镉污染对黄土物理化学及力学性质的影响

郭梅[1,2*]，韩昕[1,2]，卢育霞[1,2]，王妍[1,2]，贺海浪[1]

1. 中国地震局兰州地震研究所，兰州 730000；
2. 中国地震局（甘肃省）黄土地震工程重点实验室，兰州 730000

* 通信作者，E-mail：egmonica@163.com

2024-06-25 收稿；2025-01-06 修回；2025-01-11 接受

基金项目：甘肃省地震局科技发展基金项目(2021S1)；国家自然科学基金项目(51578518)

中图分类号：X142；TU444　　文章编号：2096-8523(2025)03-0353-10　　doi: 10.19509/j.cnki.dzkq.tb20240355

摘　要：土壤重金属污染已经成为许多国家面临的严重问题，镉污染是影响中国土壤环境质量的首要重金属污染之一。为研究镉污染对黄土力学性质与物理化学性质的影响，对不同镉离子质量分数的重塑黄土进行了压缩、直接剪切、击实、渗透、酸碱度与粒度分析试验，并通过扫描电镜(scanning electron microscope，简称 SEM)观察了受到镉污染后黄土微观结构的变化。结果表明：Cd^{2+}质量分数高于 300 mg/kg 时，黄土 pH 值随 $w(Cd^{2+})$的增加明显降低，渗透性随 $w(Cd^{2+})$增加先增大后减小，镉污染对黄土粒径分布影响不明显；随着 Cd^{2+}质量分数的增加，黄土压缩性增大，黏聚力减小，内摩擦角和抗剪强度均先增大后减小，最大干密度增大，最佳含水率降低；$w(Cd^{2+})$为 30 mg/kg 的镉污染黄土孔隙度比未污染黄土大，中孔隙占比比未污染黄土高，而 $w(Cd^{2+})$为 3 000 mg/kg 的镉污染黄土孔隙度比未污染黄土小，中孔隙占比比未污染黄土低，小孔隙占比比未污染黄土高。镉污染引起黄土物理化学性质、力学性质与微观结构的改变，主要原因在于孔隙水中硝酸镉的水解反应、Cd^{2+}在黄土颗粒上的化学吸附反应、以及加入 Cd^{2+}后黄土颗粒双电层厚度的压缩。研究成果可为黄土地区镉污染场地工程性质评估和灾害防控提供参考依据。

关键词：镉；黄土；力学性质；物理化学性质；微观结构

土壤重金属污染已经成为世界许多国家面临的严重问题[1-3]，国内外学者针对重金属污染土进行了大量研究，涉及土壤重金属污染风险评价[4-5]、重金属污染土壤修复技术[6-8]、重金属污染土力学与物理化学性质[9-12]、及土壤重金属时空分布和污染源解析[13]等多个方面。重金属离子侵蚀土体后，改变土壤物理化学性质与土体强度，使得土体结构破坏、发生地基下沉等安全隐患的案例在国内外均有发生。近几十年来，随着快速的工业化发展，我国土壤重金属污染也越来越严重和普遍[14-15]，工矿业、农业等人为活动是造成土壤污染的主要原因，根据《全国土壤污染状况调查公报》[16]，影响我国土壤环境质量的主要污染物是重金属，其中镉为首要无机污染物之一，DUAN 等[14]的研究也支持了这一结论。

黄土在中国分布面积极广，覆盖面积达 64 万 km^2，约占我国领土面积的 6.6%[17]，是主要分布于我国西北及华北地区的区域性特殊土。然而，由于矿山开采、冶炼、矿渣堆放、污水灌溉、工业废水和废气排放等原因给黄土高原带来了严重的重金属污染，例如，陕西潼关小秦岭金矿区黄土中镉富集快，含量较高[18]；甘肃白银东大沟重污染土壤中镉质量分数高达近 300 mg/kg，超标近千倍，是东大沟流域表层土壤首要污染物[19]；磷肥的长期使用也导致黄土中镉污染物增加。已有研究表明黄土对重金属具有显著吸附性[20-21]，中国黄土对 Cd^{2+}的吸附容量可达 9.37 mg/g[20]，土壤吸附重金属后受到污染，其本身的力学性质和物理

著录信息：郭梅，韩昕，卢育霞，等. 镉污染对黄土物理化学及力学性质的影响 [J]. 地质科技通报，2025，44(3)：353-362.
GUO Mei, HAN Xin, LU Yuxia, et al. Effects of cadmium on physical-chemical and mechanical properties of loess[J]. Bulletin of Geological Science and Technology, 2025, 44(3): 353-362.

© Editorial Office of Bulletin of Geological Science and Technology. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license.　https://dzkjtb.cug.edu.cn

化学性质会发生明显改变[22-23]，且不同种类重金属对同类型土壤性质的影响存在差异，冯晨等[10]的研究表明 Cd 压缩粉质黏土双电层厚度，引起土体最优含水率降低，最大干密度增加，而 As 使粉质黏土双电层变厚，最优含水率升高，最大干密度降低。同种重金属对不同类型土壤性质的影响也存在差异，陈小双等[24]对镉污染红黏土的强度劣化机理研究表明 Cd 使红黏土黏聚力减小，内摩擦角增大，抗剪强度随 Cd 含量增加而减小；而刘松玉[23]研究表明重金属（Pb、Zn、Cd）污染黏土的内摩擦角和黏聚力均随污染物含量的增加而增加，抗剪强度随之增大；刘刚等[22]对重金属（Cu、Zn、Cr）污染黄土的研究表明随着重金属离子含量的增加，黄土的黏聚力逐渐减小，内摩擦角逐渐增大。目前，国内外学者针对镉污染黄土开展了许多研究工作，YANG 等[18]利用近红外光谱技术对小秦岭金矿区黄土类土壤中镉污染进行了检测；ZHAO 等[25]研究了镉污染黄土修复技术；宁涵等[26]研究了黄土中镉生物有效性的调控；WANG 等[20]研究了黄土对镉的吸附性；CAO 等[27]研究了镉、锌、铅等重金属污染黄土的冻结温度及其影响因素。但关于镉污染黄土物理化学及力学性质的研究尚未见相关报道。

综上所述，镉污染可能会改变黄土的物理力学性质，影响工程场地安全性，因此，探讨镉污染对黄土物理化学与力学性质的影响及相关机理至关重要。前期对重金属污染土工程性质的研究明确了 Cu、Zn、Cr、Pb 对黄土力学性质的影响规律，但关于 Cd 对黄土物理化学与力学性质的影响尚不清晰。本研究通过压缩试验、直接剪切试验、击实试验、渗透试验、酸碱度试验及粒度分析，相对细致地考察了 Cd^{2+}对黄土力学性质与物理化学性质的影响，并通过扫描电镜（SEM）观察了受到镉污染后黄土微观结构的变化，进一步解释了镉污染对黄土物理化学与力学性质产生影响的相关作用机理。由于原状污染土中 Cd^{2+}的含量梯度没有好的规律性，所以试验采用重塑黄土。研究结果可为黄土地区镉污染场地的工程性质评估和灾害防控提供参考依据。

