

高压水淹和干湿交替耦合作用下土壤团聚体稳定性及其对抗生素迁移的影响^①

樊建新, 张世阔, 黄丽, 何国庆

(重庆交通大学河海学院, 重庆 400074)

摘要: 以三峡水库土壤作为研究对象, 模拟土壤在不同水压和干湿交替次数下的变化, 研究土壤团聚体粒级变化及其稳定性指标对高压水淹和干湿交替作用的响应, 同时研究土壤团聚体结构变化对磺胺甲噁唑(SMX)迁移和固持的影响。结果表明: 水压和干湿交替对土壤的机械稳定性和水稳定性均产生了影响。干湿交替 1 次, 当水压为 100 kPa 时, 土壤机械稳定性团聚体和水稳定性团聚体 >5 mm 粒级含量较未施加压力的对照分别增加了 49.46% 和 31.79%, 平均重量直径(MWD)分别增加了 12.11% 和 25.71%; 然而, 当水压为 300 kPa 时, 与未施加压力的对照相比, 土壤水稳定性团聚体 MWD 降低了 10.48%, 团聚体破碎率(PAD)增加了 3.36%。干湿交替 3 次后, 土壤的机械稳定性和水稳定性随着水压增大和干湿交替次数增多而降低。SMX 在受试土壤中的迁移能力较强, 其迁移能力与土壤稳定性指标 MWD、平均几何直径(GMD)和 >0.25 mm 团聚体的质量占比($R_{0.25}$)呈负相关, SMX 在不同粒级土壤团聚体中的固持量从大到小依次表现为 0.5~2 mm 粒级、>5 mm 粒级、>0.25 mm 粒级。

关键词: 土壤团聚体; 干湿交替; 水压; 磺胺甲噁唑; 迁移

中图分类号: X53 文献标志码: A

Soil Aggregate Stability Under the Coupling Effect of High-pressure Water Flooding and Alternate Drying-wetting and Its Influence on Antibiotic Migration

FAN Jianxin, ZHANG Shikuo, HUANG Li, HE Guoqing

(School of River and Ocean Engineering, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China)

Abstract: This study focuses on soil from the Three Gorges Reservoir area, simulates the changes in soil under different water pressures and varying numbers of wetting-drying cycles, investigates the response of soil aggregate size distribution and stability indices to high-pressure flooding and wetting-drying alternation, as well as the impacts of soil aggregate structural change on the migration and retention of sulfamethoxazole (SMX). Results demonstrated that water pressure and wetting-drying cycles affected both mechanical and water stability of soil aggregates. After one wetting-drying cycle under 100 kPa water pressure, the content of mechanically stable and water-stable aggregates larger than 5 mm increased by 49.46% and 31.79%, respectively, while the mean weight diameter (MWD) increased by 12.11% and 25.71%, respectively. In contrast, the application of 300 kPa water pressure reduced soil stability, with the MWD of water-stable aggregates decreased by 10.48% compared to the control group, and the aggregate breakdown rate (PAD) increased by 3.36%. After three wetting-drying cycles, the mechanical and water stability of the soil decreased with increasing water pressure and more frequent wetting-drying cycles. SMX exhibited strong migration ability in the tested soil, which was negatively correlated with soil stability indices, including MWD, geometric mean diameter (GMD), and the mass percentage of aggregates larger than 0.25 mm ($R_{0.25}$). The retention amount of SMX from high to low in soil aggregates with different sizes was in the order of 0.5–2 mm aggregates, >5 mm aggregates, >0.25 mm aggregates.

Key words: Soil aggregates; Wet-dry cycles; Water pressure; Sulfamethoxazole (SMX); Migration

三峡大坝建成后, 在 145~175 m 高程的三峡水库两岸形成了我国面积(349 km²)最大的消落带, 其是

水域和陆地生态系统的过渡地带^[1]。消落带在水源涵养、养分协调、污染物迁移转化等方面具有重要功能。

①基金项目: 重庆市教委科技项目(KJZD-K202300712)和国家自然科学基金项目 (41977337)资助。

作者简介: 樊建新(1982—), 女, 山东聊城人, 博士, 教授, 研究方向为环境污染物过程与控制。E-mail: jxfanw@cqjtu.edu.cn

周期性水位涨落,可能使土壤结构退化,抗蚀性能下降,消落带水土流失加剧^[2]。土壤团聚体稳定性是反映土壤结构好坏的重要指标,是决定土壤结构稳定性的关键因素^[3]。周期性水位变化使土壤经历厌氧(淹水)和好氧(落干)循环的物理、化学和生物变化过程。土壤会因崩解作用膨胀和收缩导致团聚体破碎,影响团聚体粒级分布,进而对土壤团聚体稳定性产生重要影响^[4-5]。Cui 等^[6]研究发现,在三峡库区消落带极端的淹水条件下,中低海拔地区的土壤团聚体结构稳定性显著小于高海拔地区。张淑娟等^[7]对消落带不同高程土壤团聚体的机械稳定性和水稳定性研究发现,周期性的水位涨落显著地降低了低高程区土壤团聚体的稳定性。且该区域受水库水位波动影响,土壤团聚体受到高压水淹和干湿交替等因素的影响,表现出明显的空间垂直梯度差异^[8]。然而,目前针对三峡水库消落带极端高压水淹和干湿交替条件下土壤团聚体稳定性变化的研究相对较少,高压水淹和干湿交替耦合作用对土壤团聚体结构稳定性的影响机制尚不明确。

土壤团聚体粒级分布不仅决定土壤结构的稳定性,还影响土壤对污染物的固持作用^[9-10]。有研究发现,土壤团聚体对重金属的固持能力与粒级呈负相关^[11]。土壤粒级等理化性质显著影响其对抗生素的固持能力^[12-13],较大粒级的团聚体对抗生素的固持起关键性作用^[14]。近年来,由于磺胺类抗生素的广泛使用,其在土壤中的固持受到了广泛关注^[15]。土壤中较低含量的磺胺甲噁唑(SMX)在长期暴露后会引发严重的生态和健康问题^[16]。Dong 等^[17]研究发现,磺胺醋酰更易固持于比表面积较大的土壤颗粒。Maskowska 等^[18]利用不同磺胺类抗生素和不同类型土壤开展土柱淋溶试验,发现磺胺类抗生素更易固持在有机质含量高、土壤颗粒粒级小的土壤中。目前,众多学者已在三峡库区开展了土壤中抗生素分布和迁移等方面的研究^[19-20]。Yan 等^[21]发现三峡库区水、土壤和沉积物中的磺胺类抗生素含量远高于其他种类抗生素。方镜人等^[22]研究发现,三峡库区消落带土壤中磺胺类抗生素的含量已达 $7.15 \mu\text{g}/\text{kg}$ 。消落带土壤中的抗生素更易在水位波动和降雨过程中迁移至库区水体,加剧三峡库区的环境污染。但三峡库区消落带土壤稳定性变化对抗生素固持能力的影响及其机制尚不明确。

