

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2024.02.002.

王琬, 张少良, 刘旭, 等. 水蚀对黑土微塑料运移和分布影响的初步研究[J]. 水土保持研究, 2024, 31(2): 1-10.

Wang Wan, Zhang Shaoliang, Liu Xu, et al. Preliminary Study on the Effect of Water Erosion on the Transport and Distribution of Microplastics in the Mollisols[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2024, 31(2): 1-10.

水蚀对黑土微塑料运移和分布影响的初步研究

王琬, 张少良, 刘旭, 王玖琪, 闫鹏科, 李传宝

(东北农业大学 资源与环境学院, 哈尔滨 150030)

摘要: [目的] 阐明土壤中微塑料(MPs)的运移和分布特征, 为土壤 MPs 污染防控和生态安全评价提供重要依据。[方法] 采用人工模拟降雨装置和固定坡度土槽(5°)的方法, 研究农田中常见的低密度聚乙烯 MP(LDPE-MP)和低密度聚丙烯 MP(LDPP-MP)在高容重(1.2 g/cm^3)和低容重(1.0 g/cm^3)土槽中随地表径流、泥沙和地下径流流过程, 及降雨后土槽内 MPs 空间分布特征。[结果] 不同降雨时段中, 径流量随时间增加而增加, 降雨后期土壤侵蚀量小于初期, MPs 流失浓度随时间的增加逐渐降低。土壤容重越大, 地表径流造成的 MPs 流失量越小; 土壤容重越小, MPs 向坡下的迁移量越大。靠近坡下处入渗溶液中 MPs 流失量和浓度大于坡中位置, 且靠近坡下处的 MPs 垂直迁移程度较大。土壤容重越大流失泥沙中 MPs 浓度越高, 高容重处理在坡中、坡下处的 MPs 平均流失浓度分别是低容重处理的 3.41、1.96 倍。同一降雨时段中, 高容重处理的降雨入渗量、土壤流失量均与 MPs 流失浓度呈负相关关系, 低容重处理的降雨入渗量与 MPs 流失浓度呈正相关关系。侵蚀结束后, 低容重处理坡上 MPs 浓度随着土层深度的增加而增加。与初始 MPs 相比, 低容重处理坡中中间土层 MPs 浓度显著降低, 坡下各土层 MPs 浓度均显著降低, 高容重处理坡下中间土层和底层土壤 MPs 浓度显著降低。[结论] 降雨侵蚀过程中 MPs 主要随地表泥沙迁移, 地表径流和入渗同时改变了土壤中 MPs 的水平和垂直分布。

关键词: 水蚀; 微塑料; 入渗; 迁移; 时空分布

中图分类号: S181; X171

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2024)02-0001-10

Preliminary Study on the Effect of Water Erosion on the Transport and Distribution of Microplastics in the Mollisols

Wang Wan, Zhang Shaoliang, Liu Xu, Wang Jiuqi, Yan Pengke, Li Chuanbao

(School of Resources and Environment, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China)

Abstract: [Objective] The aims of this study are to clarify the transport and distribution characteristics of microplastics (MPs) in soil, and provide the important basis for soil MPs pollution prevention and control, ecological safety assessment. [Methods] In this experiment, low density polyethylene MP (LDPE-MP) and low density polypropylene MP (LDPP-MP) commonly used in farmland were studied by means of artificial simulated rainfall device and fixed slope soil tank (5°) in high bulk density (1.2 g/cm^3) and low bulk density (1.0 g/cm^3). The loss process of MPs accompanied by surface runoff, sediment, and underground runoff, and the spatial distribution characteristics of MPs in soil trough after rainfall were explored. [Results] In different rainfall periods, the runoff increased with the increase of time, the soil erosion in the late rainfall period was less than that in the early rainfall period, and the loss concentration of MPs gradually decreased with the increase of time. The higher the soil bulk density, the smaller the MPs loss caused by surface runoff. The lower the soil bulk density, the more MPs migrated to the downslope position. The MPs loss and

收稿日期: 2023-02-14

修回日期: 2023-03-29

资助项目: 国家自然科学基金面上项目“侵蚀黑土耕层微塑料分布和运移机制”(42177321)

第一作者: 王琬(1998—), 女, 黑龙江绥化人, 硕士研究生, 研究方向为土壤微塑料转化运移机制。E-mail: wangwan980101@163.com

通信作者: 张少良(1980—), 男, 黑龙江哈尔滨人, 博士, 教授, 主要从事黑土农田物质转化和迁移过程与调控研究。E-mail: shaoliang.zhang@neau.edu.cn

