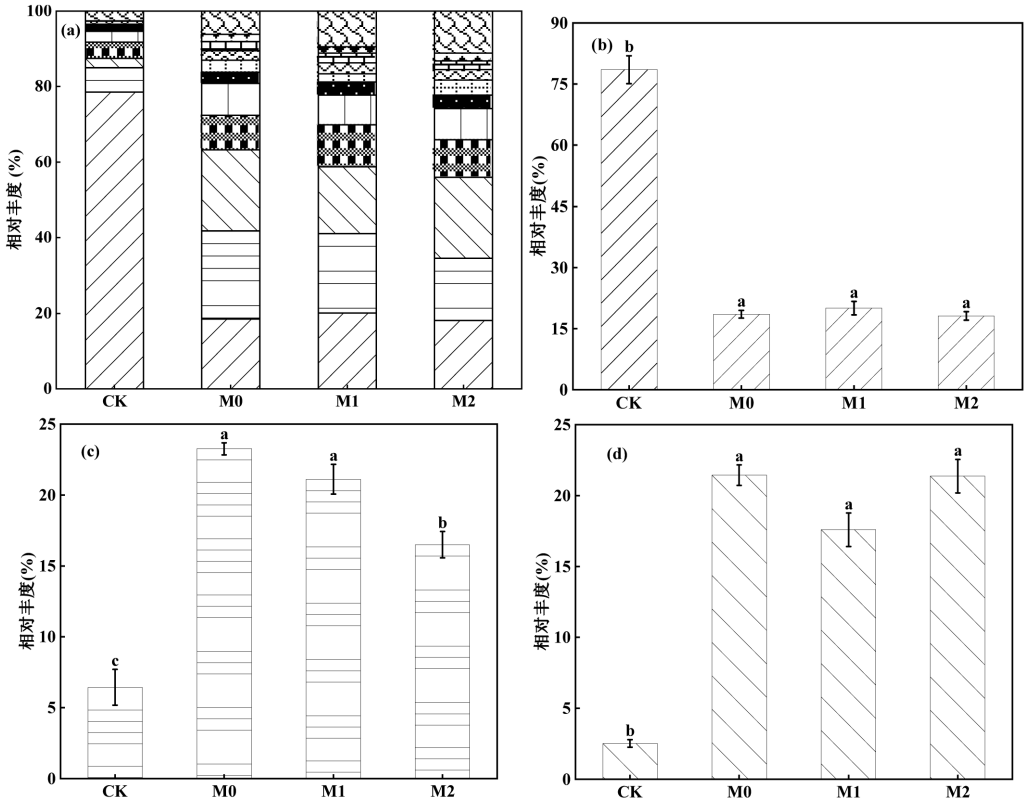
这说明施加富铁有机肥比普通有机肥更能显著提高重度苏打盐碱土土壤细菌群落的丰富度和多样性.这与 Jin[38]施用有机肥能够提高土壤微生物的群落丰富度和多样性的研究结果一致.

本研究对不同有机肥处理土壤细菌群落组成在门和属水平上进行分析.由图 5(a)可知,不同处理下重度苏打盐碱地土壤门水平前 10 的细菌菌群分别为:*Firmicutes*(厚壁菌门)(18.11%~78.53%)、

Proteobacteria(变形菌门)(6.44%~23.26%)、*Bacteroidota*(拟杆菌门)(2.53%~21.44%)、*Actinobacteriota*(放线菌门)(4.26%~11.16%)、*Chloroflexota*(绿弯菌门)(2.93%~8.40%)、*Gemmatimonadota*(芽单胞菌门)(1.77%~3.58%)、*Deinococcota*(奇异球菌门)(0.05%~3.93%)、*Myxococcota*(粘菌门)(0.80%~2.84%)、*Spirochaetota*(螺旋体门)(0.01%~2.57%)、*Verrucomicrobiota*(疣微菌门)(0.1%~2.05%).

