

殷其璐, 单文龙, 李睿, 牛佳慧, 丁武泉, 刘新敏. 不同改良材料对黄壤阳离子交换量的协同调控及贡献[J]. 土壤学报, 2026,

YIN Qilu, SHAN Wenlong, LI Rui, NIU Jiahui, DING Wuquan, LIU Xinmin. Synergistic Regulation and Contribution of Different Amendment Materials to Cation Exchange Capacity of Yellow Soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

不同改良材料对黄壤阳离子交换量的协同调控及贡献*

殷其璐¹, 单文龙¹, 李睿¹, 牛佳慧¹, 丁武泉², 刘新敏^{1†}

(1. 西南大学资源环境学院, 界面过程与土壤健康重庆市重点实验室, 重庆 400715; 2. 重庆文理学院化学与环境工程学院, 重庆 402160)

摘要: 土壤阳离子交换量 (CEC) 是评价土壤肥力与缓冲性能的核心指标, 准确评估土壤 CEC 对土壤改良具有重要意义。以黄壤为研究对象, 主要采用矿物质和电解质材料, 并结合有机材料进行室内培养实验, 利用离子选择电极法测定了不同 pH 条件下的黄壤 CEC, 探究改良材料对黄壤 CEC 的影响及贡献机制。结果表明: (1) 改良材料通过提升黄壤 pH 影响 CEC, 且 CEC 随 pH 升高而增大, 例如培养 75 d 时, pH 增加了 0.38~1.27 个单位, 增幅达 6.35%~21.24%, 在培养实际 pH 下 CEC 提高了 4.59~13.55 cmol·kg⁻¹, 增幅达 35.56%~105.00%; (2) 不同类型材料对黄壤 pH、CEC 具有显著的协同提升效果, 在 pH7 条件下, 培养 75 d 的矿物质+有机质 (DB3CH) 材料处理的 CEC 较单一矿物质 (D 和 B1) 材料处理分别提高了 49.57% 和 35.01%, 电解质+有机质 (KCa3H) 材料处理的 CEC 较单一电解质材料处理 (K 和 Ca1) 分别提高了 19.27% 和 10.37%; (3) 低 pH 范围内, 土壤颗粒对 pH 变化的响应更敏感, 多数处理组在 pH4~7 区间的 CEC 提升较高, 在高 pH 段 CEC 提升减缓; (4) 改良材料对黄壤 CEC 的直接贡献占据主导 (72.98%~90.60%), 而通过提升 pH 的间接贡献相对较低 (9.40%~27.02%)。有机质材料、电解质材料和矿物质材料分别通过官能团解离、优化吸附环境、增加永久电荷/比表面积提升黄壤 CEC。本研究结果可为酸性土壤改良和肥力提升提供理论依据与实践经验, 未来可进一步结合田间长期定位试验, 验证实际环境条件下不同改良材料的可持续性生态效应的协同贡献, 推动黄壤耕地质量定向培育与农业绿色发展。

关键词: 阳离子交换量; 离子选择性电极法; 酸性土壤; 表面电荷; 改良剂

中图分类号: S153.3

文献标志码: A

Synergistic Regulation and Contribution of Different Amendment Materials to Cation Exchange Capacity of Yellow Soil

YIN Qilu¹, SHAN Wenlong¹, LI Rui¹, NIU Jiahui¹, DING Wuquan², LIU Xinmin^{1†}

(1. Chongqing Key Laboratory of Interface Processes and Soil Health, College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China; 2. College of Chemistry and Environmental Engineering, Chongqing University of Arts and

*国家重点研发计划项目 (2023YFD1900300) 和重庆市自然科学基金项目 (CSTB2025NSCQ-LZX0021, 2024NSCQ-LZX0152) 共同资助 Supported by the National Key R&D Program of China (No. 2023YFD1900300), the Natural Science Foundation Project of Chongqing, China (Nos. CSTB2025NSCQ-LZX0021 and 2024NSCQ-LZX0152)

†通讯作者 Corresponding author, E-mail: lucimir@163.com

作者简介: 殷其璐 (2001—), 女, 云南曲靖人, 硕士研究生, 主要从事土壤化学方面的研究。E-mail: 1434105058@qq.com

收稿日期: 2025-12-31; 收到修改稿日期: 2026-06-02; 网络首发日期 (www.cnki.net):

Abstract: 【Objective】 Yellow soils are an important agricultural resource in China. However, the productivity of the yellow soil has been significantly altered by both climate change and anthropogenic activities. Thus, to improve the understanding of the response mechanisms of yellow soil to these changes, this study systematically evaluates the effects of mineral and electrolyte materials combined with organic matter on soil cation exchange capacity (CEC) under different pH conditions. 【Methods】 A soil incubation experiment was conducted using yellow soil with 14 treatment groups: (1) CK (no amendment); (2) D (dolomite, $6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (3) B1 (sodium-based bentonite, $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (4) DB1 (dolomite $6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + sodium-based bentonite $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (5) DB2 (dolomite $6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + sodium-based bentonite $4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (6) DB3 (dolomite $6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + sodium-based bentonite $6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (7) DB3C (dolomite $6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + sodium-based bentonite $6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + carboxymethyl cellulose $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (8) DB3CH (dolomite $6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + sodium-based bentonite $6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + carboxymethyl cellulose $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + potassium humate $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (9) K (potassium nitrate, $0.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (10) Ca1 (calcium phosphate, $0.33 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (11) KCa1 (potassium nitrate $0.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + calcium phosphate $0.33 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (12) KCa2 (potassium nitrate $0.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + calcium phosphate $0.66 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (13) KCa3 (potassium nitrate $0.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + calcium phosphate $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$); (14) KCa3H (potassium nitrate $0.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + calcium phosphate $1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ + potassium humate $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$). The CEC under actual soil pH and varying pH conditions was determined using the ion-selective electrode method. 【Result】 The results indicated that (1) the amendment materials affected CEC by increasing soil pH. For instance, at the 75th day of incubation, the soil pH increased by 0.38-1.27 pH units, with an enhancement range of 6.35%-21.24%; the CEC increased by $4.59\text{-}13.55 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$, with an enhancement range of 35.56%-105.00%. (2) Different types of ameliorants exerted a significant synergistic effect on increasing the pH and CEC of yellow soils. For example, at pH 7.0, the CEC of the soil treated with mineral + organic matter (DB3CH) was 49.57% and 35.01% higher than that of the soil treated with single minerals (D and B1), respectively, after 75 days of incubation; while the CEC of the soil treated with electrolyte + organic matter (KCa3H) was 19.27% and 10.37% higher than that of the soil treated with single electrolytes (K and Ca1), respectively. (3) Soil particles were more sensitive to pH changes in the low pH range. The CEC of most treatments showed a substantial increase in the pH intervals of 4.0-7.0, whereas the CEC increment slowed down in the high pH range. (4) The direct contribution of amended materials to the CEC of yellow soil is dominant (72.98%-90.60%), while the indirect contribution through increasing pH is relatively low (9.40%-27.02%). 【Conclusion】 Organic materials directly provide negative charges through the dissociation of functional groups; inorganic electrolyte materials optimize the adsorption environment by supplying base cations; while mineral materials increase the CEC via their high permanent charge, large specific surface area, and pH-elevating effect. The findings of this study can provide a theoretical basis and practical experience for the amelioration of acidic soils and the improvement of soil fertility. Future research could further combine long-term field *in-situ* experiments to verify the synergistic contributions of different ameliorative measures to sustainability and ecological effects under actual environmental conditions. This can promote the directional improvement of cultivated yellow soil quality and the green development of agriculture.