因此,本研究拟通过高压水淹和干湿交替模拟试验,研究高压水淹和干湿交替耦合作用对三峡库区消落带土壤团聚体稳定性的影响;通过模拟抗生素在不同粒级团聚体中的迁移,研究不同粒级团聚体对抗生

素的固持能力;进而深入研究土壤团聚体稳定性在消落带水位波动影响下对抗生素的固持能力,为评估消落带土壤稳定性以及环境污染状况提供科学依据与理论参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤于 2023 年 11 月采自三峡库区消落带高程 180 m 处(减少已有季节性干湿交替的影响)表层 0~20 cm。采样点位于三峡库区重庆市巴南区,地理坐标 $29^{\circ}38'N$, $106^{\circ}47'E$ 。采用环刀法测定土壤容重为 $1.28 \text{ g}/\text{cm}^3$,含水率为 15.18%。将采集的原状土自然风干后备用。土壤颗粒组成测定采用 MasterSize 3000 型激光粒度仪分析,结果显示,颗粒组成主要为:砂粒(0.02~2 mm),占比 58.69%;粉粒(0.002~0.02 mm)次之,占比 32.24%;黏粒(<0.002 mm)含量最低,仅为 9.07%。供试磺胺甲噁唑(SMX),分析纯,购于上海阿拉丁生化科技股份有限公司。

1.2 高压水淹和干湿交替试验设计

使用自制水压模拟装置(图 1),通过调节千斤顶的高度来压缩液体,从而实现不同水压强度的控制,对土样进行不同水压和干湿交替次数试验。试验时,对筛分后的原状土(CK)按照干筛法测试结果中各粒级的比例组成试验土样,搅拌均匀后分别取 250 g 土放入铝盒中;在铝盒中加入一定量的超纯水进行饱和,分组进行水压 0、100、200、300 kPa,干湿交替 1、3、6 次的高压淹水试验。按照不同水压和干湿交替次数分别进行编号,其中水压为 0 kPa,干湿交替次数 1 次后,编号为 0-1,以此类推为 0-3、0-6、100-1、100-3 等。高压淹水 4 h 后,将土样放入 40°C 的烘

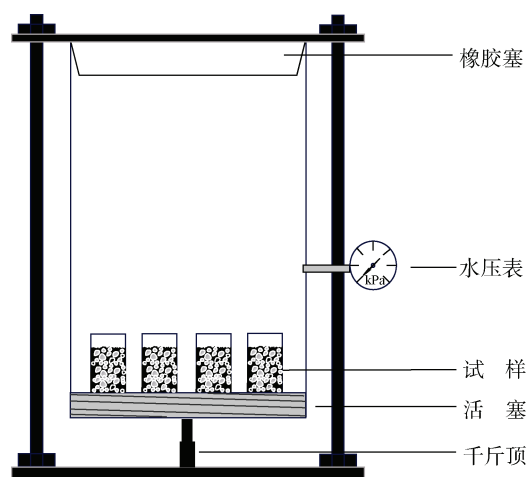


图 1 水压模拟装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of water pressure simulation device

箱烘干至含水率为 15% 左右,即完成 1 次干湿交替。试验均在室温下(25℃)进行,每种处理 3 个重复。试验最终获得 13 种经过不同处理的土样。

1.3 土壤团聚体稳定性分析

土样自然风干后,采用沙维诺夫(Н.Н.Саввинов)干筛法^[23]对原状土进行筛分,设置干筛的筛分粒级为 >5、2~5、1~2、0.5~1、0.25~0.5、<0.25 mm。筛分时,将土样充分混匀铺成正方形,用四分法将样品依次放置于筛孔直径为 5、2、1、0.5、0.25 mm 的土壤筛中,振荡 15 min (振幅 5 cm、频率(250±5) r/min),分别分离出 >5、2~5、1~2、0.5~1、0.25~0.5、<0.25 mm 6 个粒级团聚体,然后对各粒级团聚体进行称量,获得不同粒级机械稳定性团聚体含量(质量分数)。采用 Yoder 湿筛法^[24]分析土壤水稳定性团聚体,筛分粒级划分与干筛法相同。具体为:将干筛法得到的土壤按照各粒级比例搅拌均匀后称取 50 g,放入土壤团粒结构分析仪(TPF-100,浙江托普云农科技股份有限公司)中,沿桶壁加入超纯水至淹没土样,浸润 5 min 后进行筛分(时间为 5 min、振幅为 3 cm、振动频率为 30 次/min),结束后,将各筛中的土壤分别冲洗至铝盒,在 105℃ 的烘箱中烘干至恒重,冷却后进行称量,获得不同粒级水稳定性团聚体含量。

1.4 SMX 在不同土壤中的迁移

采用干法填装 1.2 试验制备的不同土样至内径为 1.6 cm、高为 10 cm 的有机玻璃柱中,并分别在上、下端加一层与柱子内径相等的滤纸,以使溶液能够透过滤纸均匀地渗入土柱中。装柱后,自下而上缓慢通入超纯水,充分饱和土壤,以排除残留空气并稳定填充床结构。通过称重法测定柱内总孔隙体积(PV)。示踪试验中,使用恒流蠕动泵(BT100-2J,保定融柏恒流泵制造有限公司)控制进液流速,流向为自下而上。为获取水动力弥散参数,注入含 1 mmol/L Br⁻(NaBr)的保守示踪溶液,并通过自动部分收集器(BSZ-100,上海嘉鹏科技有限公司)按每 0.30 PV 的间隔收集流出液样品。Br⁻ 浓度由离子计(PXSJ-216F,上海仪电科学仪器股份有限公司)测定。采用 HYDRUS-1D 软件拟合 Br⁻ 的穿透曲线,计算得到水动力弥散系数(D)。

SMX 迁移试验操作同上,以 0.01 mol/L NaCl 为背景溶液,按流速 1 mL/min 注入 5 mg/L 的 SMX 溶液。使用高效液相色谱仪(LC-2010CHT,日本岛津)265 nm 波长处测定流出液 SMX 浓度。所有试验均在室温(25℃)下进行。