由图 5(b)可知,与 CK 相比,施加有机肥后,苏打盐碱土中厚壁菌门的相对丰度显著降低,由图 5(c−e)可知,与 CK 相比,施加有机肥后,变形菌门、拟杆菌门、放线菌门的相对丰度显著升高(P<0.05).与 CK 相比,厚壁菌门相对丰度在施用有机肥后分别显著低 76.42%、74.48%、76.93%.与 CK 相比,变形菌门相对丰度在施用有机肥后分别显著升高 261.37%、228.04%、156.25%,且 M2 处理与 M0、M1 处理有显著差异(P<0.05).变形菌门主要通过参与碳氮循环,促进速效养分的释放和转化,其丰度的增加通常与土壤有机质含量和微生物活性提高有关[39].与 CK 相比,拟杆菌门相对丰度在施用有机肥后分别显著升高 746.54%、594.69%、743.55% (P<0.05).拟杆菌门能够分解多糖类物质,释放速效养分,并在有机质分解和矿化过程中起关键作用.施用有机肥后拟杆菌门的相对丰度显著提高,这可能与有机肥提供了丰富的碳源有关.与 CK 相比,放线菌门相对丰度在施用有机肥后分别显著升高 115.87%、162.08%、134.18%(P<0.05).放线菌门参与土壤有机质分解,参与土壤团聚作用,增加土壤稳定性和保水性,同时其代谢产物还可促进植物生长发育.这表明施加有机肥能够使有益于土壤养分转化的有益菌门数量增加,从而更有助于土壤肥力的提升.

由图 6(a)可知,不同处理下重度苏打盐碱地土壤属水平前 10 的细菌菌群分别为:*Bacillus*(芽孢杆菌属)(0.74%~30.57%)、*Lentimicrobium*(气微菌属)(0.78%~4.29%)、*Truepera*(隐秘杆菌属)(0.04%~3.93%)、*Luteimonas*(藤黄单细胞菌属)(0.01%~5.23%)、*Anaerosporobacter*(梭状芽孢杆菌属)(0.01%~8.10%)、*S0134_terrestrial_group*(S0134 沙质土微菌属)(0.67%~2.52%)、*JG30−KF−CM45* (0.44%~3.07%)、*Bacteroidetes_vadinHA17* (vadin HA17 杆菌属)(0.01%~3.37%)、*Pseudomonas*(假单胞菌属)(0.36%~3.61%)、*Ruminiclostridium*(瘤胃梭菌属)(0.98%~3.34%).