1　试验材料与方法

1.1　试验土样

试验中使用的未污染土样取自兰州新区某工地 2.0 m 深处，为黄土状粉土，属马兰黄土[28]。土样基本物理参数见表 1。由于所采集的未污染黄土天然含水率较低，颗粒碎散，质地较均匀，因此直接将其过 2 mm 筛，在 105℃ 烘干后用密封袋保存备用。

表 1　黄土的基本物理参数

Table 1　Physical parameters of loess

相对密度 d_s	最大干密度/(g·cm^{-3})	天然含水率 ω/%	最优含水率 ω_{op}/%	液限 ω_L/%	塑限 ω_P/%	砂粒	粉粒	黏粒
						w_B/%		
2.71	1.78	6.4	15.5	24.4	14.8	12.42	67.44	20.14

1.2　试剂

硝酸镉 [$Cd(NO_3)_2{\cdot}4H_2O$]（购自天津市大茂化学试剂厂）为分析纯；试验用水为去离子水。

1.3　污染土样制备

参考《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》（GB15618-2018）[29]与《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准》（GB36600-2018）[30]规定的土壤中镉污染物风险管制值、相关文献 [19] 给出的实际污染场地土壤中镉质量分数值、以及黄土对镉的吸附容量[20]，制备了 Cd^{2+}质量分数（Cd^{2+}质量与干土质量比）为 0, 3, 30, 300, 1 000, 3 000 mg/kg 6 个含量梯度的污染土样。制备方法见文献 [31]，将不同质量的硝酸镉充分溶解于去离子水中，配成相应的硝酸镉溶液，称取一定质量的未污染干燥土样平铺在不吸水的试验托盘内，用喷雾器将硝酸镉溶液分层喷洒至干燥土中，搅拌均匀，分别编号保存在密封袋中静置 48 h。使用最优含水率 15.5% 作为控制含水率。

1.4　仪器与方法

对制备的镉污染土样分别进行压缩试验、直接剪切试验、压实特性分析、酸碱度分析、渗透性分析、粒度分析试验，试验方法按照《土工试验方法标准》（GB/T50123-2019）[32]进行。根据未污染土样击实试验获得的最优含水率和最大干密度制备待测样品[33]，利用 CSK-VI 型多功能电动击实仪和 YT-20 型液压电动脱模仪进行样品制备；利用 GZQ-1 型全自动气压固结仪进行压缩试验，固结压力加载序列为 5, 12.5, 25, 50, 100, 200, 400, 800 kPa；利用 AZJ-4 型全自动四联直剪仪进行直接剪切试验，竖向压力为 100, 200, 300, 400 kPa，剪切速率 0.8 mm/min；利用 PHS-3C 型 pH 计测试样品酸碱度；利用 TST-55 型土壤渗透仪进行渗透试验；利用 Winner2309 激光粒度分析仪测试样品粒径。压缩试验后的样品经 40 d 自然风干后，利用 JSM-5600 扫描电镜进行 SEM 测试。

2　试验结果与分析

2.1　镉污染对黄土物理化学性质的影响

2.1.1　酸碱度试验

土壤的酸碱度会对土水接触面双电层厚度产生

一定程度的影响[22]，进而导致土体工程性质发生改变。图 1 为不同含量镉污染黄土悬液 pH 值的变化曲线，可知未污染黄土 pH 值约 8.4；$w(Cd^{2+})$低于 300 mg/kg 时，镉污染对黄土酸碱度影响不明显；$w(Cd^{2+})$大于 300 mg/kg 后，污染黄土 pH 值随 $w(Cd^{2+})$的增加呈明显降低趋势；$w(Cd^{2+})$超过 1 000 mg/kg 后，pH 值随 $w(Cd^{2+})$的增加而降低，且降低速率略大于 300 ~ 1 000 mg/kg。硝酸镉溶于水会发生水解反应生成 H^+[34]，水解反应方程如式(1)：

$$Cd(NO_3)_2 + 2H_2O \rightarrow Cd(OH)_2 + 2H^+ + 2NO_3^-。\quad (1)$$

此外，WANG 等[20]对原始黄土和负载 Cd^{2+}黄土的 X 射线衍射(X-ray diffraction，简称 XRD)与傅里叶变换红外光谱(Fourier transform infrared spectroscopy，简称 FT-IR)进行了分析，发现 Cd^{2+}在黄土上的吸附属于化学吸附，黄土中影响 Cd^{2+}吸附的主要物质是石英、高岭石、针铁矿和天然有机质(如羧基)，在石英上的吸附反应方程如式(2)和(3)：

$$SiO_2 + H_2O \rightarrow SiO_3^{2-} + 2H^+,\quad (2)$$

$$SiO_3^{2-} + Cd^{2+} \rightarrow CdSiO_3。\quad (3)$$

在高岭石、针铁矿和以羧基为代表的有机质上吸附的反应方程如式(4) ~ (6)：

$$\equiv SOH + Cd^{2+} \rightarrow \equiv SOCd^+ + H^+,\quad (4)$$

$$FeOOH + Cd^{2+} \rightarrow FeOOCd^+ + H^+,\quad (5)$$

$$-COOH + Cd^{2+} \rightarrow -COOCd^+ + H^+。\quad (6)$$

这些反应过程均会产生 H^+，而 H^+的存在会导致悬液 pH 值降低，随着 Cd^{2+}含量增大，反应生成的 H^+越多，pH 值越小。刘松玉[23]的研究也表明粉质黏土和黏土的 pH 值随重金属 Pb、Zn、Cd 质量分数的增加而减小，但重金属离子质量分数达到 5 000 mg/kg 时仍为弱碱性。