迁移试验结束后,将玻璃柱内的土样小心取出,

在真空冷冻干燥机(FD-IC-50,博压康)内干燥 24 h 后,按照 1.3 中的干筛法进行土样筛分,对不同粒级土壤团聚体的溶解性有机碳(DOC)和 SMX 含量进行测定。DOC 含量分析:不同粒级土壤团聚体研磨后过 100 目筛,按照 $m_{\pm} : V_{\text{水}} = 1 : 10$ 的比例在离心管中加入 5 g 土样和 50 mL 超纯水,恒温振荡 24 h,过滤后使用总有机碳分析仪(TOC-VCPH,日本岛津)测定。SMX 含量分析:不同土样过 60 目筛后,按照 $m_{\pm} : V_{\text{甲醇}} = 1 : 5$ 的比例在离心管中加入 1 g 土样和 5 mL 甲醇,依次进行振荡(180 r/min, 20 min)、超声(20 min)、离心(6 000 r/min, 5 min),重复 3 次后,合并提取液;然后,使用旋转蒸发器将提取液浓缩至干,用 1 mL 甲醇溶液($V_{\text{甲醇}} : V_{\text{水}} = 25 : 75$,含 0.1% 甲酸)溶解,再过滤转移至进样瓶,使用高效液相色谱仪测定。

1.5 数据处理与分析

1.5.1 土壤团聚体稳定性指标 采用平均重量直径(MWD)、几何平均直径(GMD)和土壤分形维数(FD)作为评价土壤团聚体稳定性的指标,其计算公式分别为^[25-27]:

$$\text{MWD} = \sum_{i=1}^n \frac{m_i \cdot d_i}{m_0} \quad (1)$$

$$\text{GMD} = \text{EXP} \frac{\sum_{i=1}^n m_i \lg d_i}{\sum_{i=1}^n m_i} \quad (2)$$

$$\text{FD} = 3 - \frac{\lg(m_i / m_0)}{\lg(d_i / d_{\max})} \quad (3)$$

式中: m_i 为第 i 级团聚体的质量(g); m_0 为土样总质量(g); d_i 为第 i 级团聚体的平均直径(mm),每一粒级的平均直径 d_i 是其上下两个筛子孔径的平均值; $d_{\max}$ 为最大粒级平均直径(mm)。

为确定土壤的稳定性,团聚体破坏率(PAD)采用干筛法和湿筛法相结合的方法确定,公式如下:

$$\text{PAD} = \frac{\text{DR}_{0.25} - \text{WR}_{0.25}}{\text{DR}_{0.25}} \times 100\% \quad (4)$$

式中: $\text{DR}_{0.25}$ 为干筛法中粒级 >0.25 mm 机械稳定性团聚体的质量分数(%); $\text{WR}_{0.25}$ 为湿筛法中粒级 >0.25 mm 水稳定性团聚体的质量分数(%)。

>0.25 mm 团聚体的质量分数($R_{0.25}$)公式如下:

$$R_{0.25} = m_j / m \times 100\% \quad (5)$$

式中: m_j 为 >0.25 mm 大团聚体质量(g); m 为土样总质量(g)。

1.5.2 SMX 在土壤中的迁移分析 溶质在一维均匀介质中的运移过程可用一维形式的对流弥散方程(Convection dispersion equation, CDE)来描述^[28]。假定固持过程为动力学固持, 非平衡单点固持模型(One-site sorption model, OSM)的控制方程为^[20]:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \rho \frac{\partial s}{\partial t} \quad (6)$$

$$\frac{\partial \theta c}{\partial t} + \rho \frac{\partial s}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\theta D \frac{\partial c}{\partial x} \right) - \frac{\partial qc}{\partial x} \quad (7)$$

$$\rho \frac{\partial s}{\partial t} = \alpha \rho (s_e - s) \quad (8)$$

$$s_e = K_d c \quad (9)$$

式中: ρ 为土柱的容重(kg/m^3); v 为平均孔隙流速(cm/min); θ 为体积含水量(cm^3/cm^3); c 为溶质液相的浓度(mg/L); x 为水流方向上的距离(cm); D 为水动力弥散系数(cm^2/min); q 为水流通量(cm/min); s 为溶质吸附的浓度(mg/g); t 为时间(min); s_e 为吸附平衡时单位质量土壤固持的溶质的量(mg/g); K_d 为分配系数(L/kg); α 为描述动力学吸附过程的一阶速率常数(min^{-1})。

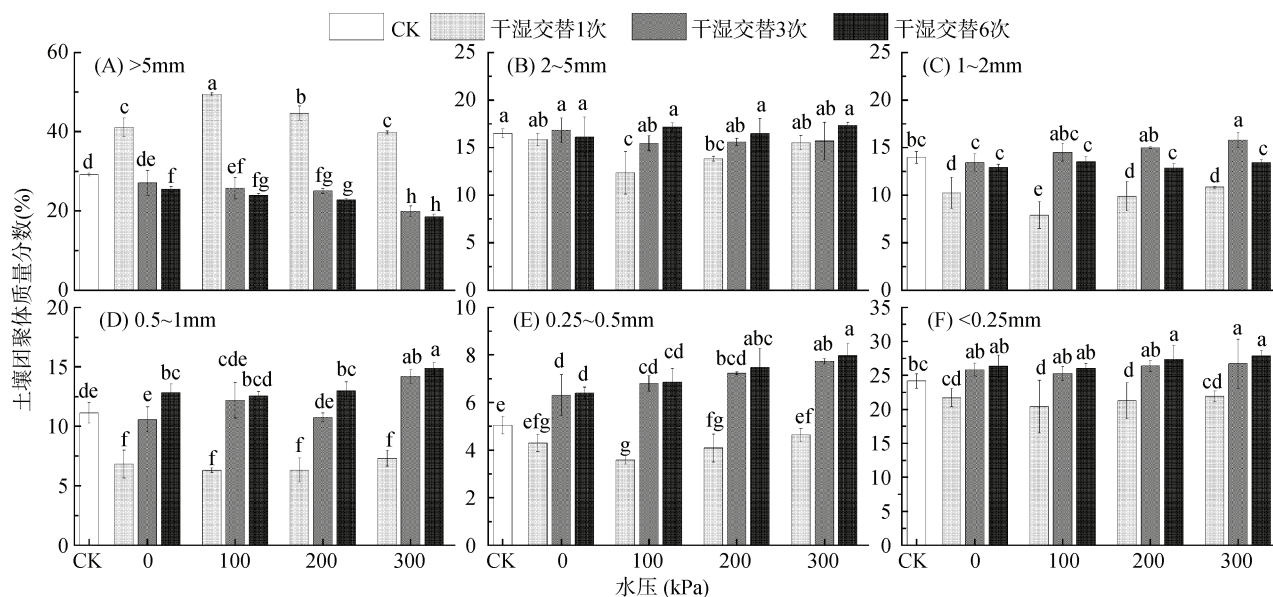
数据预处理与基础统计分析依托 Excel 2019 完成, 图形可视化借助 Origin 2018 软件平台实现。对于 SMX 运移特征分析, 本研究运用 Hydrus-1D 数值