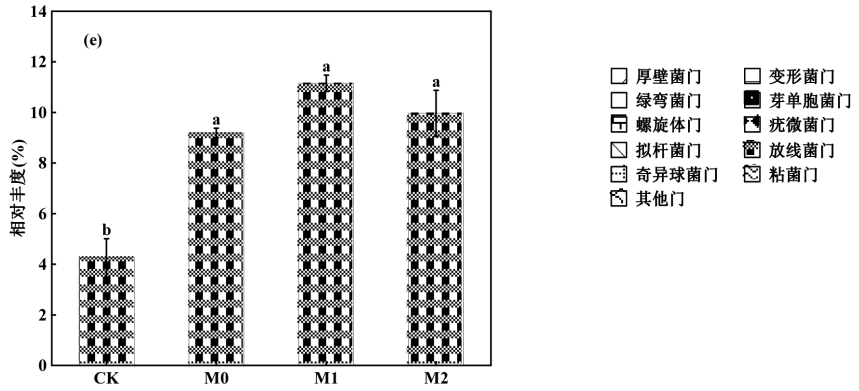


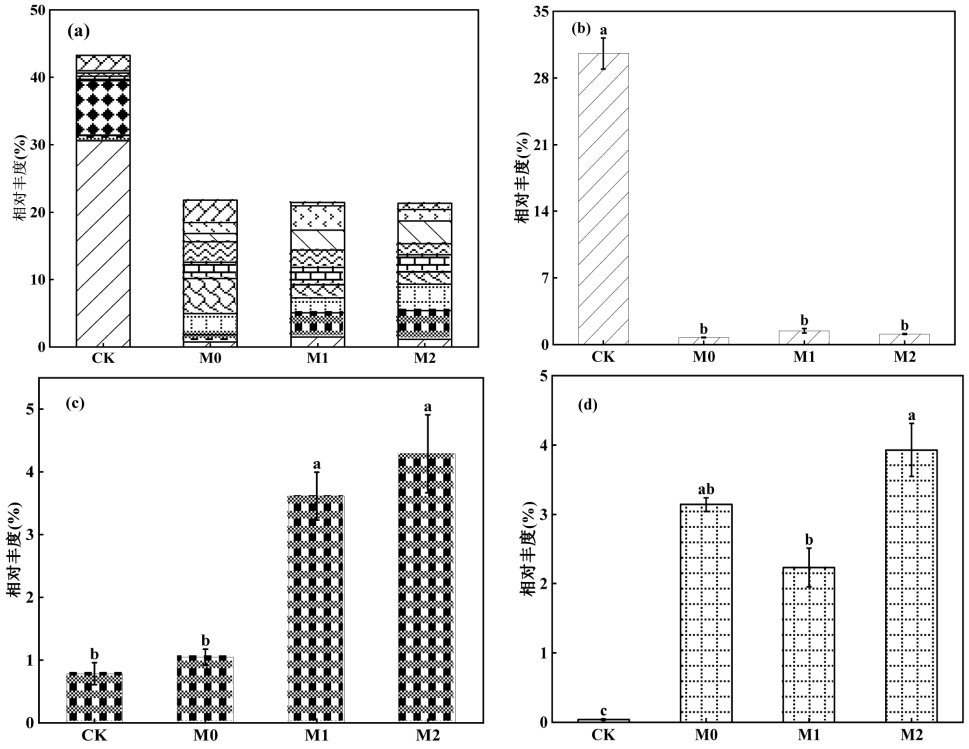
图 5 不同处理下重度苏打盐碱地土壤门水平前 10 的细菌菌群相对丰度(a)及厚壁菌门(b)、变形菌门(c)、拟杆菌门(d)、放线菌门(e)相对丰度

Fig.5 Relative abundance of the top 10bacterial flora at the soil phylum level of heavy soda salinity under different treatments (a) and relative abundance of the phyla of Thick-walled Bacteria (b), Ascomycetes (c), Anaplasma (d), and Actinomycetes (e)

小写英文字母表示在不同有机肥添加条件下的差异(P<0.05)

由图 6(b)可知,与 CK 相比,施加有机肥后,重度苏打盐碱土中芽孢杆菌属的相对丰度显著降低,由图 6(c-e)可知,与 CK 相比,施加有机肥后,气微菌属、隐秘杆菌属、藤黄单细胞菌属的相对丰度显著升高(P<0.05).芽孢杆菌属属于厚壁菌门,气微菌属、隐秘杆菌属、藤黄单细胞菌属均属于放线菌门.

与 CK 相比,芽孢杆菌属相对丰度在施用有机肥后分别显著降低 97.58%、95.29%、96.35%.与 CK 相比,气微菌属相对丰度在施用有机肥后分别显著升高 33.63%、360.88%、446.89%,且施加富铁有机肥与 M0 处理有显著差异.与 CK 相比,隐秘杆菌属相对丰度在施用有机肥后分别显著升高 83.29%、58.86%、104.40%,且 M1 与 M2 处理有显著差异.藤黄单细胞菌属属于变形菌门,参与氮循环,与 CK 相比,施加有机肥后,其相对丰度显著增加且在施加富铁有机肥与 M0 处理间有显著差异(P<0.05).这表明施加有机肥能够显著提高重度苏打盐碱土土壤中气微菌属、隐秘杆菌属、藤黄单细胞菌属的相对丰度,一定程度上降低芽孢杆菌属的相对丰度.