Key words: Cation exchange capacity; Ion-selective electrode method; Acidic soils; Surface charge; Soil amendment

土壤阳离子交换量 (CEC) 是土壤胶体吸附所有可交换的阳离子之和, 是评价土壤肥力和土壤缓冲性能的重要指标之一^[1-2]。同时, 作为土壤化学性质的关键参数, 土壤 CEC 在维持土壤肥力、保障植物养分供应以及调节土壤酸碱平衡方面发挥关键作用^[3]。在农业生产实践中, 土壤 CEC 也是评估土壤肥力和作物产量的重要参数。通过科学施肥策略, 例如, 增施有机肥、精准调整化肥用量及配比等具体措施, 能够有效提升土壤 CEC, 改善土壤养分状况。因此, 土壤 CEC 的准确评估具有重要的理论与实践意义, 不仅为土壤改良和合理施肥提供科学依据^[4-5], 更对土壤环境质量和土壤生态系统保护具有关键指导作用^[6]。

土壤 CEC 评估的传统方法, 如乙酸铵交换法、乙酸钙交换法等, 仅能在固定 pH 条件进行测定^[7]。然而, 田间土壤实际 pH 通常不在 CEC 测定的 pH 范围, 从而导致测定结果不能真实反映实际条件下的土壤 CEC。例如, 酸性黄壤的田间实际 pH 低于 7, pH 调节会使酸性黄壤的 CEC 测定结果高于田间真实值^[8-9], 制约了对黄壤 CEC 的精准评估。近年来, 研究者建立了任意 pH 条件土壤 CEC 的评估方法^[10], 实现了不同 pH 环境下 CEC 的准确评估, 弥补了传统方法仅能测定固定 pH 条件下土壤 CEC 的局限。

目前, 土壤酸化问题日益凸显, 利用改良材料改善土壤酸化、提升土壤 CEC 成为有效途径之一。黄壤中氢离子 (H^+) 浓度较高, 会大量占据土壤胶体吸附位点, 导致土壤负电荷数量减少, 进而使 CEC 降低, 保肥供肥能力下降^[11]。不同类型改良材料可通过调控黄壤电化学性质与颗粒间作用力, 最终实现 CEC 的提升^[12]。层状硅酸盐矿物通过同晶替代产生的永久性负电荷和巨大比表面积提升土壤 CEC^[13]。碳酸盐类矿物解离的 CO_3^{2-} 消耗游离 H^+ , 从而激活土壤固有胶体的可变负电荷, 间接提升土壤 CEC。有机材料富含腐殖质, 含有羧基、羟基等官能团可提供大量负电荷吸附位点, 直接增加土壤负电荷数量而提升土壤 CEC^[14]。合理施用含氮、磷、钾、钙等元素的无机肥, 能通过补充土壤盐基离子、调节土壤酸碱度或可变电荷位点, 进而影响土壤 CEC^[15]。

本研究旨在探究改良材料对黄壤 CEC 的影响机制, 并定量表征其直接作用 (如增加负电荷数量) 与间接作用 (通过改变 pH) 对黄壤 CEC 提升的贡献。基于此, 本研究利用离子选择电极法, 测定不同改良材料处理下黄壤 CEC, 进一步分析 pH 对黄壤 CEC 的影响, 以及田间实际 pH 条件下黄壤 CEC 的差异, 定量表征改良材料对土壤 CEC 影响的直接和间接贡献。土壤 CEC 是调控土壤良好结构和反映肥力水平的重要参数, 研究结果将为黄壤提质增效的定向调控途径奠定基础, 同时为其他类型土壤 CEC 调节提供技术参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

本试验土壤为西南地区 (29°45'16"N, 106°26'04"E) 典型黄壤之一的矿子黄泥。去除表面生长的植物以及其他杂物后采集表层 (0~20 cm) 土壤。土壤基本理化性质如表 1 所示。

表 1 供试土壤理化性质

Table 1 Physico-chemical properties of the experimental soils

土壤类型 Soil type	pH	有机质 Organic matter/ (g·kg ⁻¹)	全氮 Total nitrogen/ (g·kg ⁻¹)	有效磷 Available phosphorus/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾 Available potassium/ (mg·kg ⁻¹)	CEC (pH=5.92) / (cmol·kg ⁻¹)	CEC (pH=7.15) / (cmol·kg ⁻¹)
黄壤	5.92	2.05	0.55	3.70	30.00	6.26	7.57

注: CEC, 阳离子交换量。下同。Note: CEC, cation exchange capacity. The same below. ①Yellow soil.

1.2 试验设计

本试验遵循单一变量与对照性原则, 探究不同改良材料对黄壤 CEC 的影响。材料包括矿物质材料: 白云石和钠基膨润土; 电解质材料: 硝酸钾和磷酸钙; 有机材料: 羧甲基纤维素和腐殖酸钾。其中, 矿物质及有机质材料主要调节土壤酸碱度、改善土壤结构及增强土壤保水性, 电解质材料不仅提供氮磷钾养分, 而且具有调节土壤表面电荷状态和改善土壤结构的作用。

试验设置 14 个处理进行室内培养试验, 如表 2 所示。将采集的黄壤风干磨细过 0.25 mm 筛, 取 1 kg 土壤置于 15 cm×15 cm (直径×高) 花盆内, 并按照以下两组处理的材料配比,

将不同材料加入盆中与土壤混匀，均匀加入适量水分，每个处理重复 3 次，放入恒温培养箱中 $25\pm 1^{\circ}\text{C}$ 条件下培养 75 d，期间每隔 3~5 d 称重，并按照田间持水量的 70% 左右补充水分。分别在第 8 天、22 天、45 天、75 天采取 4 次土壤样品，测定其基本理化性质。

表 2 实验材料配比

Table 2 Proportions of experimental materials/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)

处理 Treatment	白云石 Dolomite	钠基膨润土 Sodium-based bentonite	羧甲基纤维素 Carboxymethyl cellulose	腐殖酸钾 Potassium humate	硝酸钾 Potassium nitrate	磷酸钙 Calcium phosphate
CK	/	/	/	/	/	/
D	6	/	/	/	/	/
B1	/	2	/	/	/	/
DB1	6	2	/	/	/	/
DB2	6	4	/	/	/	/
DB3	6	6	/	/	/	/
DB3C	6	6	1	/	/	/
DB3CH	6	6	1	2	/	/
K	/	/	/	/	0.5	/
Ca1	/	/	/	/	/	0.33
KCa1	/	/	/	/	0.5	0.33
KCa2	/	/	/	/	0.5	0.66
KCa3	/	/	/	/	0.5	1
KCa3H	/	/	/	2	0.5	1

1.3 测定方法

本研究测定的土壤性质参数包括土壤 pH、有机质、CEC、交换性钙、交换性镁、交换性钾、交换性钠等。土壤 pH 按照土水质量比 1:2.5，采用电极电位法测定；有机质采用重铬酸钾氧化还原滴定法测定；交换性阳离子使用乙酸铵交换法测定；CEC 使用离子选择电极法测定。将采集的土壤风干磨细后制成氢饱和样，用表面电荷通用测定仪（VSI-USCA2001，重庆为讯科学仪器有限公司）测定，具体方法参照刘新敏等^[16]的发明专利，该法与传统 NH_4OAc 法（固定 pH 测定潜在最大 CEC）相比，本质区别在于：可在任意 pH 下测定 CEC，直接获得实际 pH 下的真实值，避免了传统方法在 pH 7 下高估 CEC 的问题。

1.4 数据分析

为定量表征改良材料对黄壤 CEC 的直接贡献与间接贡献，本研究采用以下计算方法（示意图如图 1 所示）。

首先，通过处理组与对照组在田间实际 pH 条件下的 CEC 差值，计算总增量的变化 $\Delta\text{CEC}(\text{T})$ ，表征施加改良材料后 CEC 的整体提升效果。随后计算对照组黄壤在改良后 pH 条件下与原始 pH 条件下的 CEC 差值，定义为 pH 引起的 CEC 变化 $\Delta\text{CEC}(\text{pH})$ ，即假定土壤 pH 单独改变至改良后水平时所能增加的 CEC 量。最后，将总增量减去 pH 带来的增量，得到改良材料本身的直接贡献 $\Delta\text{CEC}(\text{M})$ 。具体计算公式如下：

$$\Delta\text{CEC}(\text{T}) = \text{CEC}_{\text{处理}(\text{实际 pH})} - \text{CEC}_{\text{CK}(\text{实际 pH})}$$

$$\Delta\text{CEC}(\text{pH}) = \text{CEC}_{\text{CK}(\text{改良处理后 pH})} - \text{CEC}_{\text{CK}(\text{实际 pH})}$$

$$\Delta\text{CEC}(\text{M}) = \Delta\text{CEC}(\text{T}) - \Delta\text{CEC}(\text{pH})$$

$$\text{改良材料直接贡献} = \Delta\text{CEC}(\text{M}) / \Delta\text{CEC}(\text{T}) \times 100\%$$

$$\text{改良材料通过提高 pH 的间接贡献} = \Delta\text{CEC}(\text{pH}) / \Delta\text{CEC}(\text{T}) \times 100\%$$