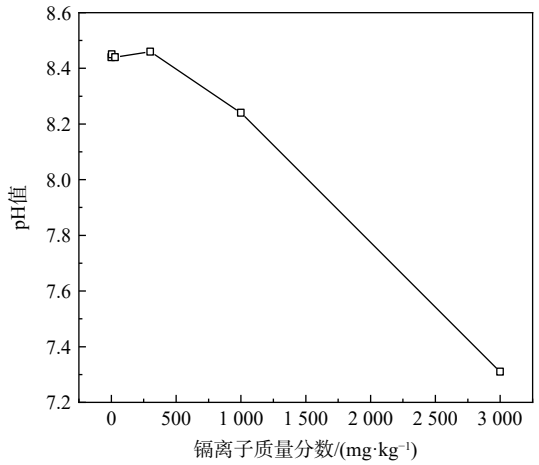


图 1　镉污染对黄土酸碱度的影响

Fig. 1　Effect of cadmium on acidity and alkalinity of loess

2.1.2　渗透试验

黄土具有特殊的物质组成、孔隙和节理发育特点，使之具有较强的渗透性，且其渗透性对溶液中溶质的含量具有高敏感性[35]。镉污染对黄土渗透性的影响如图 2 所示，可以看出，污染土的渗透系数随 $w(Cd^{2+})$的增加先增大后减小，$w(Cd^{2+})$低于 1 000 mg/kg 时，渗透系数随 $w(Cd^{2+})$的增加而增大；$w(Cd^{2+})$小于 300 mg/kg 时，渗透系数随 $w(Cd^{2+})$的增加而增大，且增大速率大于 300 ~ 1 000 mg/kg；$w(Cd^{2+})$超过 1 000 mg/kg 后，渗透系数随 $w(Cd^{2+})$的增加而减小，且 $w(Cd^{2+})$为 3 000 mg/kg 时，镉污染黄土渗透系数小于未污染黄土。天然黄土中含有大量的碳酸盐[22]，而硝酸镉水解以及 Cd^{2+}在黄土中高岭石、针铁矿和天然有机质上的化学吸附过程产生了 H^+[20, 34]，这些 H^+存在于黄土孔隙水中，会溶解、侵蚀黄土中的碳酸盐。黄土中的碳酸盐主要由方解石和白云石组成，方解石的主要成分是碳酸钙($CaCO_3$)，白云石的主要成分是碳酸镁钙($CaMg(CO_3)_2$)[22]，溶解反应方程如式(7)和(8)：

$$CaCO_3 + H^+ \rightarrow Ca^{2+} + HCO_3^-,\quad (7)$$

$$CaMg(CO_3)_2 + 2H^+ \rightarrow Ca^{2+} + Mg^{2+} + 2HCO_3^-。\quad (8)$$

结合 pH 值的变化进行分析，镉污染黄土渗透性改变的原因可能是：Cd^{2+}质量分数低于 300 mg/kg 时，水解、吸附过程中产生的 H^+迅速被碳酸盐的溶解、侵蚀过程所消耗，因此 pH 值基本稳定，而 H^+对碳酸盐的溶解、侵蚀则导致黄土中孔隙的连通性增强或孔隙直径增大，进而表现出渗透性增强；Cd^{2+}质量分数在 300 ~ 1 000 mg/kg 时，悬液 pH 值随 Cd^{2+}质量分数增加而降低，说明 H^+的消耗量小于其生成量，H^+对碳酸盐的溶解、侵蚀随 Cd^{2+}质量分数增加

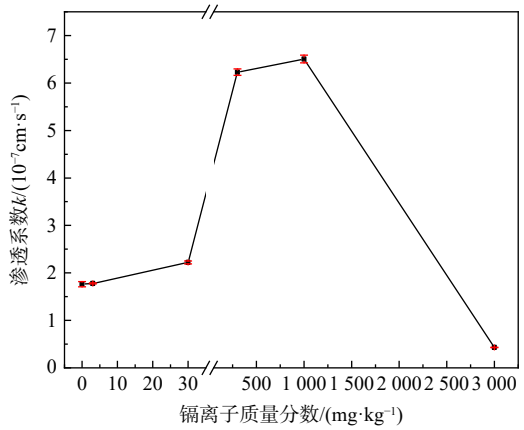


图 2　镉污染对黄土渗透性的影响

Fig. 2　Effect of cadmium on permeability of loess

逐渐趋于饱和，孔隙的增加速率变缓，表现为渗透系数依然增大，但增大速率变小；由于中国黄土对 Cd^{2+}的吸附容量为 937 mg/kg[20]，故 Cd^{2+}质量分数大于 1 000 mg/kg 时，黄土对 Cd^{2+}的吸附达到饱和，但悬液 pH 值仍随 Cd^{2+}质量分数增加而降低，且下降速率大于 300 ~ 1 000 mg/kg，由此认为 Cd^{2+}质量分数大于 1 000 mg/kg 时，碳酸盐的溶解、侵蚀反应也已经达到饱和，H^+消耗量不再随 Cd^{2+}质量分数的增加而增大，悬液 pH 值的变化由水解反应主导，硝酸镉水解生成的 $Cd(OH)_2$ 不溶于水，会沉淀在黄土颗粒表面，过量的镉质量分数下，随着反应的进行，更多的 $Cd(OH)_2$ 堵塞土中的孔隙，造成高质量分数镉污染土渗透系数减小。此外，污染土渗透系数的变化还与加入重金属阳离子后土颗粒双电层厚度压缩、颗粒团聚、孔隙通道改变以及最小毛细直径增大有关[36]，该部分内容将结合双电层理论和微观结构在后文中进行分析。

2.1.3　粒度分析

不同质量分数镉污染黄土粒径分布曲线如图 3 所示。3 000 mg/kg 镉污染黄土砂粒（粒径 0.05 ~ 0.25 mm）质量分数为 12.87%，粉粒（粒径 0.005 ~ 0.05 mm）质量分数为 68.35%，黏粒（粒径<0.005 mm）质量分数为 18.78%。相较于未污染黄土，3 000 mg/kg 镉污染黄土砂粒质量分数仅增加 0.45%，粉粒质量分数增加 0.91%，而黏粒质量分数减少 1.36%，表明镉污染对黄土粒径分布影响不明显。

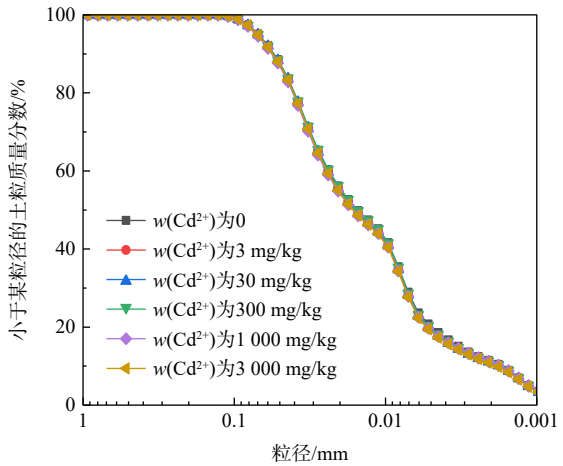


图 3　镉污染黄土的颗粒级配曲线

Fig. 3　Grading curves of the cadmium contaminated loess

2.2　镉污染对黄土力学性质的影响

2.2.1　压缩试验

不同质量分数镉污染黄土压缩试验的孔隙比–标准荷载（e–lg$P$）曲线如图 4 所示，可以看出，镉污染黄土的压缩曲线均位于未污染黄土下方，相同荷载下，孔隙比随 Cd^{2+}质量分数增加而减小；Cd^{2+}质量分数越高，随着荷载增加，孔隙比减小越快，说明镉污染可使黄土压缩性增大，且其压缩性随 Cd^{2+}质量分数的增加而增大。