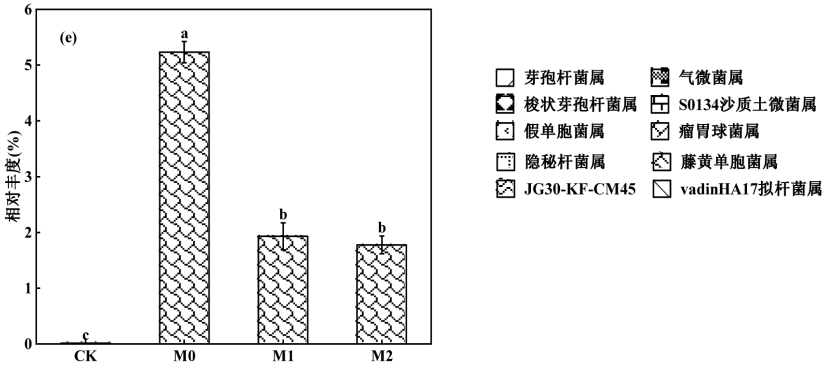


图 6　不同处理下重度苏打盐碱地土壤属水平前 10 的细菌菌群相对丰度(a)及芽孢杆菌属(b)、气微菌属(c)、隐秘杆菌属(d)、藤黄单胞菌属(e)相对丰度

Fig.6　Relative abundance of the top 10 bacterial flora at genus level (a) and relative abundance of *Bacillus* spp. (b), *Aeromicrobium* spp. (c), *Cryptobacterium* spp. (d), and *Garcinia monocytogenes* spp. (e) in heavy soda saline soils under different treatments

小写英文字母表示在不同有机肥添加条件下的差异(P<0.05)

2.6　土壤细菌群落结构与土壤理化性质的关系

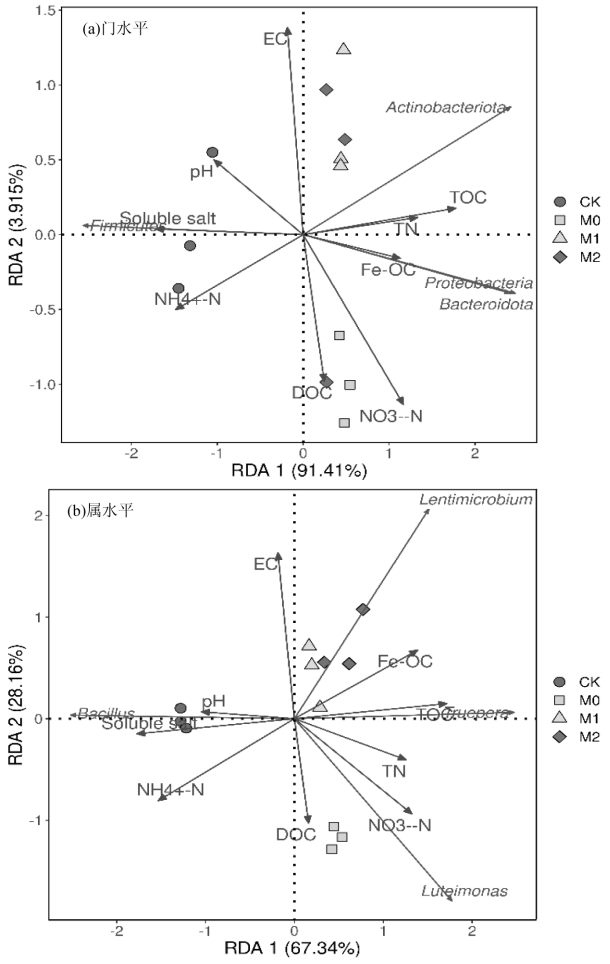


图 7　门水平和属水平上土壤细菌群落与土壤理化性质的 RDA 分析

Fig.7　RDA analysis of soil bacterial communities and soil physicochemical properties at phylum level and genus level

图 7 为在门水平和属水平上对苏打盐碱土土壤细菌群落与土壤部分理化性质做冗余分析(RDA)的结果.图 7(a)表明门水平上细菌群落与土壤理化性质冗余分析的第一和第二主成分轴分别解释了 91.41%和 3.915%的变异.图 7(b)表明属水平上细菌群落与土壤理化性质冗余分析的第一和第二主成分轴分别解释了 67.34%和 28.16%的变异.分析表明,厚壁菌门与 TOC、TN、Fe−OC 含量呈显著负相关,与 pH 值、可溶性盐含量呈显著正相关(P<0.05);变形菌门、拟杆菌门与 TOC、Fe−OC、 TN 含量呈显著正相关,与 pH 值、可溶性盐含量呈显著负相关(P<0.05).芽孢杆菌属与 pH 值、可溶性盐含量呈显著正相关,与 TOC、Fe−OC、TN 含量呈显著负相关,隐秘杆菌属与 TOC 含量呈显著正相关(P<0.05).本研究结果说明有机肥施加不仅能够促进土壤养分提高,也能够促进优势细菌的生长繁殖,也表明土壤理化性质能够直接影响土壤微生物群落结构[40].