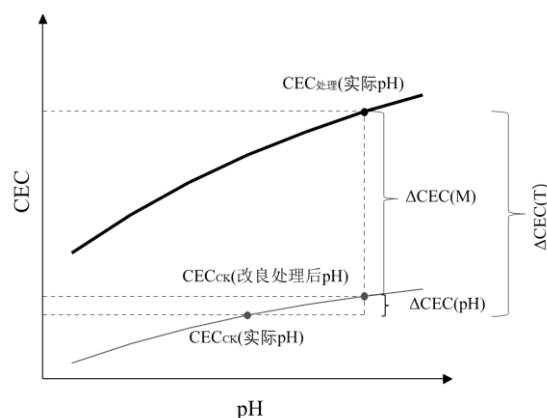


图 1 改良材料对黄壤阳离子交换量 (CEC) 的贡献示意图

Fig.1 Schematic diagram illustrating the contribution of amendment materials to the cation exchange capacity (CEC) of yellow soil

2 结果

2.1 改良材料对黄壤 pH 的影响

不同改良材料处理对黄壤 pH 的影响如表 3 所示。

(1) 与对照 (CK) 相比, 矿物质和有机材料均能较好地提高黄壤 pH, 施用矿物材料效果更佳。白云石处理下的土壤 pH 在全周期内维持在较高范围, 第 8 天 (D8) 时达到峰值 7.10 ± 0.01 , 较同期 CK 提升约 1.03 个 pH 单位, 效果最好。电解质材料虽能提升 pH, 但效果弱于矿物材料。例如, 硝酸钾施用后土壤 pH 在 75 d 时才达到最高值 6.36 ± 0.05 , 较同期 CK 仅提升 0.38 个 pH 单位。

(2) 较高的材料施用量对黄壤 pH 提升效果更显著。白云石 (D) 与钠基膨润土 (B1) 复配的 DB1、DB2、DB3 组, 随施用量增加, pH 整体呈上升趋势。第 45 天 (D45) 时, DB3 组 pH 显著高于 DB1 组和 DB2 组。硝酸钾 (K) 与磷酸钙 (Ca) 复配的 KCa1、KCa2、KCa3 组, 随磷酸钙施用量增加, pH 逐步提高。在实际应用中, 需根据土壤 pH 改良效果, 以及成本和收益综合评价其施用量。

(3) 复合材料提升 pH 效果优于单一材料。以白云石 (D) 和钠基膨润土 (B1) 为基础的复合材料组 (DB1、DB2、DB3、DB3C、DB3CH), 其 pH 均高于单一白云石。D8 时, DB3C 组较 D 组提升约 0.27 个 pH 单位。

(4) 随着培养时间的变化, 不同改良材料处理组的 pH 整体呈“前期高-中期降-后期稳”或“缓慢上升”特征。加入矿物材料的处理组在培养初期 pH 显著提升, 后期逐渐趋于稳定。而电解质材料组培养前期 pH 相对降低, 后期缓慢升高。

表 3 不同处理对黄壤 pH 的影响

Table 3 Effects of different treatments on soil pH of yellow soil

处理 Treatment	pH D8	pH D22	pH D45	pH D75
CK	6.07±0.05b	6.05±0.04ab	6.20±0.01bc	5.98±0.05a
D	7.10±0.01f	6.89±0.01e	6.87±0.06e	6.94±0.06cd
B1	6.51±0.10de	6.53±0.01d	6.51±0.14d	6.83±0.04c
DB1	7.19±0.00fg	7.06±0.03ef	7.05±0.08f	7.03±0.10de
DB2	7.30±0.04gh	7.15±0.05f	7.08±0.02fg	7.17±0.07ef
DB3	7.32±0.01gh	7.17±0.06f	7.23±0.03g	7.21±0.08ef
DB3C	7.37±0.05h	7.19±0.04f	7.06±0.02f	7.25±0.06f
DB3CH	7.25±0.10fgh	7.15±0.05f	7.02±0.05ef	7.11±0.10def
K	5.88±0.08a	5.88±0.14a	5.84±0.07a	6.36±0.05b
Ca1	6.55±0.07e	6.35±0.11cd	6.60±0.06d	6.76±0.09c
KCa1	6.05±0.06b	5.97±0.07a	6.06±0.04b	6.49±0.08b
KCa2	6.28±0.09c	6.04±0.09ab	6.11±0.05b	6.49±0.04b
KCa3	6.34±0.05c	6.19±0.02bc	6.29±0.05c	6.51±0.08b
KCa3H	6.35±0.09cd	6.30±0.10c	6.45±0.06d	6.48±0.11b

注： D8、D22、D45、D75 分别代表施加改良材料后第 8、22、45、75 天的采样时间点。表中的数值表示平均值±标准误 (n=3)。同一列中不同小写字母表示处理间存在显著差异 (P<0.05)，下同。Note: D8, D22, D45 and D75 represent the sampling time points on days 8, 22, 45 and 75 after the application of the amendment material, respectively. The values in the table represent mean ± standard error (n=3). Different lowercase letters in the same column indicated significant differences between treatments (P<0.05). The same below.

2.2 改良材料对黄壤 CEC 的影响

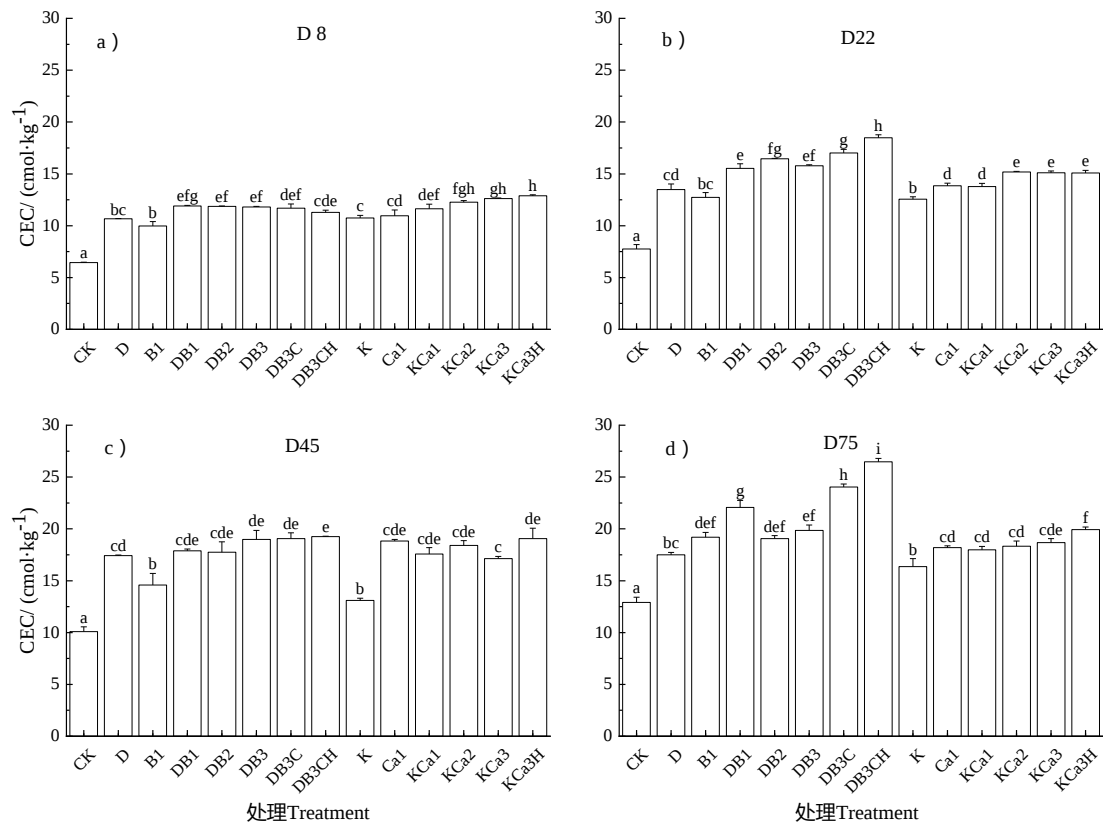
在田间 pH 与 pH 7 条件下，各处理 CEC 的变化如图 2 和图 3 所示：

(1) 与 CK 相比，各处理均能显著提高黄壤 CEC。在田间 pH 和 pH 7 条件下，各处理的 CEC 均显著高于 CK 组，其中，DB3C 和 DB3CH 在后期显著高于其他处理。培养 75 d 后，在田间 pH 下 DB3C 和 DB3CH 处理的土壤 CEC 较 CK 处理分别提高了 86.21%和 104.96%，达到 24.04 和 26.46 cmol·kg⁻¹。