模拟软件对穿透曲线开展拟合计算。

2 结果与讨论

2.1 不同水压和干湿交替次数对团聚体粒级分布的影响

如图 2 所示, 在不同处理条件下土壤机械稳定性团聚体主要集中在 $>5 \text{ mm}$ 和 $<0.25 \text{ mm}$ 粒级, 占比分别为 18.54%~49.46% 和 20.39%~27.86%。水压对团聚体粒级分布影响显著($P<0.05$), 干湿交替 1 次后, 100-1 和 200-1 处理 $>5 \text{ mm}$ 粒级团聚体含量分别为 49.46% 和 44.63%, 较 0-1 处理(41.07%)分别显著提高了 20.42% 和 8.67%, 而 300-1 处理各粒级变化不显著。干湿交替 3 次后, $>5 \text{ mm}$ 粒级团聚体含量随水压增加而降低。干湿交替结果显示, 干湿交替 1 次后, $>5 \text{ mm}$ 粒级团聚体含量最高, 但随干湿交替次数增加, 水分渗入团聚体内部挤压空气, 导致内部压强增大, 进而引发团聚体崩解^[29], 使 $<0.25 \text{ mm}$ 粒级团聚体含量增加。综上, 干湿交替 1 次可显著增加 $>5 \text{ mm}$ 粒级团聚体含量, 但随着水压增大和干湿交替次数增多, 土壤软化和泥化程度增大, 促进团聚体水化, 增强消散作用^[7], 导致 $>5 \text{ mm}$ 粒级团聚体逐渐破碎, 微团聚体含量增加, 土壤团聚体机械稳定性降低。



(图中不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$), 下同)

图 2 不同水压和干湿交替次数下土壤机械稳定性团聚体的粒级分布

Fig. 2 Particle size distributions of soil mechanically stable aggregates under different water pressures and wet-dry cycles

不同水压和干湿交替次数处理下土壤水稳定性团聚体主要以 $<0.25 \text{ mm}$ 粒级的微团聚体为主(图 3), 占比为 68.17%~75.81%, 但是干湿交替和水压对该粒级团聚体的影响不显著。然而, 水稳定性大团聚体含

量受干湿交替和水压的影响显著。同一水压下, $>5 \text{ mm}$ 粒级水稳定性团聚体含量随干湿交替次数增加而显著降低, 在 100~300 kPa 下, 该粒级团聚体含量经 6 次干湿交替后, 相较于 1 次干湿交替后, 分别降

低 9.62%、4.35% 和 5.46%。相同干湿交替次数下, >5 mm 粒级水稳定性团聚体含量总体上随水压的增加而降低, 但干湿交替 1 次后表现出先增加(100 kPa 最高)后降低的趋势。这主要是由于周期性干湿交替

与水压反复加速团聚体破碎, 显著降低其稳定性, 大粒级团聚体更为敏感^[30]。但当水压相对适中时, 土壤颗粒之间的接触更加紧密, 从而增强了土壤的整体稳定性。

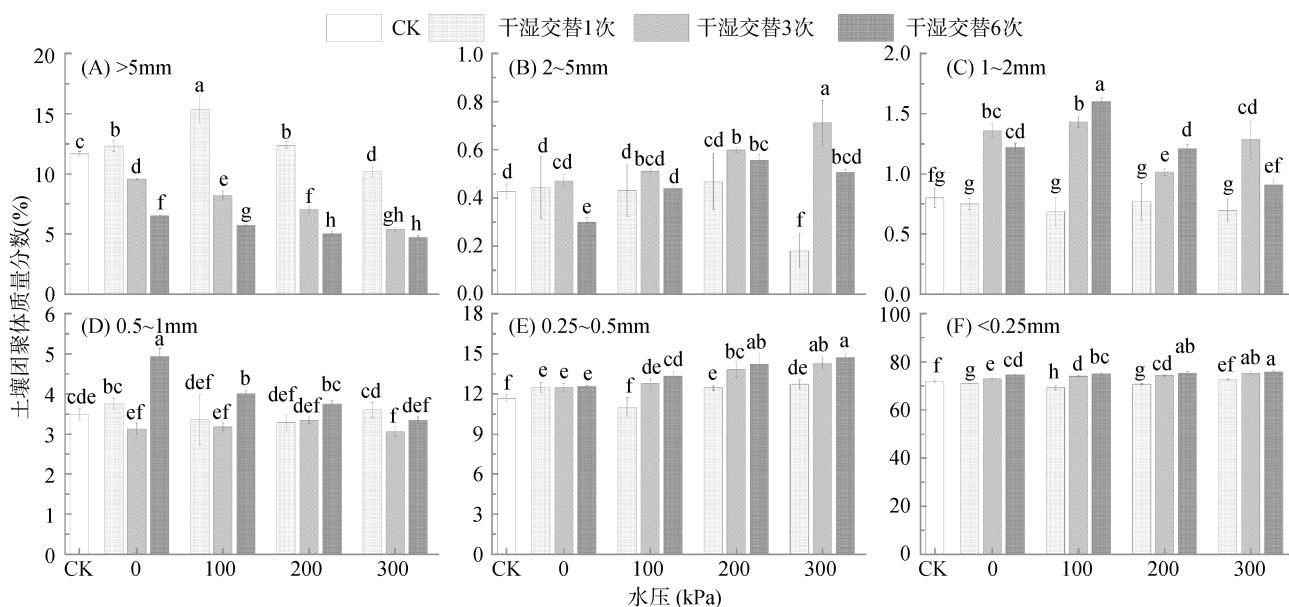


图 3 不同水压和干湿交替次数下土壤水稳定性团聚体的粒级分布

Fig. 3 Particle size distributions of soil water-stable aggregates under different water pressures and wet-dry cycles

2.2 不同水压和干湿交替次数对团聚体稳定性的影响

水压显著影响机械稳定团聚体的稳定性(图 4A~

4D)。其中, 干湿交替 1 次后, 100-1 处理的 MWD(4.34 mm)较 0-1 处理(3.88 mm)增加 11.86%, 而 300-1 处理 MWD(3.79 mm)较 0-1 处理降低了 2.32%; GMD 和