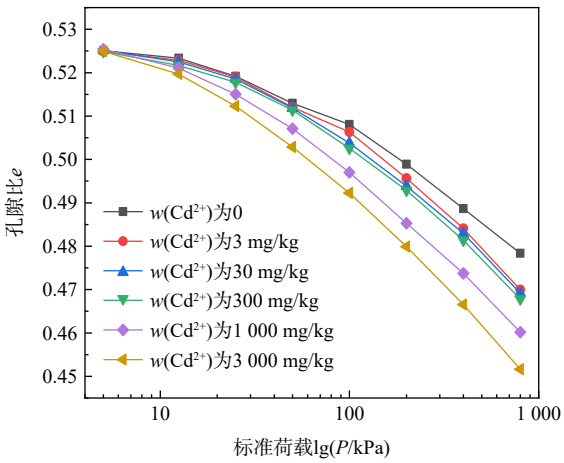


图 4　不同质量分数镉污染黄土压缩曲线

Fig. 4　Compression curves of loess under different cadmium concentrations

根据双电层（diffuse double layer，简称 DDL）理论，黄土颗粒表面带负电荷，颗粒周围会形成电场，在电场范围内的水分子和水溶液中的阳离子通过静电引力被吸附在颗粒表面，呈现定向排列，如图 5 所示，最靠近土颗粒表面处，静电引力最强，极性水分子和阳离子牢固地吸附在颗粒表面形成固定层（stern layer）；固定层外围静电引力较小，极性水分子和阳离子的活动性比在固定层中大些，形成扩散层（gouy layer）；扩散层外的水溶液不再受土颗粒表面负电荷的影响，称为自由水，阳离子也达到正常浓度。固定层和扩散层又合称为反离子层，该反离子层与土颗粒表面负电荷一起构成双电层。根据 Gouy-Chapman 双电层学说，黄土中加入重金属阳离子 Cd^{2+}后，孔隙液中阳离子价位和浓度提高，Cd^{2+}通过静电引力进入到土颗粒表面，与土颗粒中原来的低价阳离子发生离子交换，置换出低价阳离子，土颗粒双电层仍然保持电荷平衡，但颗粒中阳离子数量减少，双电层厚度变薄，颗粒滑动面上的电动电位降低，在荷载作用下，颗粒之间更容易靠近，压缩性增大。相近的土颗粒同时受到粒间静电斥力和范德华引力的作用，电动电位降低时颗粒间范德华引力大于静电斥力，土颗粒会发生团聚，进而导致污染土孔隙变宽，压缩性增大。冯晨等[10]对镉污染土电动电位的测试也表明 Cd^{2+}会使土颗粒双电层厚度减小，电动电位降低。

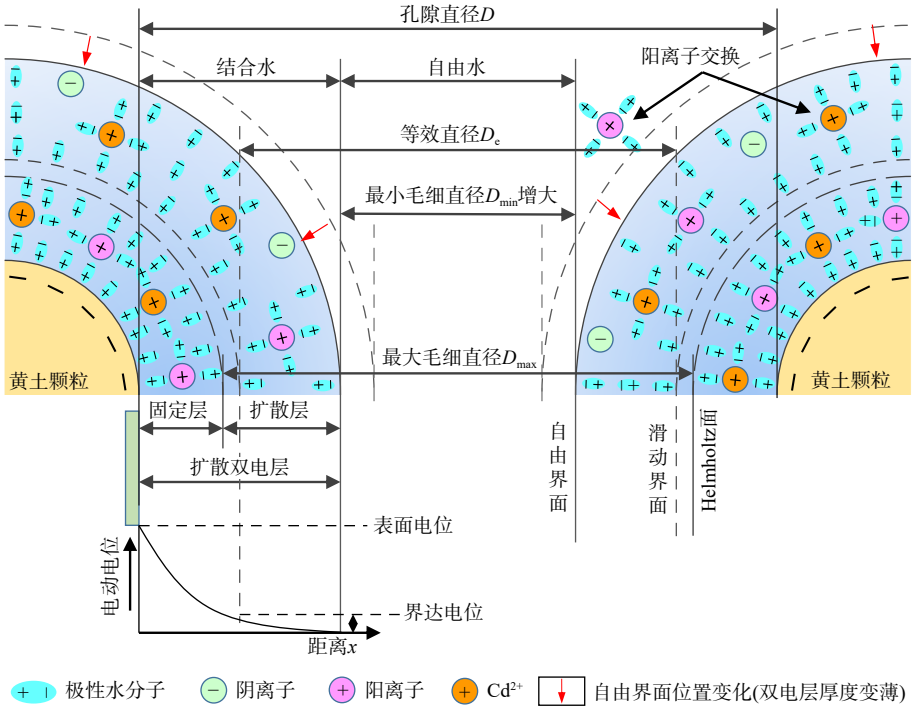


图 5　镉污染黄土颗粒双电层示意图

Fig. 5　Schematic illustration of double electric layer of cadmium contaminated loess particles

2.2.2　直剪试验

不同质量分数镉污染黄土直接剪切试验结果如图 6、表 2 所示，可以看出，3 mg/kg 镉污染黄土抗剪强度较未污染土大，Cd^{2+}质量分数达 30 mg/kg 后黄土抗剪强度较未污染土小，黄土抗剪强度随 $w(Cd^{2+})$的增加先增大后减小，轻微镉污染会提高黄土抗剪强度，而高 $w(Cd^{2+})$污染降低黄土抗剪强度。内摩擦角的变化趋势与抗剪强度一致；黏聚力随 $w(Cd^{2+})$的增加逐渐减小，其变化幅度较内摩擦角大，说明镉污染改变黄土抗剪强度是由于 Cd^{2+}同时影响黄土黏聚力和内摩擦角，Cd^{2+}对黏聚力的影响程度大于内摩擦角。AYININUOLA 等[37]的研究表明，土壤中加入 $CaSO_4$ 后，由于阳离子交换作用，污染土内摩擦角会有初始增量；LI 等[33]的研究也表明，污染土中 Pb^{2+}质量分数较低时，内摩擦角相较于未污染土会有初始增大，而后随 Pb^{2+}质量分数增大而减小，这与本研究结果相一致。加入 3 mg/kg Cd^{2+}后，由于 Cd^{2+}与黄土中低价阳离子发生阳离子交换，使得内摩擦角有初始增大[37]，从而引起抗剪强度初始增大；但同时，硝酸镉在黄土孔隙液中的水解[34]以及 Cd^{2+}在黄土颗粒表面的化学吸附[20]产生了 H^+(方程式见 2.1.1 节)，随着 Cd^{2+}质量分数的增大，更多的 H^+与黄土中碳酸盐胶结物发生反应(方程式见 2.1.2 节)，导致土颗粒间碳酸盐胶结物减少，黏聚力降低；内摩擦角减小是由于 Cd^{2+}吸附导致土颗粒间接触方式发生变化[24]。