变形菌门和拟杆菌门多为富营养细菌,当土壤中的有机质含量高时,其相对丰度会增加,因此两者的相对丰度与土壤速效养分和有机质含量呈正相关[41].本研究中施加有机肥后,变形菌门和拟杆菌门丰度显著提升,说明施加有机肥对重度苏打盐碱地土壤肥力的改善效果显著,土壤中细菌也能够活化土壤养分、提高土壤肥力.

3　结论

3.1　1%BC−FeNPs 制备有机肥能够显著降低重度苏打盐碱地土壤 23.31%的可溶性盐含量.

3.2　1%BC−FeNPs 制备有机肥能够通过促进

Fe−OC 形成提高土壤总有机碳含量,Fe−OC/TOC 由 27.84%显著提升至 44.86%.

3.3 1%BC−FeNPs 制备有机肥能够提升土壤酶活性,提高细菌群落丰富度和多样性.

参考文献:

[1] 王思宇.不同有机物料添加对松嫩平原西部盐碱土壤的改良效果 [D]. 哈尔滨:哈尔滨师范大学, 2023.
Wang S Y. Amelioration effects of different organic matter additions on saline soils in western Songnen Plain [D]. Harbin: Harbin Normal University, 2023.

[2] 肖雅寅,蒲子天,张瑞芳,等.不同有机物料对盐碱地改良效果的研究进展 [J]. 中国土壤与肥料, 2024,(3):229−239
Xiao Y Y, Pu Z T, Zhang R F, et al. Research progress on the improvement effects of different organic materials on saline soils [J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2024,(3):229−239.

[3] 韩雨航,马玉涛,苑佰飞,等.粪肥对苏打盐碱地土壤有机碳组分特征的影响 [J]. 福建农业学报, 2022,37(3):390−397.
Han Y H, Ma Y T, Yuan B F, et al. Effect of manure fertilization on soda saline-alkali soil in Western Jilin Province [J]. Fujian Journal of Agricultural Sciences, 2022,37(3):390−397.

[4] Ai F, He L W, Li Q, et al. Vermicompost combined with soil conditioner improves the ecosystem multifunctionality in saline-alkali land [J]. WATER, 2023,15(17):110.3390/w15173075.

[5] Jiang Z W, Zhang P F, Wu Y F, et al. Long-term surface composts application enhances saline-alkali soil carbon sequestration and increases bacterial community stability and complexity [J]. Environmental Research, 2024,240.

[6] 蒋小曈,黄立华,刘伯顺,等.长期不同施肥措施对盐碱地稻田土壤微生物数量和群落结构的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2024,43(8):1786−1795.
Jiang X T, Huang L H, Liu B S, et al. Effects of long-term fertilization on soil microbial quantity and community structure in saline-sodic paddy fields [J]. Journal of Agro Environment Science, 2024,43(8):1786−1795.

[7] Yu D, Miao Q, Shi H, et al. Effects of combined application of organic and inorganic fertilizers on physical and chemical properties in saline–alkali soil [J]. Agronomy, 2024,14(10):2236.

[8] Longman J, Faust J C, Bryce C, et al. Organic carbon burial with reactive iron across global environments [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2022,36(11):10.1029/2022GB007447.

[9] Jeewani P H, Gunina A, Tao L, et al. Rusty sink of rhizodeposits and associated keystone microbiomes [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2020,147:10.1016/j.soibio.2020.107840.

[10] Patzner M S, Mueller C W, Malusova M, et al. Iron mineral dissolution releases iron and associated organic carbon during permafrost thaw [J]. Nature Communications, 2020,11:10.1038/s41467−020−20102−6.

[11] Filipek-Mazur B, Tabak M, Koncewicz-Baran M, et al. Mineral fertilizers with iron influence spring rape, maize and soil properties [J]. Archives of Agronomy and Soil Science, 2019,65(11):1575−1585.