<http://stbcyj.paperonce.org>

concentration in the leaching solution near the bottom of the slope were greater than those in the middle of the slope, and the vertical migration of MPs near the bottom of the slope was larger. The higher the soil bulk density, the higher the MPs concentration in the sediment loss. The average loss concentrations of MPs in the middle slope and lower slope of the high bulk density treatment were 3.41 and 1.96 times of those in the low bulk density treatment. In the same rainfall period, both rainfall infiltration and soil loss of high bulk density treatment were negatively correlated with MPs loss concentration, while rainfall infiltration of low bulk density treatment was positively correlated with MPs loss concentration. After water erosion, MPs concentration in the top slope of low bulk density treatment increased with the increase of soil depth. Compared with the initial MPs concentration, MPs concentration in the middle soil layer of the middle slope significantly decreased, which was in the low bulk density treatment, and MPs concentration in all soil layers of the bottom slope significantly decreased. In the treatment of high bulk density, MPs concentration in the middle and bottom soil layers of the bottom slope significantly decreased. [Conclusion] MPs in rainfall erosion process mainly migrate with surface sediment, and surface runoff and infiltration change the horizontal and vertical distribution of MPs in soil at the same time.

Keywords: water erosion; microplastics; infiltration; migration; spatiotemporal distribution

粒径小于 5 mm 的塑料颗粒、碎片、纤维等被定义为微塑料(microplastics, MPs)^[1], MPs 一旦进入环境和生物体内, 将改变环境中的物质循环, 也可能对生物造成严重的危害, 甚至威胁到人类的健康^[2]。MPs 粒径小、密度小、比表面积大, 较容易发生迁移和扩散^[3], 且具有易吸附有机污染物和重金属等特性^[3], 因此 MPs 的迁移行为进一步增加了其对生态环境和生物的威胁。近年来关于 MPs 的迁移和时空分布特征的研究主要集中在水环境中, 而有关土壤, 尤其是耕地土壤中 MPs 迁移分布特征的研究还缺乏报道。

MPs 在土壤中迁移受 MPs 自身性质、土壤的理化性质、气候、土壤生物、人类活动的影响^[2,4]。不同粒径的 MPs 表现出的迁移能力及迁移范围不同^[5], 一般来说, MPs 的粒径越小越容易通过土壤微孔隙迁移, 如 <850 μm 的 MPs 颗粒在小于土壤孔隙时更容易发生垂直迁移^[6-7], 一些大粒径 MPs 颗粒受重力和水流的作用也可沿土壤大缝隙运移^[2]。MPs 自身理化性质发生改变时, 其迁移能力也会发生改变, 经过紫外线、臭氧老化处理过的聚丙烯酰胺(PS)表面电负性增强、疏水性降低, 其在砂质壤土中的运移能力显著增强^[8]。土壤的孔隙度、粗糙度、酸碱度等性质会不同程度地影响 MPs 的迁移^[5], MPs 在孔隙较大(>0.08 mm)的土壤中迁移范围较大^[9], 在粗糙度较大的土壤中滞留量较大^[10], 在碱性土壤中的迁移距离较远^[11]。此外, 降雨引起的土壤干湿循环会促进土壤裂缝的产生, 能够加速聚乙烯(PE)MP、聚丙烯(PP)MP 在砂土中垂直迁移^[12], 深层土壤中的低

密度 MPs 一旦受到雨水冲刷而发生悬浮, 将伴随水土流失进行迁移^[13]。MPs 在土壤中的迁移与生物活动密切相关, 土壤生物(如蚯蚓、鞭毛虫、纤毛虫等)的运动和误食会导致 MPs 由表层向深层土壤的迁移^[14-15]。同时, 人类活动会严重干扰土壤 MPs 的迁移, 整个农业生产过程都会对土壤形成扰动, 加速 MPs 在农田中的迁移, 改变耕地土壤 MPs 的分布。然而关于侵蚀过程土壤 MPs 的迁移过程和侵蚀后土壤中 MPs 空间分布特征还少见报道。

耕地土壤中的 MPs 主要来自农膜覆盖、污水灌溉、农药化肥包装等, 黄土高原耕地土壤 MPs 的平均丰度为 475 个/kg^[16], 部分黑土中 MPs 含量可达 8 400 个/kg^[17]。研究发现墨西哥雨水径流的 MPs 丰度为 66~191 个/L, 其中小粒径 MPs 在地表径流中占比较大^[18], 这些 MPs 能够通过径流进入地下水, 这将对农业生态、自然生态安全造成威胁。黑龙江省纬度高, 春季地温低, 农膜被广泛应用在春季土壤增温。据报道典型耕地黑土中 MPs 丰度范围是 0~800 个/kg, 以 LDPE 和 LDPP 为主^[13]。同时, 东北典型黑土区也是我国主要的水蚀区之一, 约 25.6% 的黑土受到水力侵蚀^[19], 其中坡耕地水土流失面积约占黑土区总水蚀面积的 43.39%^[20], 水蚀过程也必然影响到土壤 MPs 的迁移和分布, 而相关研究还缺乏报道。因此, 本研究以典型黑土为研究对象, 通过室内模拟的方法, 研究降雨对坡面土壤 LDPE-MP 和 LDPP-MP 水平运移、垂直运移, 以及侵蚀后坡面表层土壤 MPs 的空间分布特征, 目的为黑土 MPs 污染防控和相关模型构建等提供理论和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 试验装置与方法