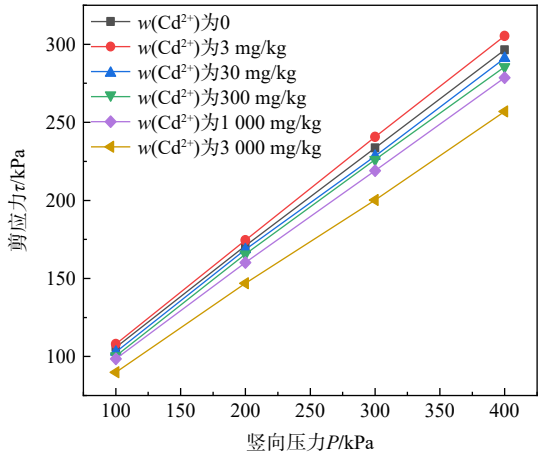


图 6　镉污染对黄土抗剪强度的影响

Fig. 6　Effect of cadmium on the shear strength of loess

表 2　不同质量分数镉污染黄土的黏聚力和内摩擦角

Table 2　Cohesion and angle of internal friction of loess under different concentrations of cadmium

$w(Cd^{2+})/(mg\cdot kg^{-1})$	黏聚力c/kPa	内摩擦角φ/(°)
0	43.1	32.39
3	42.5	33.35
30	41.6	31.98
300	40.3	31.64
1 000	39.3	30.93
3 000	34.8	29.02

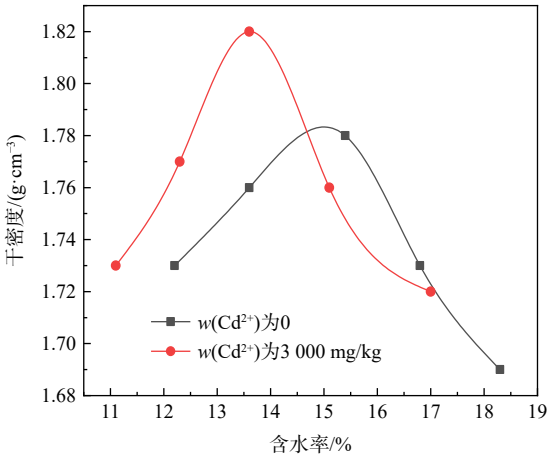


图 7　镉污染对黄土压实特性的影响

Fig. 7　Effect of cadmium on compaction characteristics of loess

2.2.3　击实试验

图 7 为未污染黄土与 3 000 mg/kg 镉污染黄土的击实试验曲线，可以看出，相较于未污染黄土，3 000 mg/kg 镉污染黄土的最大干密度从 1.78 g/cm^3 增加到了 1.82 g/cm^3，最佳含水率从 15.4% 降低到了 13.6%，表明镉污染可增大黄土的最大干密度，并降低其持水性能。黄土颗粒表面带负电荷，加入 Cd^{2+} 后孔隙液中阳离子价位增高，引起双电层厚度变薄，对应的结合水膜变薄，土颗粒持水性能下降，最佳含水率降低；同时，根据冯晨等[10] 的研究，Cd^{2+} 会导致土颗粒电动电位降低，双电层厚度压缩，相同击实能量下颗粒之间更易靠近，因此最大干密度增加；此外，H^+ 对黄土中碳酸盐胶结物的溶解、侵蚀导致黄土胶结程度减弱，土颗粒的粒间联结力更容易被击实能量破坏，粒间孔隙更易压缩，最大干密度也会增加。文少杰等[36] 关于铅污染对黄土宏观持水性能和微观结构演化的影响研究表明，铅污染降低了黄土的持水性能，这与本研究试验结果相一致。

2.3　镉污染对黄土微观结构的影响

土的微观结构是决定土体物理、力学及其他工程性质的一个重要因素，黄土的变形破坏主要受其微观结构的控制[38]。图 8 为土样放大 500 倍后的 SEM 图片，可以看出，未污染黄土表面分布有明显的碳酸盐胶结物，颗粒聚集胶结形成凝块结构，土中存在大量胶结物孔隙和部分粒间孔隙，颗粒间连接方式主要为面胶结，存在少量点接触[39]；相较于未污染黄土，30 mg/kg 镉污染黄土胶结物减少，粒间孔隙增多，且孔隙直径增大，孔隙连通性增强，这是由于黄土中加入硝酸镉后，硝酸镉在黄土孔隙液中发生水解反应生成 H^+[34]，Cd^{2+} 通过化学吸附反应在黄土颗粒上的吸附过程也产生 H^+[20]（水解和吸附反应方程见 2.1.1 节），而西北黄土中碳酸钙是主要的颗粒间胶结物[22]，H^+ 与黄土中原有的碳酸盐胶结物发生溶解反应（方程式见 2.1.2 节），碳酸盐胶结物受侵蚀而减少，孔隙直径增大，并形成较多的粒内微孔隙，同时，Cd^{2+} 会压缩黄土颗粒双电层厚度，使其电动电位降低[10]，颗粒间范德华引力大于静电斥力，土颗粒发生团聚，进而导致孔隙变宽，粒间孔隙连通性增强；3 000 mg/kg 镉污染黄土表面分布了很多的碎屑及小颗粒，粒间孔隙明显减少，这是由于此质量分数超过了黄土对 Cd^{2+} 的吸附容量（约 1 000 mg/kg）[20]，硝酸镉水解产生了过量不溶于水的产物[34]，分布在土颗粒表面，堵塞了部分孔隙，且孔隙液中持续存在过量的 Cd^{2+} 使土颗粒带正电荷，静电斥力增大，聚集颗粒脱稳，粒间孔隙被压缩。

孔隙特征是反映黄土微观结构的重要特征之一，直接影响黄土的水敏性、渗透性和强度等物理力学性质[40]。为了定量分析镉污染黄土微观孔隙结构特征，利用南京大学刘春团队研发的颗粒（孔隙）与裂隙图像识别与分析系统（particles (pores) and cracks analysis system，简称 PCAS）软件对 SEM 图像进行