[12] Lalonde K, Mucci A, Ouellet A, et al. Preservation of organic matter in sediments promoted by iron [J]. Nature, 2012,483(7388):198−200.

[13] Wan D, Ye T, Lu Y, et al. Iron oxides selectively stabilize plant-derived polysaccharides and aliphatic compounds in agricultural soils [J]. European Journal of Soil Science, 2019,70(6):1153−1163.

[14] 王 俊,张淑华,李广鑫,等.不同铁肥及施用方式对小麦镉积累的影响研究 [J]. 中国土壤与肥料, 2024,(12):185−196.
Wang J, Zhang S H, Pei Q, et al. Effects of different iron fertilizer and application methods on cadmium accumulation in wheat [J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2024,(12):185−196.

[15] Effect of slow-release iron fertilizer on iron-deficiency chlorosis, yield and quality of Lilium davidii var. unicolor in a two-year field experiment [J]. Sciences in Cold and Arid Regions, 2018,10(5):421−427.

[16] Galgo S J C, Estrada L J B, Park S Y, et al. Iron fertilization and soil carbon sequestration in rice paddies [J]. Biogeochemistry, 2024,167(11):1437−1452.

[17] Shirsat S, Suthindhiran K. Iron oxide nanoparticles as iron micronutrient fertilizer-Opportunities and limitations [J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2024,187(5):565−588.

[18] Ghrair A M, Ingwersen J, Streck T. Immobilization of heavy metals in soils amended by nanoparticulate zeolitic tuff: Sorption-desorption of cadmium [J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2010,173(6):852−860.

[19] El-Temsah Y S, Oughton D H, Joner E J. Effects of nano-sized zero-valent iron on DDT degradation and residual toxicity in soil: a column experiment [J]. Plant and Soil, 2013,368(1/2):189−200.

[20] Rui M, Ma C, Hao Y, et al. Iron oxide nanoparticles as a potential iron fertilizer for peanut (*Arachis hypogaea*) [J]. Frontiers in Plant Science, 2016,7815:10.3389/fpls.2016.00815.

[21] Liu H J, Yang L, Guo J, et al. Contrasting effects of nitrogen and organic fertilizers on iron dynamics in soil after 38-year fertilization practice [J]. Agronomy-Basel, 2023,13(2):10.3390/agronomy13020371.

[22] Yuan N, Wang K, Liang M Y, et al. Exploring the influence of biochar-supported nano-iron oxide on phosphorus speciation transformation and bacterial community structure in aerobic pig manure composting processes [J]. Microorganisms, 2024,12(12).

[23] Yuan N, Wang K, Zhou J, et al. Biochar-supported Fe_3O_4 nanoparticles affects bacterial community diversity and phosphorus speciation transformation during pig manure aerobic composting by generating hydroxyl radicals and hydrogen peroxide [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2025,13(2):115364.

[24] 郭丽琢,陈文涛,高玉红,等.不同改良剂对土壤盐渍化特性及燕麦生物排盐作用的影响 [J]. 麦类作物学报, 2024,44(12):1619−1629.
Guo L Z, Chen W T, Gao Y H, et al. Effects of amendments on soil salinization characteristics and biological salt removal of oat [J]. Journal of Triticeae Crops, 2024,44(12):1619−1629.

[25] Seilsepour M, Moharami S. Effect of Nitrogen and Municipal solid waste compost on the physicochemical properties of a calcareous soil under wheat cultivation [J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2025,56(5):701−712.

[26] Chen M M, Zhang Y L, Gao C W, et al. Mineral-microbial interactions in nine-year organic fertilization field experiment: a mechanism for

carbon storage in saline-alkaline paddy soil [J]. Plant and Soil, 2023,489(1/2):465−481.

[27] Wen Y, Zang H D, Ma Q X, et al. Is the 'enzyme latch' or 'iron gate' the key to protecting soil organic carbon in peatlands? [J]. Geoderma, 2019,349:107−13.

[28] 段　勋,李　哲,刘　淼,等.铁介导的土壤有机碳固持和矿化研究进展 [J]. 地球科学进展, 2022,37(2):202−211.
Duan X, Li Z, Liu M, et al. Progress of the iron-mediated soil organic carbon preservation and mineralization [J]. Advances in Earth Science, 2022,37(2):202−211.