试验用装置为长 100 cm、宽 10 cm、高分别为 20 cm(坡上)和 5 cm(坡下)的矩形铁槽(图 1),铁槽末端设开口(Ⅲ口),用于收集地表径流,铁槽底部的中间(Ⅰ口)和末尾(Ⅱ口)设有两个 5 cm×10 cm 的开口,放置 2 mm 孔径铁丝网,用于收集入渗雨水。所有铁槽放置坡度为 5°的铁架子台面。在Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ口处放置漏斗和大烧杯,收集降雨过程中产生的泥沙和径流。铁槽的上方 40 cm 处放置 2 个直径为 10 cm 的喷头模拟降雨,降雨覆盖整个土槽子,降雨均匀度 0.81,降雨强度为 54 mm/30 min,降雨时长 30 min。

试验选用未受塑料污染的黑土(试验前通过红外光谱测定),取自哈尔滨市东北农业大学向阳实习试验基地耕层土壤,充分混匀后过 2 mm 筛,土壤基本理化指标见表 1。低密度聚乙烯微塑料(LDPE-MP)、低密度聚

丙烯微塑料(LDPP-MP)购置于中国红星增塑公司,将两种 MP 按照 1∶1 的重量比均匀混合成 MPs,其特性以及粒径比例见表 2。将 100 g MPs 分别与 15、18 kg 土壤反复过 2 mm 筛混合均匀,向铁槽中填充土壤并制成容重(BD)为 1.0 g/cm³ (BD_{1.0}),1.2 g/cm³ (BD_{1.2}) 的土槽,其 MPs 浓度分别为 5.5,6.6 g/kg,土层高度为 15 cm,每个处理 3 次重复。

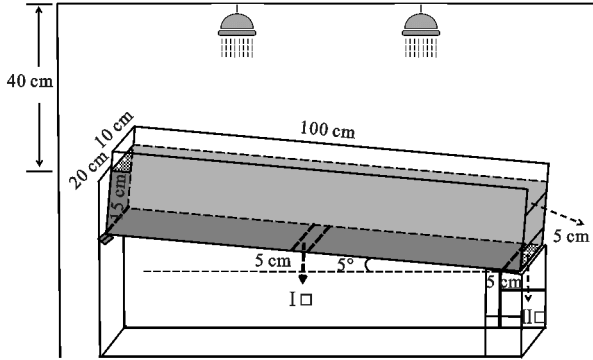


图 1 试验装置模拟图
Fig. 1 Simulation diagram of test equipment

表 1 试验土壤的理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of experimental soil							
pH 值	有机质/ (g · kg ⁻¹)	全氮/ (g · kg ⁻¹)	碱解氮/ (mg · kg ⁻¹)	全磷/ (g · kg ⁻¹)	速效磷/ (mg · kg ⁻¹)	全钾/ (g · kg ⁻¹)	速效钾/ (mg · kg ⁻¹)
7.7	23.6	2.95	133.53	0.87	68.66	25.1	186

表 2 MPs 的密度和粒径组成

Table 2 Density and particle size composition of MPs				
MP 类型	密度/ (g · cm ⁻³)	粒径组成(w/w)/%		
		75~125 μm	125~150 μm	150~300 μm
LDPE	0.92	7	20	25
LDPP	0.91	3	20	25

1.2 试验样品的收集与处理

降雨过程中,每间隔 5 min 收集一次 3 个位点的雨水、土壤于铝盒中。降雨结束,将铁槽内的土壤自然风干,从坡上至坡下每间隔 10 cm 均匀采样,垂直方向由上至下每间隔 5 cm 均匀采集土壤样品。