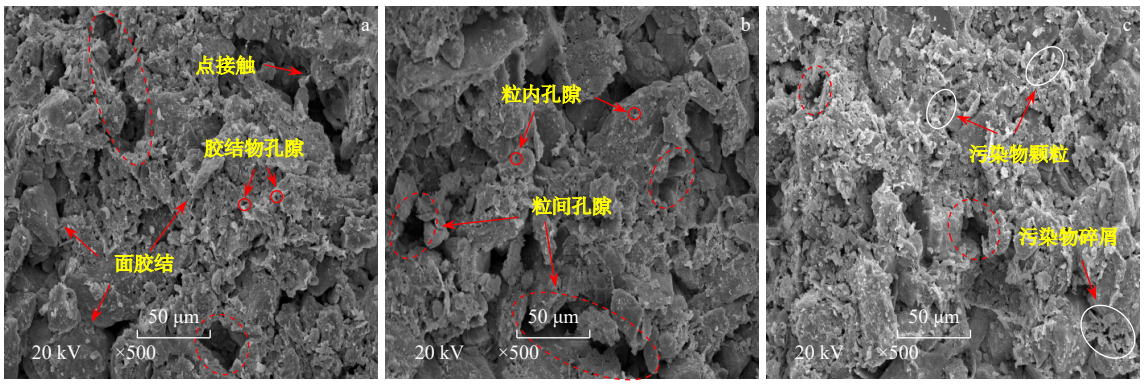


图 8　镉污染黄土 SEM 图片（a，b，c 分别是 w（Cd^{2+}）为 0，30，3 000 mg/kg）

Fig. 8　SEM images of cadmium contaminated loess

了二值化和矢量化处理[41]，提取了孔隙结构定量参数，分析了镉污染后黄土孔隙结构的变化。根据雷祥义[42]对中国黄土孔隙类型的划分方法进行了粒径分组：微孔隙半径 <0.001 mm、小孔隙半径 [0.001, 0.004）mm、中孔隙半径 [0.004, 0.016] mm、大孔隙半径>0.016 mm。孔隙度和分形维数分析结果如表 3，可知 30 mg/kg 镉污染黄土孔隙度比未污染黄土大，而 3 000 mg/kg 镉污染黄土孔隙度比未污染黄土小；孔隙的分形维数可以定量描述孔隙的复杂程度，由于 H^+对黄土中碳酸盐的侵蚀，30 mg/kg 镉污染土孔隙分形维数比未污染土略有增大，而 3 000 mg/kg 镉污染黄土的分形维数与 30 mg/kg 相当。不同 Cd^{2+}质量分数下黄土中微孔隙、小孔隙、中孔隙、大孔隙 4 种孔隙占比如图 9 所示，30 mg/kg 镉污染黄土中孔隙占比比未污染黄土高，而 3 000 mg/kg 镉污染黄土中孔隙占比比未污染黄土低，孔隙度及中孔隙占比的变化与渗透试验的结果相一致。Cd^{2+}质量分数为 30 mg/kg 时，H^+对碳酸盐的侵蚀导致微孔隙数量的增多和孔隙直径的增大，孔隙更为复杂，分形维数增大，双电层厚度压缩、电动电位降低则引起土颗粒之间最小毛细直径增大、土颗粒团聚、孔隙通道变宽，此时，孔隙度增大，中孔隙比例增加，渗透性增强，渗透系数较未污染土大。Cd^{2+}质量分数为 3 000 mg/kg 下，过量的硝酸镉水解产物沉淀在土颗粒表面，堵塞部分孔隙，孔隙液中持续存在过量的阳离子会导致土颗粒呈正电性，颗粒间静电斥力增大，出现原聚集颗粒脱稳现象，孔隙受到压缩，中孔隙比例减少，小孔隙比例增加，粒度分析结果也证明污染土颗粒仅有轻微团聚现象。

表 3　不同 Cd^{2+}质量分数下孔隙度和分形维数

Table 3　Porosity and fractal dimension under different cadmium concentrations

$w(Cd^{2+})/(mg\cdot kg^{-1})$	孔隙度/%	分形维数
0	13.96	1.1920
30	17.52	1.2067
3000	8.59	1.2066

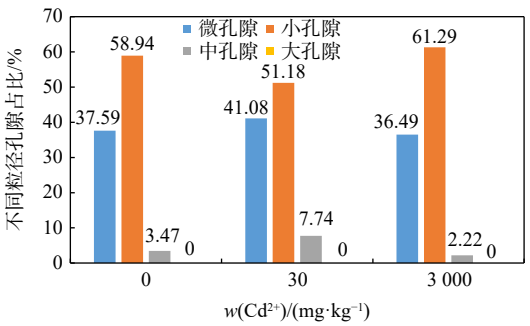


图 9　不同 Cd^{2+}质量分数下 4 种孔隙占比

Fig. 9　Proportion of four kinds of pores under different cadmium concentrations

3　结　论

（1）低于 300 mg/kg 的镉污染对黄土酸碱度影响不明显，高于 300 mg/kg 镉污染使黄土 pH 值明显降低；渗透性随 Cd^{2+}质量分数的增加先增大后减小，Cd^{2+}质量分数低于 1 000 mg/kg 时，渗透系数随 Cd^{2+}质量分数的增加而增大，Cd^{2+}质量分数高于 1 000 mg/kg 后，渗透系数随 Cd^{2+}质量分数的增加而减小；镉污染对黄土粒径分布影响不明显，3 000 mg/kg 镉污染土较未污染土砂粒质量分数仅增加 0.45%，粉粒质量分数增加 0.91%，黏粒质量分数减少 1.36%。

（2）镉污染黄土压缩性随 Cd^{2+}质量分数的增加而增大；3 mg/kg 镉污染黄土抗剪强度较未污染黄土大，Cd^{2+}质量分数高于 30 mg/kg 后，黄土抗剪强度随 Cd^{2+}质量分数增加而减小；镉污染对黄土内摩擦角的影响与抗剪强度一致，黏聚力随 Cd^{2+}质量分数的增加逐渐减小；镉污染使黄土最大干密度增大，最佳含水率降低。

（3）30 mg/kg 镉污染黄土孔隙度比未污染黄土大，微孔隙和中孔隙占比比未污染黄土高，而 3 000 mg/kg 镉污染黄土孔隙度比未污染黄土小，中孔隙占比比未污染黄土低，小孔隙占比比未污染黄土高。

（4）镉污染引起黄土物理化学性质、力学性质与微观结构的改变，主要原因在于孔隙液中硝酸镉的水解反应、Cd^{2+}在黄土颗粒上的化学吸附反应以及加入 Cd^{2+}后黄土颗粒双电层厚度的压缩。

所有作者声明不存在利益冲突。

The authors declare that no competing interests exist.

参考文献：

[1] DUAN C Q, REN J, TAO L, et al. Study of the remediation effect and mechanism of biochar-loaded nZVI on heavy metal contaminated soil[J]. Sustainability, 2023, 15(24): 16753.

[2] SOLGI E, ESMAILI-SARI A, RIYAHI-BAKHTIARI A, et al. Soil contamination of metals in the three industrial estates, Arak, Iran[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2012, 88(4): 634-638.

[3] YE P Q, ABLIZ A, SUN X L, et al. Human health-risk assessment of heavy metal-contaminated soil based on Monte Carlo simulation[J]. Scientific Reports, 2023, 13: 7033.

[4] 刘安, 于聪灵, 王立平, 等. 河北省典型铅锌矿区重金属来源解析及生态风险评价 [J]. 地质科技通报, 2024, 43(2): 307-317.

LIU A, YU C L, WANG L P, et al. Heavy metal sources and ecological risk assessment of typical lead-zinc mining areas in Hebei Province[J]. Bulletin of Geological Science and Technology, 2024, 43(2): 307-317. (in Chinese with English abstract)

[5] ZHANG Y B, WU F Q, ZHANG X S, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in three land-use types on the southern Loess Plateau, China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2017, 189(9): 470.