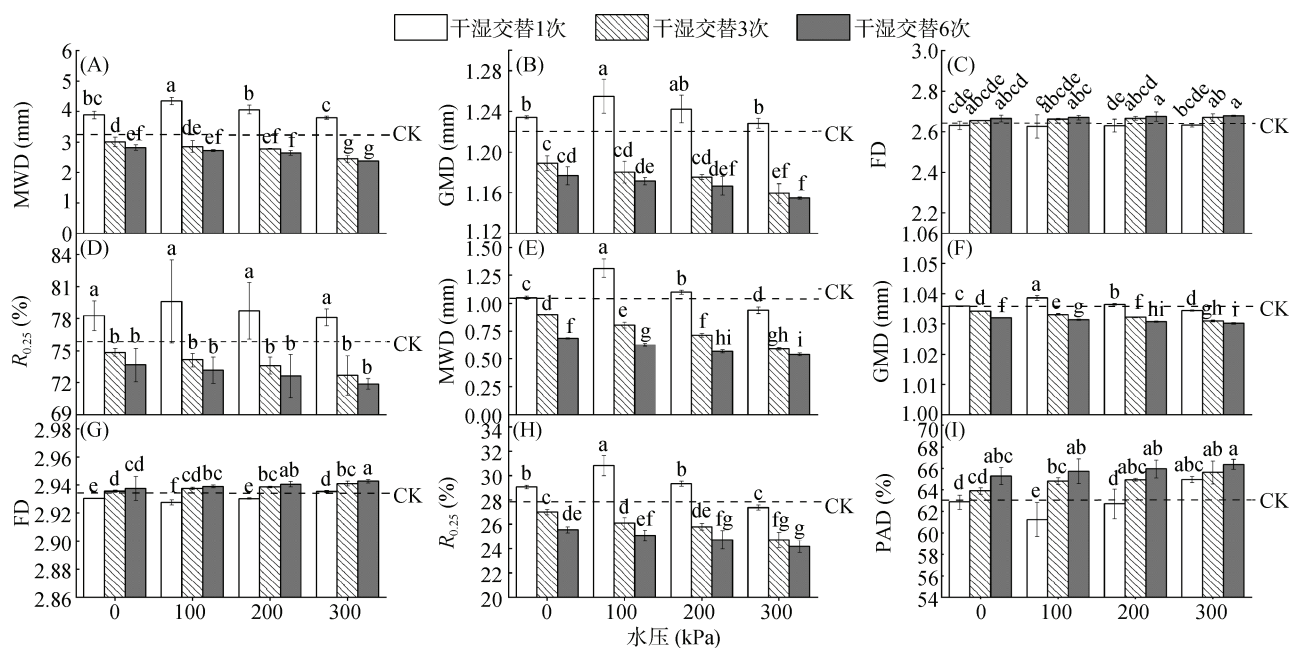


图 4 不同水压和干湿交替次数下土壤机械稳定性团聚体(A~D)和水稳定性团聚体(E~H)平均重量直径(MWD)、分形维数(FD)、平均几何直径(GMD)、>0.25mm 团聚体的质量分数($R_{0.25}$)和团聚体破碎率(PAD)(I)

Fig. 4 The mean weight diameter (MWD), fractal dimension (FD), geometric mean diameter (GMD), mass percentage of water-stable aggregates >0.25 mm ($R_{0.25}$), and aggregate disruption rate (PAD) of soil mechanical stability (A - D) and water-stable aggregates (E - H) under varying hydraulic pressures and wetting-drying cycles

$R_{0.25}$ 的变化规律和 MWD 一致, 而 FD 则相反。干湿交替 3 次后, 不同水压处理的 MWD、GMD 和 $R_{0.25}$ 均表现为 $0 \text{ kPa} > 100 \text{ kPa} > 200 \text{ kPa} > 300 \text{ kPa}$, 而 FD 则相反。干湿交替次数对机械稳定性团聚体的稳定性影响显著。干湿交替 1 次后, 可能由于土壤中黏粒含量较低, 土颗粒发生重新排列与组合, 颗粒间的咬合更加紧密, 而砂粒作为大团聚体的主要部分, 其含量较高, 孔隙体积与连通性降低, 从而进一步提高了土壤的整体稳定性^[31-32]。不同干湿交替次数处理 MWD、GMD 和 $R_{0.25}$ 均表现为 1 次 $>$ CK $>$ 3 次 $>$ 6 次。其中干湿交替 1 次后, 在 $0 \sim 300 \text{ kPa}$ 水压处理下的各 MWD 较 CK (3.24 mm) 分别增加 19.75%、33.95%、25.62% 和 16.98%。干湿交替 3 次后, 在 $0 \sim 300 \text{ kPa}$ 水压处理下的各 MWD、GMD 和 $R_{0.25}$ 均小于 CK, 且随干湿交替次数增加而降低, FD 则相反。

水稳定性团聚体的稳定性指标变化规律表明(图 4E~4H), 水压对土壤骨架产生了压实与固结作用, 增强了土颗粒间的连接强度^[8]。干湿交替 1 次后, 100-1 和 200-1 处理的 MWD 为 1.32 mm 和 1.10 mm, 较 0-1 处理 (1.05 mm) 分别增加了 25.71% 和 4.76%; 而 300-1 处理 (0.94 mm) 较 0-1 处理降低了 10.48%。GMD 和 $R_{0.25}$ 的规律和 MWD 一致, 而 FD 则相反。干湿交替 3 次后, 不同水压下水稳定性团聚体的稳定性指标变化规律与机械稳定性团聚体相同。干湿交替改变土壤团聚体水环境及孔隙度, 导致其收缩膨胀, 影响团聚体形成、粒径分布与结构稳定性, 对水稳定性团聚体尤为突出^[33]。300-1 处理水稳定性团聚体的 MWD 变化显著, 其较 CK (1.047 mm) 降低了 10.22%; $0 \sim 200 \text{ kPa}$ 水压下, 水稳定性团聚体的 MWD、GMD 和 $R_{0.25}$ 变化规律与机械稳定性团聚体相同。这表明干湿交替 1 次后, 施加 100 kPa 的水压有助于团聚体水稳定性的增加, 但施加 300 kPa 的水压会明显破坏

团聚体的水稳定性, 导致其水稳定性甚至低于原状土。

2.3 不同水压和干湿交替次数对土壤团聚体破碎率的影响

本研究计算了 $>0.25 \text{ mm}$ 粒级团聚体的 PAD (图 4I)。从水压来看, PAD 随水压的增大而增大, 但 100-1 处理的 PAD 相比 CK 降低了 2.86%。其原因可能是当施加较低的水压 (如 100 kPa) 时, 孔隙水压力对土壤颗粒的挤压作用相对适中, 这种压力能够使土壤颗粒之间的接触更加紧密, 从而增强土壤的整体稳定性。而当水压过高 (如 300 kPa) 时, 孔隙水压力显著增加, 可能会导致土壤颗粒之间的孔隙被过度压缩, 甚至使土壤结构破坏, 从而降低土壤的稳定性^[34]。从干湿交替次数来看, 干湿交替 1 次后, $0 \sim 200 \text{ kPa}$ 处理的 PAD 均小于 CK (63.03%), 分别降低 0.27%、2.86% 和 0.51%。干湿交替 3 次后, $0 \sim 300 \text{ kPa}$ 处理的 PAD 与 CK 相比分别增加 1.41%、2.84%、3.06% 和 4.12%。总体而言, 同一水压下 PAD 值随干湿交替次数增加而增加, 表现为 6 次 $>$ 3 次 $>$ 1 次, 这主要由于随着水压增大和干湿交替次数增加, 土壤黏结力下降, 团聚体崩解^[7]。