(2) 随着改良材料施用量的增加，CEC 总体呈现上升趋势，且 CEC 在培养前期差距较小，在后期逐渐呈现上升趋势。在田间 pH 条件下，D8 时 CEC 最高的 KCa3H 与最低的 B1 相差 2.90 cmol·kg⁻¹，到第 75 天(D75)时 CEC 最高的 DB3CH 与最低的 K 相差 10.09 cmol·kg⁻¹。

(3) 各材料对 CEC 的提高表现为协同效应。在 pH 7 条件下，第 75 天复合处理的 DB3CH 组，CEC 较单一处理的 D、B1 组分别提高了 49.57%和 35.01%，KCa3H 组较 K、Ca1 分别提高了 19.27%和 10.37%，体现出复合材料在提升 CEC 方面具有协同增效作用，不同材料之间相互配合，更有利于增强土壤的阳离子交换能力。

(4) 随着培养时间的推移，各处理组的 CEC 逐渐升高。从第 8 天至第 75 天，各处理组的 CEC 整体呈现出先变化后趋于稳定的趋势。这可能是由于在培养前期，改良材料与土壤的相互作用处于动态调整过程，而后期这种相互作用达到相对平衡状态，使得 CEC 保持稳定。



注：不同小写字母不同表示处理间存在显著差异 ($P < 0.05$)，下同。Note: Different lowercase letters in the same column indicated significant differences between treatments ($P < 0.05$). The same below.

图2 改良材料对田间 pH 条件下黄壤 CEC 的影响

Fig. 2 Effects of different amendment materials on CEC of yellow soil at field soil pH conditions

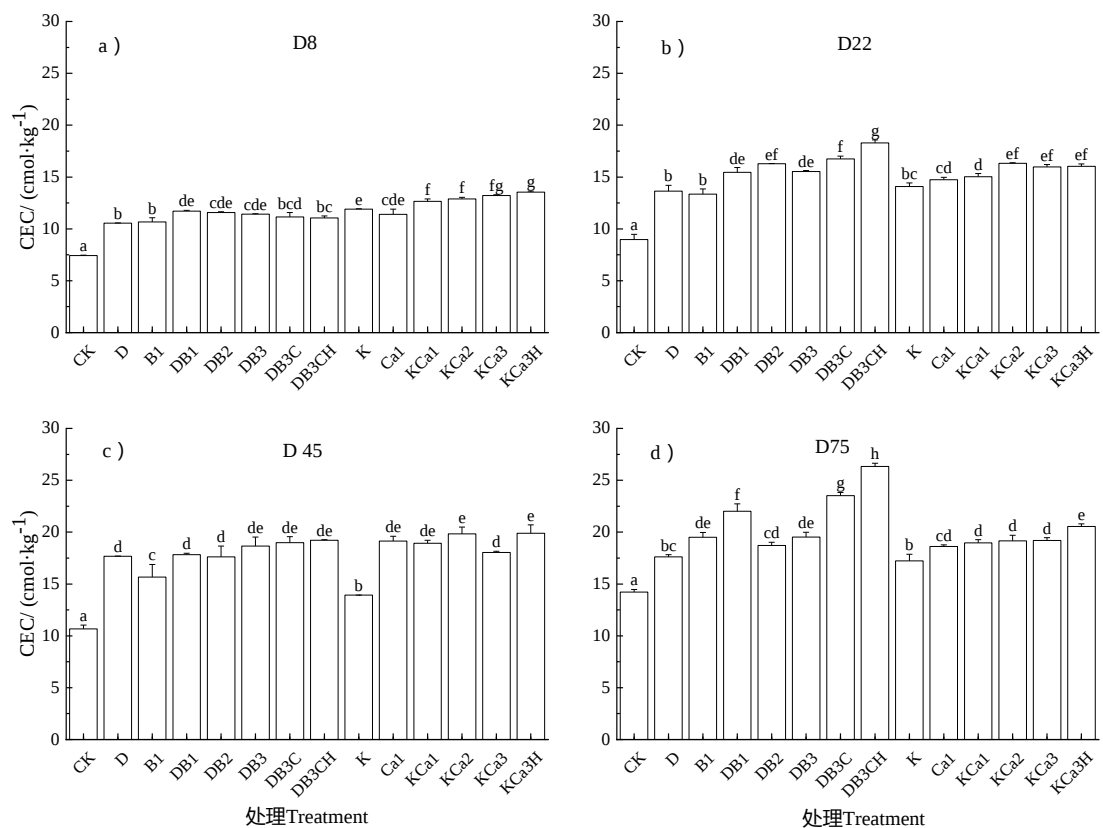
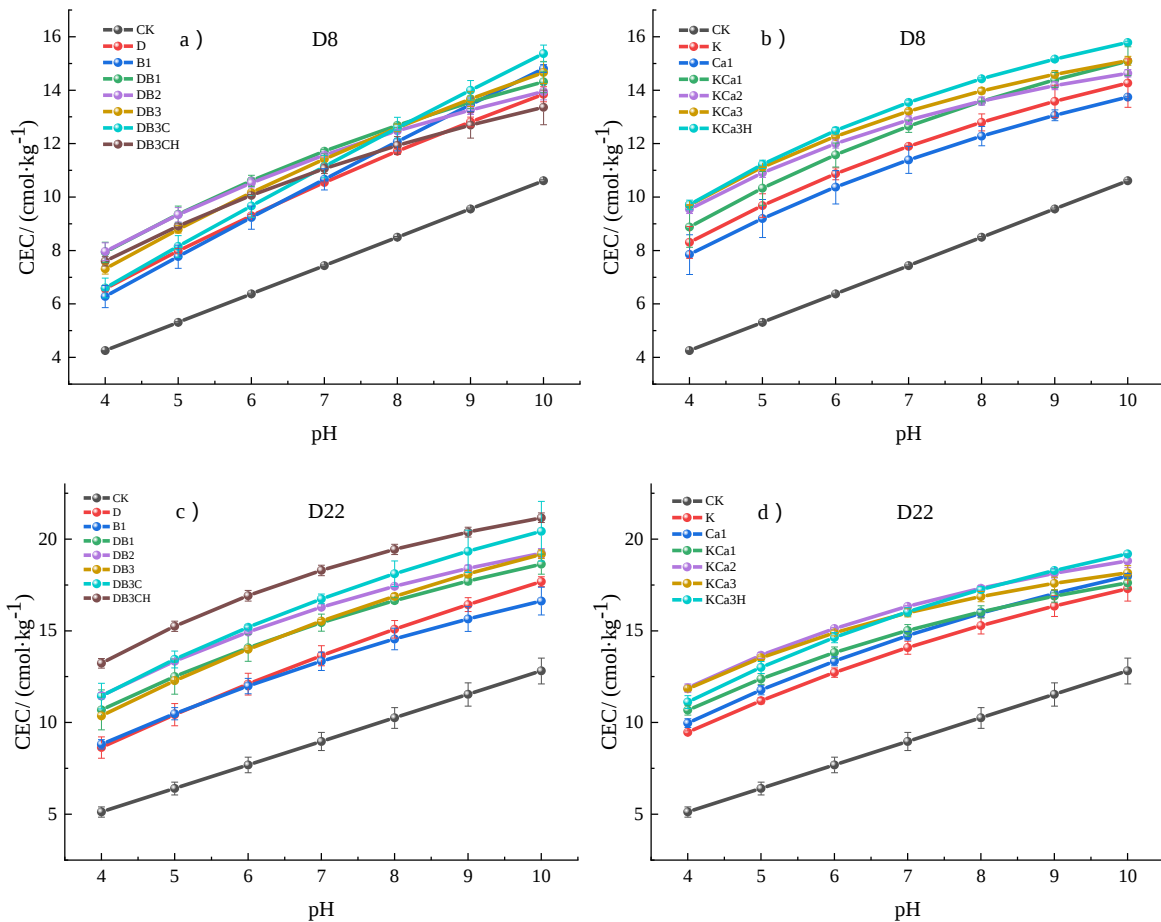