[29] Ye C L, Huang W J, Hall S J, et al. Association of organic carbon with reactive iron oxides driven by soil pH at the global scale [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2022,36(1).

[30] Zhang F, Chen X, Yao S, et al. Responses of soil mineral-associated and particulate organic carbon to carbon input: A meta-analysis [J]. Science of the Total Environment, 2022,829:154626.

[31] Li Q, Li L F, Du H H, et al. Soil conditioners promote the formation of Fe-bound organic carbon and its stability [J]. Journal of Environmental Management, 2024,349:10.1016/j.jenvman.2023.119480.

[32] 郭军成,王明国,耿　荣,等.秸秆还田和有机肥对宁夏银北盐碱地改良效果研究 [J]. 中国农学通报, 2024,40(24):73−78.
Guo J C, Wang M G, Geng R, et al. Effect of straw returning and organic fertilizer measures on remediation of soil in Ningxia saline-alkali land [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2024,40(24): 73−78.

[33] 穆晓国,王翰霖,李海俊,等.连作对土壤质量及硝态氮含量、菜心产量和品质的级联影响 [J]. 中国生态农业学报(中英文), 2024,32(11): 1869−1881.
Mu X G, Wang H L, Li H J, et al. Cascade effects of continuous cropping on soil quality, nitrate nitrogen content, yield and quality of choy sum [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture 2024,32(11):1869−1881.

[34] 何苏南,陈环宇,郁　凯,等.有机无机肥配施对江苏滨海盐碱土农田生产力和碳库的影响 [J]. 南京农业大学学报, 2024,47(2):274−283.
He S N, Chen H Y, Yu K, et al. Effects of combined application of organic with inorganic fertilizers on farmland productivity and carbon poolin saline alkali soil of Jiangsu Province [J]. Journal of Nanjing Agricultural University, 2024,47(2):274−283.

[35] Wang X, Yan B, Shutes B, et al. Dynamics and microbial characteristics of nitrogen and carbon in saline-alkali paddy soil under different fertilization [J]. Watershed Ecology and the Environment, 2024,6:95−104.

[36] 赵　娇,谢慧君,张　建.黄河三角洲盐碱土根际微环境的微生物多样性及理化性质分析 [J]. 环境科学, 2020,41(3):1449−1455.
Zhao J, Xie H J, Zhang J. Microbial diversity and physicochemical properties of rhizosphere microenvironment in saline-alkali soils of the yellow river delta [J]. Environmental Science, 2020,41(3):1449−1455.

[37] 宋世霞,刘　瑞,徐福才,等.有机堆肥对辣椒连作土壤化学性状及酶活性的影响 [J]. 中国土壤与肥料, 2024,(10):9−15.
Song S X, Liu R, Xu F C, et al. Effects of organic composting on the chemical properties and enzyme activities of chili pepper continuous cropping soil [J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2024,(10):9−15.

[38] Jin L, Jin N, Wang S Y, et al. Changes in the microbial structure of the root soil and the yield of Chinese baby cabbage by chemical fertilizer reduction with bio-organic fertilizer application [J]. Microbiology Spectrum, 2022,10(6).

[39] Hou L, Zhou Q, Wu Q, et al. Spatiotemporal changes in bacterial community and microbial activity in a full-scale drinking water treatment plant [J]. Science of the Total Environment, 2018,625: 449−459.

[40] 连文慧,董　雷,李文均.土壤环境下的根际微生物和植物互作关系研究进展 [J]. 微生物学杂志, 2021,41(4):74−83.
Lian W H, Dong L, Li W J. Advances in rhizosphere microorganism and plant interaction in soil environment [J]. Journal of Microbiology, 2021,41(4):74−83.

[41] Li X N, Yao S, Bian Y R, et al. The combination of biochar and plant roots improves soil bacterial adaptation to PAH stress: Insights from soil enzymes, microbiome, and metabolome [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020,400.

作者简介：邵玟玥(2001−),女,黑龙江大庆人,硕士研究生,主要从事资源与环境保护工作.sh1953594466@163.cm.