2.4 SMX 在不同处理土壤中的迁移

由 SMX 迁移曲线 (图 5) 可知, SMX 吸附系数低, 有良好的水溶性^[20], 其在各土柱中的相对浓度峰值均超过 0.97, 迁移性较强。在 CK 中, SMX 于 2.45 PV 达到峰值。在干湿交替 1 次后的土壤中, SMX 在 200-1 和 300-1 处理土柱中于 2.50 PV 左右达到峰值, 在 0-1 处理土柱中于 2.67 PV 达到峰值, 在 100-1 处理土柱中于 2.94 PV 达到峰值。其中, 在 200-1 和 300-1 处理土柱中的迁移峰值略高于在 0-1 和 100-1 处理土柱中, 表明土壤稳定性变化影响了 SMX 的迁移。在干湿交替 3 次后的土壤中, SMX 在 $0 \sim 300 \text{ kPa}$ 水压处理下的土柱中分别于 2.58、2.23、2.26、1.93 PV 达到

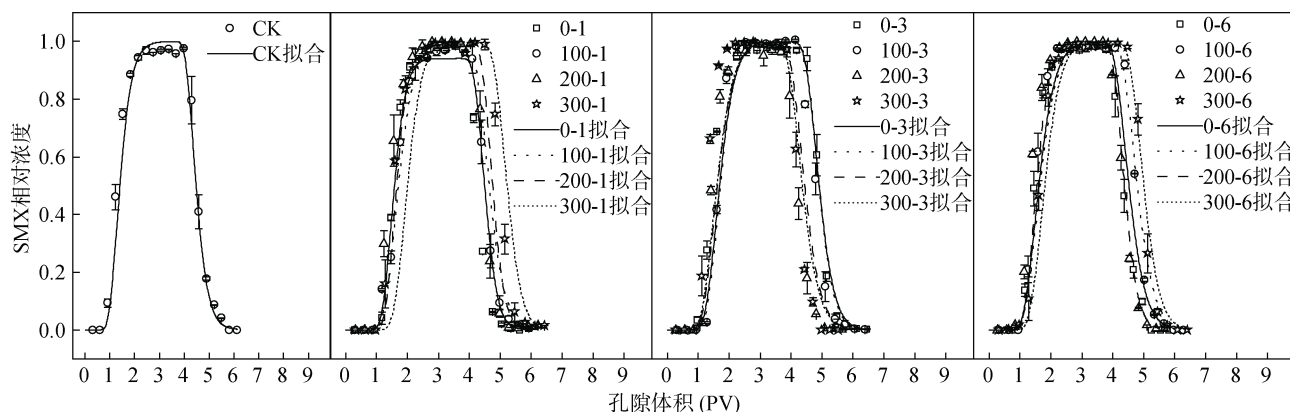


图 5 SMX 在不同土柱中的迁移曲线

Fig. 5 Migration curves of SMX in different soil columns

峰值, PV 值均小于在干湿交替 1 次后的土壤中。在干湿交替 6 次后的土壤中, SMX 在 0~300 kPa 水压处理下的土柱中分别于 2.33、2.20、2.27、2.24 PV 达到峰值, 与在干湿交替 3 次后的土壤中的结果相近。试验结果表明, 随着干湿交替频率的增加以及水压的增大, 土壤团聚体逐渐破碎, 携带有机质的细小颗粒随之流失^[35]。这一过程不仅导致土壤稳定性和有机质含量降低, 还使得 SMX 的迁移能力增强。

2.5 SMX 在不同处理土壤中的固持

2.5.1 不同土壤粒径中的 SMX 固持量 在不同土样中, 由于大粒径团聚体中的有机质更易矿化, 而微团聚体因比表面积较小, 固持的有机物质相对较少^[35], 故 >5 mm 和 <0.25 mm 粒径团聚体的 SMX 固持量均较低(图 6)。在 CK 中, 0.5~1 mm 粒径团聚

体 SMX 固持量最高(0.077 mg/kg), 而 <0.25 mm 粒径团聚体 SMX 固持量最低(0.055 mg/kg)。在干湿交替 1 次后的土壤中, 不同水压处理下各粒径团聚体对 SMX 的固持量无显著差异。在干湿交替 ≥3 次后的土壤中, >5 mm 和 <0.25 mm 粒径团聚体对 SMX 的固持量随水压增大而降低, 而 2~5 mm 和 1~2 mm 粒径团聚体则相反。其中, 在干湿交替 3 次后的土壤中, 0.5~2 mm 粒径团聚体 SMX 固持量较高; 在干湿交替 6 次后的土壤中, SMX 高固持量分布于 0.25~2 mm 粒径。从干湿交替次数的影响来看, 干湿交替 1、3、6 次后, SMX 固持量整体呈下降趋势。其中, >5 mm 粒径团聚体 SMX 固持量的下降趋势较为明显, 表现为干湿交替 1 次(0.061 mg/kg)>干湿交替 3 次(0.052 mg/kg)>干湿交替 6 次(0.047 mg/kg)。