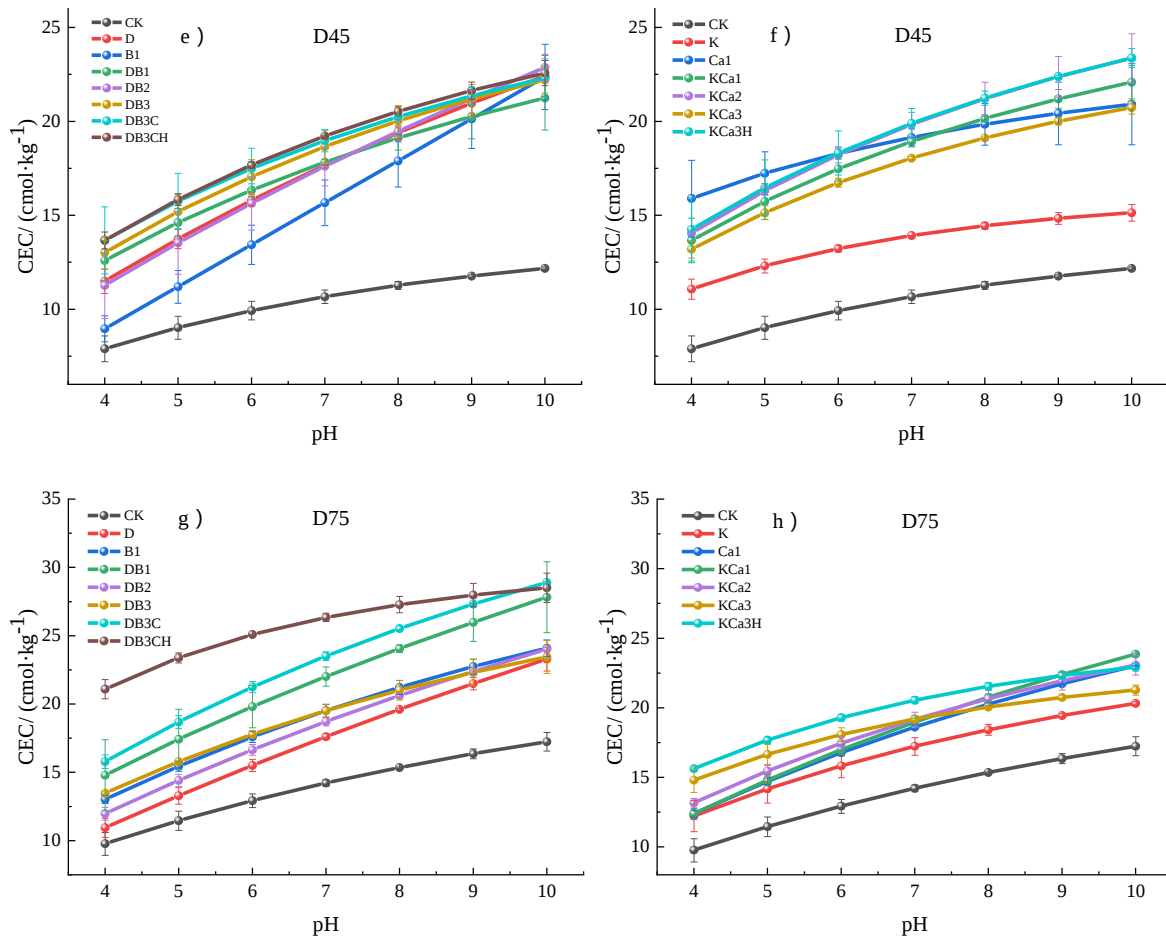
图3 改良材料对 pH7 条件下黄壤 CEC 的影响

Fig. 3 Effect of different amendment materials on the CEC of yellow soil at pH 7

2.3 黄壤 CEC 随 pH 的变化规律

图4展示了不同改良材料处理下黄壤 CEC 随 pH 变化的关系,由图可知:(1)黄壤 CEC 随 pH 升高而增大。各处理组以及对照组的曲线均呈上升趋势,表明随着 pH 的升高,黄壤的 CEC 显著增加。(2)随着培养时间的推移,各处理组之间的差异逐渐扩大,且 CEC 随 pH 升高的上升幅度逐渐增大。从 D8 至 D75,各处理在相同 pH 下的 CEC 具有差异性,且差异逐渐扩大。由 D45 可以明显看出,CK 组的曲线相较于加入改良剂的处理而言较为平缓,改良处理的 CEC 随 pH 上升幅度较大。(3)矿物材料对 CEC 随 pH 变化的促进作用最为显著。加入矿物材料的 DB3CH 处理效果最好,在各时间段、各 pH 下的 CEC 均较高,且增长幅度较大。(4)对于同一种材料(如钠基膨润土、磷酸钙),随着施用量增加,CEC 上升幅度增大。以钠基膨润土的复配处理 DB1、DB2、DB3 为例,施用量由 DB1 至 DB3 递增,除 D75 外,DB3、DB2 组的 CEC 普遍高于 DB1,在 D45 田间 pH 下,DB3 较 DB1 高约 $1.10 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$;磷酸钙复配处理 KCa1、KCa2、KCa3 也呈现类似规律,施用量越大,CEC 增长越显著。在第 22 天(D22)田间 pH 下,KCa3 较 KCa1 高约 $1.34 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。(5)复合材料施用处理的 CEC 随 pH 升高的上升幅度显著大于单一材料处理组。无论是矿物质材料还是电解质材料,复合材料处理的土壤 CEC 随 pH 升高的上升斜率较单一处理更大,表明其对黄壤 CEC 提升效果更显著。





注: a、c、e、g 为矿物质和矿物质+有机质处理, b、d、f、h 为电解质和电解质+有机质处理。Note: a, c, e, and g were treated with mineral and mineral plus organic matter, while b, d, f, and h were treated with electrolyte and electrolyte plus organic matter.

图 4 pH 对改良材料处理下黄壤 CEC 的影响
Fig. 4 Effect of pH on CEC of yellow soil amended with different amendment materials

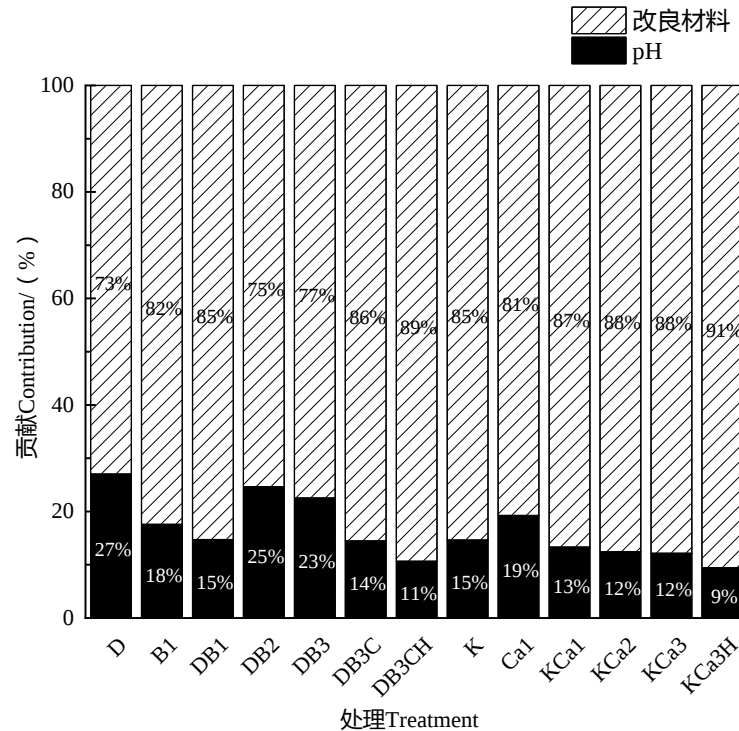
3 讨论

3.1 改良材料对黄壤 CEC 的贡献

如图 5 所示,改良材料对 ΔCEC 的直接贡献在所有处理中均占据主导(72.98%~90.60%),而通过提高 pH 的间接贡献相对较低(9.40%~27.02%)。复合材料处理与高用量处理下,改良材料对 ΔCEC 的直接贡献逐渐增大,间接贡献逐渐减小。单一矿物材料处理(如 D、B1)中,改良材料的直接贡献分别为 72.98%、82.35%,间接贡献为 27.02%、17.65%;复合材料处理中,改良材料贡献进一步提升,DB3、DB3C、DB3CH 等处理中,直接贡献达 77.52%~89.37%,间接贡献则降至 10.70%~22.48%;电解质材料处理(如 K、Ca1、KCa1),直接贡献为 80.72%~90.60%,间接贡献为 9.40%~19.28%。

黄壤通常为酸性土壤,含铁铝氧化物,表面以可变电荷为主。pH 升高时,表面去质子化,负电荷增加^[17-18]。因此,CEC 随 pH 升高而增大。pH 对黄壤 CEC 的影响主要通过改变土壤胶体表面电荷的解离平衡来实现。然而,在本研究中,尽管 pH 对 CEC 存在影响,但其贡献相对较低。这主要是因为黄壤本身为酸性土壤,其胶体表面电荷性质在自然状态下已受

到酸性环境的影响。而改良材料的添加显著增加了土壤中的永久电荷位点以及交换性盐基离子，直接大幅提升了 CEC，使得改良材料对 CEC 的直接提升作用远超过 pH 通过调节电荷性质带来的间接影响。此外，部分改良材料(如白云石)在土壤中溶解后可直接提升土壤 pH，这种 pH 的变化本质上也是改良材料作用的一部分，进一步削弱了单纯 pH 因素对 CEC 贡献的独立性。



注：图中数值为取整后结果，分析计算时保留两位小数。Note: The values presented in the figure are rounded to integers, whereas two decimal places are retained for data analysis and calculation.