[6] 高松, 童新元, 王芸, 等. 淋洗与电化学还原联用处理镉–铅污染土壤 [J]. 中国环境科学, 2022, 42(4): 1788-1794.
GAO S, TONG X Y, WANG Y, et al. Remediation of Cd-Pb contaminated soil by coupled soil washing and electrochemical reduction[J]. China Environmental Science, 2022, 42(4): 1788-1794. (in Chinese with English abstract)

[7] HAMID Y, TANG L, HUSSAIN B, et al. Organic soil additives for the remediation of cadmium contaminated soils and their impact on the soil-plant system: A review[J]. Science of the Total Environment, 2020, 707: 136121.

[8] DA Y C, XU M, MA J, et al. Remediation of cadmium contaminated soil using K_2FeO_4 modified vinasse biochar[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2023, 262: 115171.

[9] WANG X Y, XUE Y J. Preparation and immobilization mechanism of red mud/steel slag-based geopolymers for solidifying/stabilizing Pb-contaminated soil[J]. Materials, 2024, 17(13): 3353.

[10] 冯晨, 李江山, 刘金都, 等. 砷、镉复合污染土击实特性及微观结构试验研究 [J]. 岩土力学, 2022, 43(增刊 2): 171-182.
FENG C, LI J S, LIU J D, et al. Experimental study on the compaction characteristics and microstructure of arsenic and cadmium co-contaminated soil[J]. Rock and Soil Mechanics, 2022, 43(S2): 171-182. (in Chinese with English abstract)

[11] 查甫生, 刘晶晶, 夏磊, 等. 重金属污染土的工程性质试验研究 [J]. 地下空间与工程学报, 2014, 10(增刊 2): 1982-1985.
ZHA F S, LIU J J, XIA L, et al. Engineering properties of heavy metal contaminated soil[J]. Chinese Journal of Underground Space and Engineering, 2014, 10(S2): 1982-1985. (in Chinese with English abstract)

[12] 饶为国, 马福荣, 陈日高, 等. 重金属污染对土压实性及抗剪强度影响的试验研究 [J]. 工业建筑, 2013, 43(4): 92-97.
RAO W G, MA F R, CHEN R G, et al. Experimental research on the effect of the heavy metal pollutants on soil compactness and shear strength[J]. Industrial Construction, 2013, 43(4): 92-97. (in Chinese with English abstract)

[13] 高浩然, 周勇, 刘甲康, 等. 基于 EBK 插值预测和 GDM 模型的襄州区耕地土壤重金属时空分布及来源变化分析 [J]. 环境科学, 2022, 43(11): 5180-5191.
GAO H R, ZHOU Y, LIU J K, et al. Spatial and temporal distribution and source variation of heavy metals in cultivated land soil of Xiangzhou District based on EBK interpolation prediction and GDM model[J]. Environmental Science, 2022, 43(11): 5180-5191. (in Chinese with English abstract)

[14] DUAN Q N, LEE J C, LIU Y S, et al. Distribution of heavy metal pollution in surface soil samples in China: A graphical review[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2016, 97(3): 303-309.

[15] WU Y F, LI X, YU L, et al. Review of soil heavy metal pollution in China: Spatial distribution, primary sources, and remediation alternatives[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2022, 181: 106261.

[16] 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报 [R]. 北京: 中华人民共和国环境保护部, 2014.
Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, Ministry of Land and Resources of the People's Republic of China. Soil pollution condition investigation communique[R]. Beijing: Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, 2014. (in Chinese)

[17] 王兰民. 黄土动力学 [M]. 北京: 地震出版社, 2003: 1-2.
WANG L M. Loess dynamics[M]. Beijing: Seismological Press, 2003: 1-2. (in Chinese)

[18] YANG M, XU Y N, SHANG H X, et al. Detecting cadmium contamination in loessal soils using near-infrared spectroscopy in the Xiaoqinling gold area[J]. Energy & Environment, 2022, 33(5): 952-974.

[19] 张湘茗, 任学昌, 万建新, 等. 碳酸钙对污染土壤中 Pb、Zn、Cd 的稳定化作用 [J]. 有色金属工程, 2019, 9(6): 114-120.
ZHANG X M, REN X C, WAN J X, et al. Stabilization effects of calcium carbonate for Pb, Zn and Cd in contaminated soil[J]. Nonferrous Metals Engineering, 2019, 9(6): 114-120. (in Chinese with English abstract)

[20] WANG Y, TANG X W, CHEN Y M, et al. Adsorption behavior and mechanism of Cd(II) on loess soil from China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 172(1): 30-37.

[21] ZANG F, WANG S L, NAN Z R, et al. Leachability of heavy metals in loess-amended dredged sediment from northwest of China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 183: 109561.

[22] 刘刚, 杨秀娟, 樊恒辉, 等. 重金属离子对黄土物理化学及工程性质的影响 [J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2017, 45(2): 213-218.
LIU G, YANG X J, FAN H H, et al. Effects of heavy metal ions on physical-chemical and engineering properties of loess[J]. Journal of Northwest A & F University (Natural Science Edition), 2017, 45(2): 213-218. (in Chinese with English abstract)

[23] 刘松玉. 污染场地测试评价与处理技术 [J]. 岩土工程学报, 2018, 40(1): 1-37.
LIU S Y. Geotechnical investigation and remediation for industrial contaminated sites[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2018, 40(1): 1-37. (in Chinese with English abstract)

[24] 陈小双, 徐兴倩, 刘剑, 等. 镉污染红黏土强度劣化机理分析 [J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(7): 1503-1511.
CHEN X S, XU X Q, LIU J, et al. Strength degradation mechanism analysis of cadmium-contaminated laterite[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2024, 43(7): 1503-1511. (in Chinese with English abstract)

[25] ZHAO B W, XU R Z, MA F F, et al. Effects of flax straw biochar on soil properties, fractions and maize availability of lead and cad-

mium in light sierozem[J]. Nature Environment and Pollution Technology, 2019, 18(3): 903-910.

[26] 宁涵, 王梦雨, 余广彬, 等. 钝化剂对土壤砷、铅、镉的人体生物有效性的影响研究 [J]. 生态毒理学报, 2021, 16(6): 201-212.
NING H, WANG M Y, YU G B, et al. Effects of immobilization materials on oral bioavailability of arsenic, lead and cadmium in contaminated soils[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, 16(6): 201-212. (in Chinese with English abstract)

[27] CAO W, LIU C D, CHOU Y L, et al. Experimental study on freezing temperature and its influencing factors of loess contaminated by heavy metals[J]. Case Studies in Thermal Engineering, 2024, 61: 105034.