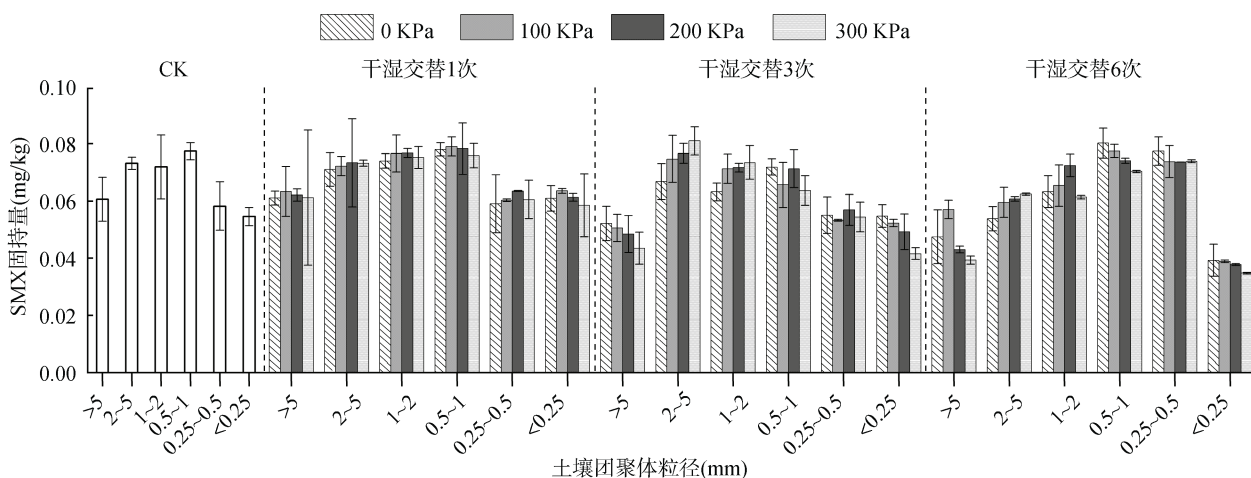


图 6 迁移试验中不同粒径团聚体 SMX 固持量

Fig. 6 Retention amounts of SMX in aggregates with different sizes in migration experiments

2.5.2 不同处理土壤中 SMX 的累积固持量 由图 7A 可知, SMX 在土壤中的累积固持量受不同粒径团

聚体的固持量及其含量的影响。其中, 100-1 处理的 SMX 累积固持量为 1.621 μg , 较 0-1 处理(1.605 μg)

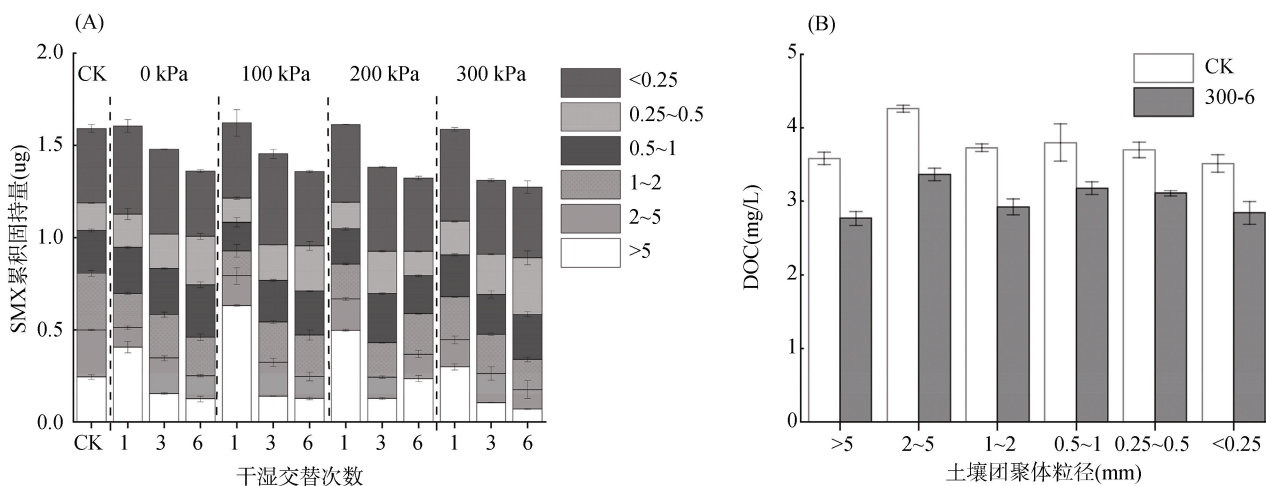


图 7 不同粒径团聚体 SMX 累积固持量(A)与 CK、300-6 处理不同粒径土壤 DOC 含量(B)

Fig. 7 Cumulative retention of SMX (A) and DOC contents in different aggregates (B) in CK and 300-6 treatments

略有增加; 300-1 处理为 1.587 μg , 较 0-1 处理则略有降低, 与土壤稳定性规律一致。在干湿交替 1 次后的土壤中, 0~200 kPa 水压处理下的 SMX 累积固持量均高于 CK(1.591 μg), 具体表现为 0~200 kPa 水压处理下分别较 CK 增加 0.88%、1.38% 和 1.89%。在干湿交替 3 次后的土壤中, 各水压处理下的 SMX 累积固持量均显著低于干湿交替 1 次后的土壤和 CK, 0~300 kPa 水压处理下较干湿交替 1 次后的土壤中分别降低 7.91%、10.36%、14.38% 和 17.45%, 较 CK 分别降低 7.10%、8.67%、13.20% 和 17.67%。如图 7B 所示, CK 和 300-6 处理土壤中 DOC 含量在中部粒级团聚体中较高, 且 300-6 处理各粒级 DOC 含量均低于 CK。皮尔逊相关性分析表明, DOC 含量与 SMX 固持量显著正相关(0.695*, $P < 0.05$)。综上可见, 较大粒级团聚体含量较高且提供了更多吸附位点^[12], 同时有机质含量对土壤中抗生素的固持作用显著, 因此, SMX 在稳定性较强且有机质含量较高的土壤中具有更高的累积固持量。

3 结论

1) 水压和干湿交替会影响机械稳定性和水稳性土壤团聚体的粒级分布。仅干湿交替 1 次后, 一定的水压条件会增加机械稳定性和水稳定性 >5 mm 粒级团聚体的占比; 而干湿交替 3 次和 6 次后, 随着水压增大和干湿交替次数的增加, 土壤团聚体中较大粒级的团聚体破碎, 形成小粒级团聚体或微团聚体, 大团聚体占比逐渐降低, 微团聚体占比逐渐增加。

2) 干湿交替 1 次后, 施加 100 kPa 的水压会增加土壤的机械稳定性和水稳定性, 而干湿交替 3 次和 6 次后, 土壤的机械稳定性和水稳定性随水压的增大和干湿交替次数的增多而逐渐降低。

3) SMX 在消落带土壤中的迁移能力较强, 且随土壤稳定性降低而增加, 在团聚体中易固持在比表面积较大且有机质含量较高的团聚体之上, 并且随着水压的增大和干湿交替次数的增加, 其累积固持量逐渐降低。

参考文献:

- [1] Ren S, Gao Y, Wang W J, et al. Estimating sediment trap efficiency of flood events during flood season in the Three Gorges Reservoir[J]. *Water Resources Research*, 2024, 60(10): e2023WR036975.
- [2] Wang S M, Pan Y C, Wang L, et al. Deformation characteristics, mechanisms, and influencing factors of hydrodynamic pressure landslides in the Three Gorges