图 5 改良材料与 pH 对 CEC 的贡献

Fig. 5 The contributions of amendment materials and pH to CEC

本研究所用材料羧甲基纤维素和腐殖酸钾为可变电荷来源，钠基膨润土是 2:1 型黏土矿物^[13]，以永久负电荷为主，白云石、硝酸钾、磷酸钙分别通过提高 pH、提供 K⁺、专性吸附改变表面电荷性质^[19]，不同类型的改良材料均能直接或间接提高土壤 CEC。复合材料对 ΔCEC 的改良贡献更高，这源于不同材料的协同效应：矿物质材料调节 pH 或提供大量永久负电荷交换位点，有机质材料补充腐殖质胶体，电解质材料则通过离子交换进一步优化胶体表面电荷分布。多种材料协同作用下，土壤胶体的数量、类型及电荷密度得到更全面的提升，使得改良材料对 CEC 的直接贡献被进一步强化，而 pH 的间接作用相对更弱。

综上所述，在黄壤 CEC 改良过程中，改良材料通过贡献电荷位点发挥核心作用，pH 主要通过激活土壤原有胶体的可变电荷起辅助作用。因此，改良材料的选择与用量决定了改良效果的主导方向，pH 调节无法替代材料自身的电荷贡献。

3.2 CEC 随 pH 的响应

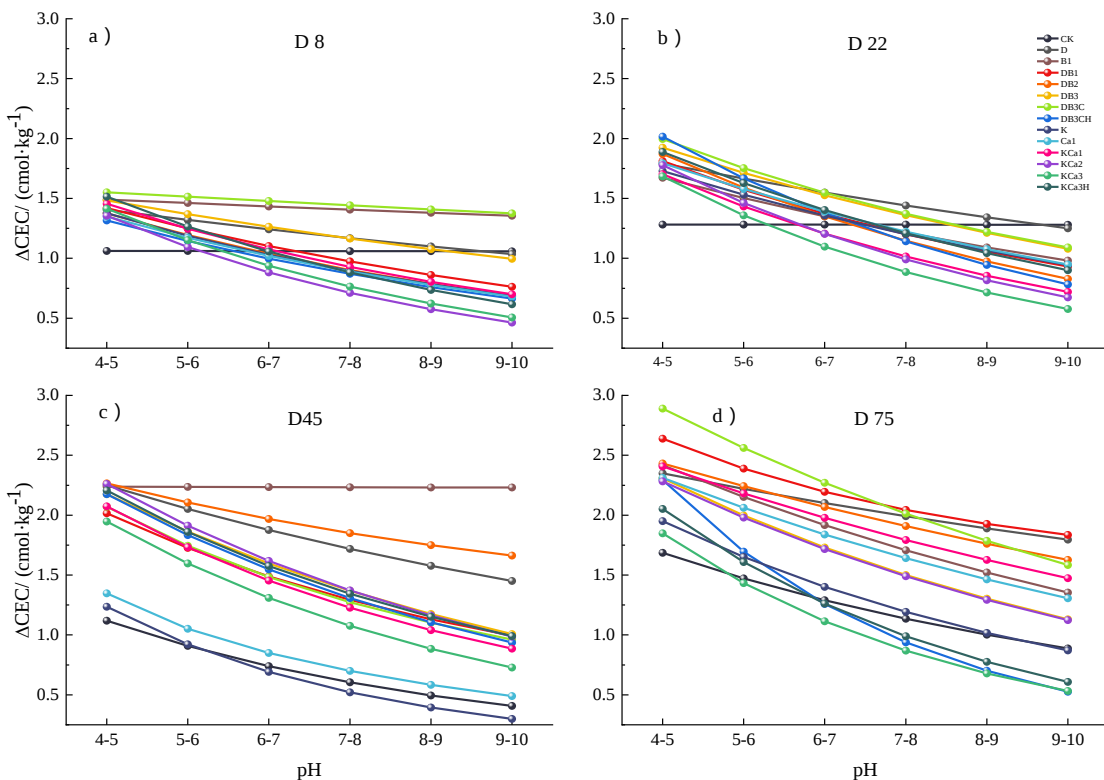
不同改良材料的 CEC 随 pH 响应如图 6 所示。

在各培养时间和处理中，随着 pH 上升， ΔCEC ($\Delta\text{CEC} = \text{CEC}(\text{pH}_2) - \text{CEC}(\text{pH}_1)$)，这里选取 pH 梯度为 1，即 $\text{pH}_2 - \text{pH}_1 = 1$) 整体呈现下降趋势。低 pH 范围内土壤胶体对 pH 变化的响应更敏感。由不同处理 ΔCEC 随 pH 的响应规律可见，多数处理在 pH4~5、5~6、6~7 区间的 ΔCEC 较高，在高 pH 段 ΔCEC 降低，表明此 pH 范围 (4~7) 内土壤胶体对 pH 变化响应更敏感，pH 小幅提升即可显著增加 CEC。复合处理 ΔCEC 高于单一处理，pH 下降趋势

也更平缓。进入高 pH 区间后, pH 升高对 CEC 的促进作用大幅衰减。同时, 复合材料组(如 DB3C)在各培养时间的 ΔCEC 均高于其他组, 且 pH 响应下降趋势更平缓, 即使在 pH7~8 区间仍能保持较高 ΔCEC 。例如, D75 时 DB3C 组在 pH 4~5 区间的 ΔCEC 为 $2.89 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, 且在 pH 7~8 区间仍保持 $2.01 \text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的增量, 证实改良材料的协同复配可增强土壤对 pH 增量的响应敏感性, 拓展 CEC 高值维持的 pH 区间。

基于以上分析, 针对酸性、中性、碱性土壤提升 CEC 的改良建议如下:

对于酸性土壤(如本研究的黄壤), 其核心改良方向是利用 pH 4~7 这一活跃区间, 通过复合材料的协同作用, 实现酸碱适度调节与 CEC 提升的双重目标。Zhang 等^[20]研究表明, 在 pH 低于 5.0 的强酸性土壤中, 土壤 pH 对改良材料的响应更为显著。酸性黄壤 CEC 低、保肥能力差, 而将 pH 从强酸性范围提升至接近中性时, 土壤胶体活性显著增强, 可快速提高土壤 CEC。可选用矿物材料-有机材料复合体系, 碳酸盐类矿物材料快速中和 H^+ , 推动土壤进入适宜 pH 范围, 同时释放 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 补充可交换阳离子库^[21]; 层状硅酸盐类矿物材料凭借高比表面积与层间离子交换位点, 增强吸附能力; 有机材料可增加表面羟基官能团, 从而协同提升土壤缓冲性能和养分固持能力, 实现调酸与增肥的同步改良。



注: ΔCEC 为 pH 每变化 1 个单位, 所对应的 CEC 的变化值。Note: ΔCEC represents the change in CEC corresponding to a unit change in pH.