[28] 苏永奇, 马巍, 吴志坚, 等. 兰州新区潜在地震地质灾害预测分析 [J]. 地震研究, 2016, 39(1): 107-113.
SU Y Q, MA W, WU Z J, et al. Predictive analysis of potential earthquake induced geological hazards in Lanzhou New District[J]. Journal of Seismological Research, 2016, 39(1): 107-113. (in Chinese with English abstract)

[29] 中华人民共和国生态环境部. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准: GB15618-2018[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2019.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Soil environmental quality risk control standard for soil contamination of agricultural land: GB15618-2018[S]. Beijing: China Environment Publishing Group, 2019. (in Chinese)

[30] 中华人民共和国生态环境部. 土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准: GB36600-2018[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2019.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Soil environmental quality risk control standard for soil contamination of development land: GB36600-2018[S]. Beijing: China Environment Publishing Group, 2019. (in Chinese)

[31] 唐晓武, 寇乃羽, 李振泽, 等. 阴离子表面活性剂对黄土力学特性的影响 [J]. 岩土力学, 2011, 32(1): 141-145.
TANG X W, KOU N Y, LI Z Z, et al. Influence of anionic surfactants on mechanical characteristics of loess[J]. Rock and Soil Mechanics, 2011, 32(1): 141-145. (in Chinese with English abstract)

[32] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 土工试验方法标准: GB/T50123-2019[S]. 北京: 中国计划出版社, 2019.
Ministry of Housing and Urban-Rural Development of the People's Republic of China. Standard for geotechnical testing method: GB/T50123-2019[S]. Beijing: China Planning Press, 2019. (in Chinese)

[33] LI J S, XUE Q, WANG P, et al. Effect of lead (II) on the mechanical behavior and microstructure development of a Chinese clay[J]. Applied Clay Science, 2015, 105: 192-199.

[34] YONG R N. Geoenvironmental engineering, contaminated soils, pollutant fate, and mitigation[M]. New York, USA: CRC Press, 2001: 123-169.

[35] 李培月, 何强, 吴健华, 等. 干湿循环条件下无机盐对原状黄土孔隙结构及渗透性的影响 [J/OL]. 地质科技通报: 1-12[2025-01-02]. https: //link. cnki. net/doi/10.19509/j. cnki. dzkq. tb20240711.
LI P Y, HE Q, WU J H, et al. Effects of inorganic salts on pore structure and permeability of undisturbed loess under dry and wet cycling conditions[J/OL]. Bulletin of Geological Science and Technology: 1-12[2025-01-02]. https: //link.cnki.net/doi/10.19509/j.cnki.dzkq.tb20240711. (in Chinese with English abstract)

[36] 文少杰, 郑文杰, 胡文乐. 铅污染对黄土宏观持水性能和微观结构演化的影响研究 [J]. 岩土力学, 2023, 44(2): 451-460.
WEN S J, ZHENG W J, HU W L. Effects of lead contamination on macro-water retention and micro-structural evolution of loess[J]. Rock and Soil Mechanics, 2023, 44(2): 451-460. (in Chinese with English abstract)

[37] AYININUOLA G M, AGBEDE O A, FRANKLIN S O. Influence of calcium sulphate on subsoil cohesion and angle of friction[J]. Journal of Applied Sciences Research, 2009, 5(3): 297-304.

[38] WEI T T, WU Z J, CHEN Y P, et al. Three-dimensional characterization and quantitative research of Malan loess microstructure under seismic loading[J]. Frontiers in Earth Science, 2023, 10: 1106168.

[39] 刘华, 何江涛, 赵茜, 等. 酸污染原状黄土渗透微观特征演变规律试验研究 [J]. 岩土力学, 2020, 41(3): 765-772.
LIU H, HE J T, ZHAO Q, et al. Experimental study on evolution of micro-permeability characteristics of acid-contaminated undisturbed loess[J]. Rock and Soil Mechanics, 2020, 41(3): 765-772. (in Chinese with English abstract)

[40] 郑佳, 庄建琦, 孔嘉旭, 等. 基于 CT 扫描的黄土孔隙结构特征研究 [J]. 地质科技通报, 2022, 41(6): 211-222.
ZHENG J, ZHUANG J Q, KONG J X, et al. Study of loess pore structure characteristics based on CT scanning[J]. Bulletin of Geological Science and Technology, 2022, 41(6): 211-222. (in Chinese with English abstract)

[41] LIU C, SHI B, ZHOU J, et al. Quantification and characterization of microporosity by image processing, geometric measurement and statistical methods: Application on SEM images of clay materials[J]. Applied Clay Science, 2011, 54(1): 97-106.

[42] 雷祥义. 中国黄土的孔隙类型与湿陷性 [J]. 中国科学 (b 辑), 1987, 17(12): 1309-1318.
LEI X Y. Pore types and collapsibility of loess in China[J]. Science in China (Ser B), 1987, 17(12): 1309-1318. (in Chinese with English abstract)

Summary for “镉污染对黄土物理化学及力学性质的影响”

Effects of cadmium on physical-chemical and mechanical properties of loess

GUO Mei[1,2*], HAN Xin[1,2], LU Yuxia[1,2], WANG Yan[1,2], HE Hailang[1]

1. Lanzhou Institute of Seismology, China Earthquake Administration, Lanzhou 730000, China;
2. Key Laboratory of Loess Earthquake Engineering of China Earthquake Administration & Gansu Province, Lanzhou 730000, China

* Corresponding author, E-mail: egmonica@163.com

Abstract: Heavy metal pollution of soil has become a serious issue in many countries, with cadmium (Cd) being one of the primary heavy metal pollutants affecting soil environmental quality in China. [**Objective**] This study aims to investigate the effects of cadmium on the mechanical and physical-chemical properties of loess. [**Methods**] A series of tests, including compression test, direct shear test, compaction test, permeability test, acidity and alkalinity test, and particle size analysis, were conducted on remolded loess samples with various Cd^{2+} concentrations. Changes in the microstructure of the Cd-contaminated loess were observed using scanning electron microscopy (SEM). [**Results**] The results showed that the pH value of loess decreased obviously when the Cd^{2+} concentration exceeded 300 mg/kg. Permeability first increased and then decreased with the rising Cd^{2+} concentrations. Cadmium contamination had no significant effect on the particle size distribution of loess. As Cd^{2+} concentration increased, the compressibility of loess increased, while cohesion decreased. The angle of internal friction and shear strength initially increased and then decreased. The optimal moisture content decreased, while the maximum dry density increased. The porosity and proportion of medium pores increased under 30 mg/kg cadmium concentration but decreased under 3 000 mg/kg, while the proportion of small pores increased under 3 000 mg/kg cadmium concentration. The hydrolysis of cadmium nitrate in pore water, the chemisorption of cadmium onto loess particles, and the formation of a compressed double electric layer after cadmium addition were the main factors driving changes in the physical-chemical properties, mechanical properties, and microstructure of cadmium-contaminated loess. [**Conclusion**] The findings could provide a reference for evaluating the engineering properties and mitigating engineering disasters of cadmium-contaminated soils in loess areas.

Key words: cadmium (Cd); loess; mechanical properties; physical-chemical properties; microstructure

Received: 2024-06-25; Revised: 2025-01-06; Accepted: 2025-01-11

doi: 10.19509/j.cnki.dzkq.tb20240355