- Reservoir: A case study and model test study[J]. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 2021, 80(4): 3513–3533.
- [3] Li Y, Ma Z M, Liu Y T, et al. Variation in soil aggregate stability due to land use changes from Alpine grassland in a high-altitude watershed[J]. *Land*, 2023, 12(2): 393.
- [4] Ni Y Z, Xia Z Y, Yang Y S, et al. Spatial and temporal evolution and factors influencing soil aggregate stability in the riparian zone during exposure: A case study of the water-level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 957: 177408.
- [5] Ran Y G, Wu S J, Chen C D, et al. Shift from soil chemical to physical filters in assembling riparian floristic communities along a flooding stress gradient[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 844: 157116.
- [6] Cui J F, Tang X Y, Zhang W, et al. The effects of timing of inundation on soil physical quality in the water-level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir Region, China[J]. *Vadose Zone Journal*, 2018, 17(1): 180043.
- [7] 张淑娟, 贺秀斌, 鲍玉海, 等. 三峡水库消落带不同水位高程土壤团聚体变化特征[J]. *水土保持研究*, 2021, 28(1): 25–30.
- [8] 吕发友, 鲍玉海, 贺秀斌, 等. 三峡水库消落带淹水——落干交替下紫色土力学特性变化模拟[J]. *水土保持学报*, 2017, 31(3): 79–84.
- [9] Huang B, Yuan Z J, Li D Q, et al. Effects of soil particle size on the adsorption, distribution, and migration behaviors of heavy metal(loid)s in soil: A review[J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2020, 22(8): 1596–1615.
- [10] Xu G R, Liu M W, Li G B. Stabilization of heavy metals in lightweight aggregate made from sewage sludge and river sediment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 260: 74–81.
- [11] Liu G N, Wang J, Xue W, et al. Effect of the size of variable charge soil particles on cadmium accumulation and adsorption[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17(12): 2810–2821.
- [12] Liu X H, Xie Y Y. Sorption and desorption behavior and mechanism of oxytetracycline on soil aggregates organic matter separated from soils and sediments in the Yellow River Delta[J]. *Journal of Environmental Management*, 2024, 370: 122436.
- [13] Fér M, Kodešová R, Golovko O, et al. Sorption of atenolol, sulfamethoxazole and carbamazepine onto soil aggregates from the illuvial horizon of the Haplic Luvisol on loess[J]. *Soil and Water Research*, 2018, 13(3): 177–183.
- [14] Lv S Q, Rong F X, Hu S X, et al. Competitive adsorption and desorption of three antibiotics in distinct soil aggregate size fractions[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2023, 259: 115002.
- [15] Yuan S D, Wang Z N, Yuan S L. Insights into the pH-dependent interactions of sulfadiazine antibiotic with soil particle models[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 917: 170537.

- [16] Liu R, Yang J Y. Enhanced removal of sulfamethoxazole in soil by ball-milled Fe₀-FeS@BC activated persulfate process[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(5): 110747.
- [17] Dong S N, Gao B, Sun Y Y, et al. Transport of sulfacetamide and levofloxacin in granular porous media under various conditions: Experimental observations and model simulations[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 573: 1630–1637.
- [18] Maszkowska J, Kołodziejaska M, Białk-Bielińska A, et al. Column and batch tests of sulfonamide leaching from different types of soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 260: 468–474.
- [19] 赵方凯, 杨磊, 乔敏, 等. 土壤中抗生素的环境行为及分布特征研究进展[J]. *土壤*, 2017, 49(3): 428–436.
- [20] 张步迪, 林青, 徐绍辉. 磺胺嘧啶在原状土柱中的运移特征及模拟[J]. *土壤学报*, 2018, 55(4): 879–888.
- [21] Yan M T, Xu C, Huang Y M, et al. Tetracyclines, sulfonamides and quinolones and their corresponding resistance genes in the Three Gorges Reservoir, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 631: 840–848.
- [22] 方镜人, 母悦, 唐柏彬, 等. 三峡库区典型农业小流域土壤中抗生素的时空分布与生态风险[J]. *环境科学*, 2024, 45(11): 6583–6593.
- [23] 王笃超, 吴景贵. 不同有机物料对连作大豆土壤养分及团聚体组成的影响[J]. *土壤学报*, 2018, 55(4): 825–834.
- [24] Yoder R E. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses[J]. *Journal of the American Society of Agronomy*, 1936, 28(5): 337–351.
- [25] 殷金忠, 唐蛟, 潘飞飞, 等. 城市近郊土地利用变化对土壤团聚体及其结合有机碳的影响[J]. *土壤*, 2024, 56(1): 49–55.
- [26] 王乾坤, 张歆, 杨伟, 等. 亚热带崩岗侵蚀区不同植被恢复类型对土壤团聚体孔隙特征的影响[J]. *土壤学报*, 2025, 62(5): 1282–1293.
- [27] 张晨阳, 杨伟, 汪零, 等. 基于 REE 示踪对红壤细沟间侵蚀团聚体周转和泥沙迁移特征的研究[J]. *土壤学报*, 2024, 61(6): 1492–1505.
- [28] Das B S, Kluitenberg G J. Moment analysis to estimate degradation rate constants from leaching experiments[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1996, 60(6): 1724–1731.
- [29] 陆铸畴, 包忻怡, Liu X, 等. 应用 Le Bissonnais 法研究三峡库区消落带土壤水稳性团聚体稳定性[J]. *灌溉排水学报*, 2018, 37(5): 115–120.
- [30] 邹翠, 王生辰, 赵洋, 等. 城市化和不同水位高程对三峡库区消落带土壤氮磷的影响[J]. *中国环境科学*, 2025, 45(7): 3832–3842.
- [31] 童富果, 杨佳璐, 李彪, 等. 干湿循环作用下红壤土孔隙结构与强度特性试验研究[J]. *水利水电技术(中英文)*, 2024, 55(9): 153–163.
- [32] 刘亚龙, 王萍, 汪景宽. 土壤团聚体的形成和稳定机制: 研究进展与展望[J]. *土壤学报*, 2023, 60(3): 627–643.
- [33] 刘艳, 马茂华, 吴胜军, 等. 干湿交替下土壤团聚体稳定性研究进展与展望[J]. *土壤*, 2018, 50(5): 853–865.
- [34] 梁泽田, 郑山锁, 刘晓航, 等. 弱渗透性土中地下结构承受水压规律试验研究[J]. *土木工程学报*, 2024, 57(8): 83–96.
- [35] 张海玲, 瞿红云, 黄成名, 等. 消落带土壤团聚体有机碳对水位消涨的响应[J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(9): 111–117.

(责任编辑：于 飞)