图 6 不同改良材料组的 ΔCEC 随 pH 响应

Fig. 6 Response diagram of ΔCEC to pH in different amendment material groups

对于中性土壤, 不需要再进一步提高土壤 pH^[22], 改良重点应集中于维持其处于 pH 高响应区间, 并持续提升阳离子交换能力。这类土壤 pH 可能因施肥或环境因素发生偏移, 一旦土壤发生酸化, 其阳离子交换量的提升潜力将明显降低。为此, 可通过添加腐殖质类有机材料来缓慢增加土壤胶体负电荷密度, 同时发挥其缓冲作用, 抑制土壤 pH 偏离适宜区间, 确保土壤长期处于 pH 的高响应范围。配合施用高比表面积矿物材料, 通过补充离子交换位点, 进一步增强土壤对 pH 变化的适应能力, 即使 pH 出现小幅变化, 仍能依托材料协同作

用保持较高 CEC 增量, 为作物提供稳定的养分供应环境。

对于碱性土壤, 改良需兼顾 pH 降低与 CEC 提升。首先, 可选用酸性改良材料, 通过化学或生物转化生成酸性物质中和土壤碱性^[23], 推动 pH 逐步由 8~9 逐步下降。同时, 需同步配施活性有机材料与吸附性矿物材料。有机材料所含腐殖质胶体的羧基、酚羟基等活性基团, 能与 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等二价碱性阳离子发生络合作用, 降低碱性阳离子活性, 其形成的腐殖质胶体可增强胶体对 pH 增量的响应。吸附性矿物材料能吸附多余盐基离子、促进团聚体形成, 配合合理灌溉淋洗盐分, 防止 pH 降低时盐分积累而影响胶体活性。最终实现 pH 调控与 CEC 提升协同增效。

3.3 改良材料对黄壤 CEC 的调控原理

土壤 CEC 是衡量土壤保肥能力和缓冲性能的重要指标, 其高低受土壤胶体类型、数量、pH 及有机质含量等多种因素调控^[24-25]。土壤 CEC 的电荷来源主要包括三方面: (1) 黏土矿物的同晶替代, 如 2:1 型层状硅酸盐 (蒙脱石、蛭石等) 因 Al^{3+} 替代 Si^{4+} 或 Mg^{2+} 替代 Al^{3+} 而产生永久负电荷^[26], CEC 可达 $80\sim 150\text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$; (2) 官能团的质子解离, 有机质中的 -COOH 、 -OH 等官能团及铁铝氧化物表面的 -OH 基团在 pH 升高时解离, 产生可变负电荷; (3) 专性吸附, 如磷酸根离子通过配位吸附于氧化物表面, 从而影响表面负电荷数量。改良材料通过改变上述因素, 可有效调控土壤 CEC, 提升土壤肥力。

有机改良材料 (如羧甲基纤维素、腐殖酸等) 表面富含羧基 (-COOH)、酚羟基 (-OH) 等官能团^[27]。这些官能团在土壤溶液中 (尤其在中性至碱性条件下) 发生解离 (如 $\text{-COOH} \rightarrow \text{-COO}^- + \text{H}^+$), 直接向土壤贡献大量可变负电荷位点。此外, 有机改良剂 (特别是腐熟堆肥和碱性生物质炭) 常能提高土壤 pH^[28-29]。pH 的升高不仅增强了有机质自身官能团的解离度, 使负电荷位点增多, 而且也显著增加了土壤中铁铝氧化物等可变电荷矿物表面的羟基 (-OH) 解离 ($\text{M-OH} \rightarrow \text{M-O}^- + \text{H}^+$), 产生额外的可变负电荷^[30]。因此, 有机改良剂通过直接提供高电荷数量的有机胶体和间接提升 pH 以激活矿物胶体可变电荷的双重机制, 显著增加了土壤总负电荷量及 CEC。

电解质型改良材料 (如硝酸钾、磷酸钙等) 主要通过调控土壤 pH 和阳离子组成发挥作用, 其对电荷数量的影响机制存在显著差异。首先, 该类改良材料释放的 Ca^{2+} 和 K^+ 等离子与土壤胶体间具有较强的交换吸附作用, 能够置换土壤胶体吸附的致酸离子, 提高盐基饱和度, 从而提高土壤 CEC。磷酸钙中的磷酸根离子可在土壤胶体表面发生专性吸附^[31], 增加土壤净负电荷, 从而提高土壤 CEC^[32]。

矿物材料 (如膨润土、白云石等) 的特征是直接向土壤中引入具有特定矿物学性质和高固有电荷密度的黏土矿物。膨润土属于 2:1 型膨胀性黏土矿物, 具有较高的层间永久负电荷和比表面积, 其表面电荷可高达 $80\sim 120\text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[33], 比表面积也能达到 $600\text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ 以上^[34-35]。将这些高 CEC 矿物直接施入土壤, 尤其是砂质或低黏粒含量土壤, 能迅速、显著地增加土壤胶体表面负电荷数量。白云石中富含碳酸钙镁, 符合上述离子型改良材料的作用原理。

单一材料的作用有限, 材料之间的协同配合才能发挥最佳效果。复合材料中的矿物组分 (碳酸盐、层状硅酸盐) 可为腐殖质胶体提供稳定的附着载体, 减缓腐殖质的矿化流失, 延长负电荷贡献周期^[36]。本研究采用矿物质、电解质与有机质的不同组合, 通过白云石分解释放的 CO_3^{2-} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 中和土壤酸度, 同时, 利用膨润土的高 CEC 和比表面积吸附固定盐基离子, 提高盐基保留率与 CEC。在此基础上, 引入羧甲基纤维素与腐殖酸钾等提供有机质形成复合改良体系, 羧甲基纤维素促进水稳性团聚体形成, 腐殖酸钾则在弱碱条件下增强官能团解离, 提高可变负电荷量, 并通过形成有机-无机复合胶体, 显著提升 CEC 的长期稳定性。此外, “硝酸钾+磷酸钙+腐殖酸钾”等电解质型材料处理通过优化阳离子组成, 提供额外负电荷及构建有机-无机复合体, 在提高 CEC 的同时显著改善磷、钙等养分的有效性, 实现 CEC 提升与养分高效利用的协同效应。

4 结 论

本研究通过对酸性黄壤添加电解质、矿物质材料及有机材料,并利用离子电极法测定不同 pH 条件下土壤 CEC,系统探究了不同改良材料对酸性黄壤 CEC 的影响,并定量表征其直接和间接贡献。研究结果表明,不同改良材料均可在短期内,在不同程度下提高黄壤 pH,并在不同处理条件下表现出 CEC 的显著差异,且复合改良材料对 CEC 的提升效应优于单一材料。定量分析结果表明,改良材料对 ΔCEC 的直接贡献占主导(72.98%~90.60%),而通过提升 pH 的间接贡献相对较低(9.40%~27.02%)。在低 pH 范围(4~7)内,土壤 CEC 对 pH 变化响应更敏感,pH 小幅提升即可显著增加 CEC。改良材料对黄壤 CEC 的作用机制主要体现在增加盐基离子数量、增加吸附位点、降低致酸离子的吸附、提升土壤 pH 和提高 CEC。矿物材料凭借其固有的层间永久负电荷和高比表面积,直接向土壤引入大量电荷位点;有机材料则通过官能团(-COOH、-OH)的 pH 依赖性解离,提供可变负电荷位点;电解质材料通过提供盐基离子,提高盐基饱和度,使现有位点得以有效利用。三者协同作用,共同实现 CEC 的协同提升。本研究结果为酸性土壤改良提供了科学依据,后续可进一步开展改良材料长期效应及对土壤结构稳定性作用机理的深入研究。微生物活动可能通过代谢产物影响 CEC 变化,其代谢产物可增加负电荷位点并促进胶体形成。但本研究尚未探讨微生物作用机制,未来需借助分子生物学手段探讨微生物作用与土壤电化学性质变化的内在关联。

参考文献 (References)

- [1] Emamgholizadeh S, Bazoobandi A, Mohammadi B, et al. Prediction of soil cation exchange capacity using enhanced machine learning approaches in the southern region of the Caspian Sea[J]. *Ain Shams Engineering Journal*, 2023, 14(2): 101876.
- [2] Yuan J H, E S Z, Zhao X N. Improved determination efficiency of the cation exchange capacity and exchangeable base cations in soil using stirring and extraction modifications[J]. *Soil and Tillage Research*, 2025, 248: 106429.
- [3] Antonangelo J A, Culman S, Zhang H L. Comparative analysis and prediction of cation exchange capacity via summation: Influence of biochar type and nutrient ratios[J]. *Frontiers in Soil Science*, 2024, 4: 1371777.
- [4] Huang H, Tang R S, Gu J P, et al. Determination of soil cation exchange capacity by automatic Kjeldahl nitrogen analyzer with multiple electric agitation exchange[J]. *Chinese Journal of Inorganic Analytical Chemistry*, 2023, 13(12): 1414-1419. [黄环, 唐荣盛, 谷娟平, 等. 多位电动搅拌交换-全自动凯氏定氮法测定土壤中阳离子交换量[J]. *中国无机分析化学*, 2023, 13(12): 1414-1419.]
- [5] Liu R, Deng M, Li Y Y, et al. Optimization for the determination of cation exchange capacity in soils with different acidity and alkalinity[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2020, 36(1): 125-130. [刘蓉, 邓茂, 李莹莹, 等. 不同酸碱度土壤阳离子交换量的测定研究[J]. *中国环境监测*, 2020, 36(1): 125-130.]
- [6] Kloster N, Perez M, Mazzaferro F. A rapid and simple manifold to study exchangeable cations and cation exchange capacity in 24 soil samples simultaneously[J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2019, 50(12): 1500-1511.
- [7] Zhang L, Wang L, Jia Z X, et al. Optimization of cation exchange capacity determination in soil by hexaminecobalt trichloride method[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2024, 43(3): 509-516. [张磊, 王蕾, 贾正勋, 等. 三氯化六氨合钴法测定土壤中阳离子交换量的方法优化[J]. *岩矿测试*, 2024, 43(3): 509-516.]
- [8] Nel T, Bruneel Y, Smolders E. Comparison of five methods to determine the cation exchange capacity of soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2023, 186(3): 311-320.
- [9] Kabala C, Jedrzejewski S. Comparison of cation exchange capacity extraction methods for soil data harmonization and soil classification in Central and East Europe[J]. *Geoderma*, 2024, 450: 117044.
- [10] Cao H, Liu X M, Feng B, et al. Effect of pH on the surface charges of permanently/variably charged soils and clay minerals[J]. *Scientific Reports*, 2024, 14: 23169.

- [11] Liu S W, Cen B T, Yu Z N, et al. The key role of biochar in amending acidic soil: Reducing soil acidity and improving soil acid buffering capacity[J]. *Biochar*, 2025, 7(1): 52.
- [12] Xu Z, Zhang S W, Lakshmanan P, et al. Mitigation of soil acidification is critical for reducing GHG emission and improving soil quality, crop yield and farm economic benefits: Evidence from a global meta-analysis[J]. *Field Crops Research*, 2025, 322: 109757.
- [13] Li L H, Sun Y P, Ma R X, et al. Effects of hydroxyapatite-bentonite nanocomposites on maize growth in arid regions[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2025, 44(10): 2538-2549. [李鲁汉, 孙阳萍, 马瑞雪, 等. 羟基磷灰石-膨润土纳米复合材料对旱区玉米生长的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2025, 44(10): 2538-2549.]
- [14] Liu Y R, Lan X J, Hou H Q, et al. Multifaceted ability of organic fertilizers to improve crop productivity and abiotic stress tolerance: Review and perspectives[J]. *Agronomy*, 2024, 14(6): 1141.
- [15] Yang T, Sun G, Sun M, et al. Effects of lime, magnesia and silicon on soil acid-neutralizing capacity and rice yield in acidic paddy fields[J]. *Agriculture*, 2025, 15(10): 1042.
- [16] Liu X M, Li H, Wu Y F, et al. A method for the determination of soil cation exchange capacity: CN116183874A[P]. 2023-05-30.[刘新敏, 李航, 吴永烽, 等. 一种土壤阳离子交换量的测定方法: CN116183874A[P]. 2023-05-30.
- [17] Zhao W R, Kong Q F, Zhang W J, et al. Alleviating effects of bone meal biochars on acidic soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2024, 61(5): 1299-1309. [赵文瑞, 孔群芳, 张文娟, 等. 骨粉生物质炭对酸性土壤的改良作用[J]. *土壤学报*, 2024, 61(5): 1299-1309.]
- [18] Rueda M P, Aranda V, Domínguez-Vidal A, et al. Torrefaction as a new post-composting strategy to obtain stabilized organic amendments with liming potential[J]. *Bioresource Technology*, 2026, 440: 133491.
- [19] Ji J H, Li X H, Liu X M, et al. Effects of fertilizer of calcium silicon magnesium potassium on the dynamics of soil acidity and exchangeable base cation in paddy field of southern China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2019, 30(2): 583-592. [冀建华, 李絮花, 刘秀梅, 等. 硅钙钾镁肥对南方稻田土壤酸性和盐基离子动态变化的影响[J]. *应用生态学报*, 2019, 30(2): 583-592.]
- [20] Zhang S W, Zhu Q C, de Vries W, et al. Effects of soil amendments on soil acidity and crop yields in acidic soils: A world-wide meta-analysis[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 345: 118531.
- [21] Głab T, Gondek K. Enhancing soil physical quality with diatomite amendments[J]. *Agronomy*, 2025, 15(2): 424.
- [22] Zhang G M, Xiang J M, Zhang M K. Effects of four kinds of amendments on cadmium inactivation in neutral farmland soils[J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2019, 31(6): 102-106. [张耿苗, 项佳敏, 章明奎. 4类调理剂对中性农田土壤镉钝化的效果[J]. *江西农业学报*, 2019, 31(6): 102-106.]
- [23] An X, Liu Q, Pan F X, et al. Research advances in the impacts of biochar on the physicochemical properties and microbial communities of saline soils[J]. *Sustainability*, 2023, 15(19): 14439.
- [24] Sharma A, Weindorf D C, Wang D D, et al. Characterizing soils via portable X-ray fluorescence spectrometer: 4. Cation exchange capacity (CEC)[J]. *Geoderma*, 2015, 239: 130-134.
- [25] Ji J C, Xu M X, Su B W, et al. Evolution of soil cation exchange property and influencing factors in the Lower Yangtze River alluvial plain[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2025, 34(7): 1470-1478. [纪佳辰, 许明旭, 宿宝巍, 等. 长江下游冲积平原土壤阳离子交换性能演变特征及影响因素[J]. *长江流域资源与环境*, 2025, 34(7): 1470-1478.]
- [26] Yin N, Geng N, Wang T T, et al. Effect of acidification on clay minerals and surface properties of brown soil[J]. *Sustainability*, 2022, 15(1): 179.
- [27] Li H C, Li X, Ding J Y, et al. Effect of ultrasonic leaching plus ameliorants on soil and Chinese cabbage[J]. *Environmental Science & Technology*, 2025, 48(8): 142-149. [李虹呈, 李星, 丁佳雨, 等. 超声淋洗辅助改良剂对土壤及小白菜的影响[J]. *环境科学与技术*, 2025, 48(8): 142-149.]
- [28] Tito G A, Chaves L H G, Fernandes J D, et al. Biochar and poultry litter compost: Impact on soil fertility and production of corn AG1051[J]. *Ciência e Agrotecnologia*, 2025, 49: e017224.
- [29] Virú-Vasquez P, Pilco-Nuñez A, Tineo-Cordova F, et al. Integrated biochar-compost amendment for *Zea mays* L.

- phytoremediation in soils contaminated with mining tailings of Quiulacocha, Peru[J]. *Plants*, 2025, 14(10): 1448.
- [30] Wang Y J, Liu M D, Chen L L, et al. Effect of added silicon on the adsorption and the thermodynamics of lead in paddy field soil with different pH[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(9): 1729-1733. [王耀晶, 刘鸣达, 陈蕾蕾, 等. 外源硅对不同pH水田土壤铅吸附热力学特征的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2012, 31(9): 1729-1733.]
- [31] Wen F Y, Zhang Y, Chen S C, et al. Characterization of phosphorus adsorption and risk of phosphorus release from black soil by returning straw to the field[J]. *China Environmental Science*, 2024, 44(8): 4475-4483. [温芳悦, 张羽, 陈尚才, 等. 秸秆还田对黑土中磷素吸附特性及释放风险研究[J]. *中国环境科学*, 2024, 44(8): 4475-4483.]
- [32] Hu L, Du W, Chang B K, et al. The surface properties of Lou soil with different phosphorus levels and their effects on the loss of phosphorus[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(2): 424-434. [胡良, 杜伟, 常博焜, 等. 不同磷水平壤土的表面性质及其对磷素流失特征的影响[J]. *土壤学报*, 2023, 60(2): 424-434.]
- [33] Du W, Yang Y J, Hu L, et al. Combined determination analysis of surface properties evolution towards bentonite by pH treatments[J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2021, 626: 127067.
- [34] Mishra A K, Ohtsubo M, Li L, et al. Controlling factors of the swelling of various bentonites and their correlations with the hydraulic conductivity of soil-bentonite mixtures[J]. *Applied Clay Science*, 2011, 52(1/2): 78-84.
- [35] Kobayashi I, Owada H, Ishii T, et al. Evaluation of specific surface area of bentonite-engineered barriers for Kozeny-Carman law[J]. *Soils and Foundations*, 2017, 57(5): 683-697.
- [36] Kögel-Knabner I, Guggenberger G, Kleber M, et al. Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2008, 171(1): 61-82.

(责任编辑: 陈荣府)