1.3 微塑料的提取方法

将降雨过程用铝盒收集的土壤样品加入 100 ml 蒸馏水用玻璃棒反复搅拌均匀,再将铝盒注满水,静置 24 h,将含有 MPs 的上清液倒入 100 ml 烧杯中,再补加蒸馏水注满烧杯,进行浮选、过滤,重复 4 次。铁槽内的土壤充分混匀后,每个样品称取 10 g 于 100 ml 的烧杯中,利用浮选法提取 MPs。MPs 烘干后将其再次置于 100 mL 烧杯中,加入 10 mL 硫酸亚铁催化剂,再缓慢加入 20 ml 30%(v/v)H₂O₂,反应时间约 2 h,待有机质被去除后,将烧杯加满蒸馏水,再次浮选 MPs。提取的 MPs 样品于烘箱 60℃ 烘干,万分之一天平称重。试验过程保持实验室清洁无 MPs 污染。

2 结果与分析

2.1 降雨入渗、地表径流与土壤流失量的变化规律

降雨结束后,Ⅰ口高容重(BD 1.2 g/cm³)和低容重(BD 1.0 g/cm³)入渗量分别为 1.62,4.17 L(表 3)。高容重处理的入渗雨水流速在 0~20 min 迅速增加后趋于稳定,低容重处理则在 10 min 后就达到稳定。Ⅰ口降雨入渗深度随着时间的增加先迅速增加而后趋于稳定,高容重和低容重最终深度分别为 3.80,8.53 mm。高容重处理在降雨 20~25 min 产生的降雨入渗深度是 25~30 min 的 1.33 倍($p<0.05$);低容重处理 10~15 min 时段产生的降雨入渗深度最大,比 25~30 min 大 7.42%。不同处理Ⅰ口处土壤流失量均随着降雨时间的增加逐渐降低,Ⅰ口处高容重和低容重总流失量分别为 1.12,4.02 g,低容重处理在 0~5 min 产生的土壤流失量占Ⅰ口总流失量的 54.18%,高容重处理在降雨各时段的土壤流失量没有显著差异。

Ⅱ口处入渗雨水流速随着时间的增加呈现先增加后降低的趋势(表 3),高容重处理入渗雨水流速在 15~20 min 最大,为 1.89 cm³/s,产生的降雨入渗深度为 5.67 mm,是降雨 30 min 后深度的 1.34 倍;低容重处理收集的总流量为 2.98 L,降雨 0~10 min 入渗雨水流速快速增加至最大,其中 5~10 min 入渗雨

水流速是 0~5 min 的 2.71 倍,降雨入渗深度比降雨 25~30 min 大了 21.02%。Ⅱ口处的土壤流失量总体较低,高容重和低容重处理分别占总流失量的 0.061%, 0.058%,随着降雨时间的增加流失速率逐渐降低,高容重和低容重处理 0~5 min 产生的土壤流失量分别是 25~30 min 的 5.83, 5.11 倍($p < 0.05$)。土壤容重越大,入渗雨水流速、深度越小,土壤流失量越小。

降雨 0~5 min 后,土槽末端土壤塌方、侵蚀较严重。经过 30 min 的降水,Ⅲ口处高容重和低容重处理的总地表径流量分别为 51.55, 46.28 L(表 3),径流量速随着时间的增加而增大,高容重处理在降雨 25~30 min 的水流速度为 33.66 cm³/s,是 0~5 min 的 1.61 倍($p < 0.05$),25~30 min 时段的水流深度比 0~5 min 大 61.12%($p < 0.05$);低容重处理在降雨

25~30 min 的水流速度是 0~5 min 的 1.52 倍($p < 0.05$),降雨 0~5 min 产生的水流深度比 25~30 min 的深度小 34.13%($p < 0.05$)。由于地表径流产生的土壤流失量显著高于 I 口、Ⅱ口,约为土壤总侵蚀量的 99.81%,各时段的土壤流失量随着降雨时间的增加而逐渐降低,在 5 min 时达到峰值,10 min 后各时段土壤流失量均趋于稳定。0~5 min 高容重和低容重处理的土壤流失量分别为 0.80 kg, 0.67 kg,分别占Ⅲ口总侵蚀量的 41.26%, 33.20%。

坡中位置降雨入渗强度及其随之流失的土壤均大于坡下,单位时间内入渗量越小,土壤流失量越大。低容重处理在坡中、坡下的平均入渗量均大于高容重处理,而地表径流强度小于高容重处理。低容重处理由于地表径流产生的土壤流失量大于高容重处理。

表 3 降雨过程中地表雨水收集、降雨入渗、土壤流失量随时间变化特征

Table 3 Characteristics of surface rainwater collection, infiltration, and soil loss over time during the rainfall process

水土流失 位点	降雨 时间/min	BD _{1.2}				BD _{1.0}			
		径流量/ ml	水流速度/ (cm ³ ·s ⁻¹)	水流 深度/mm	土壤 流失量/g	径流量/ ml	水流速度/ (cm ³ ·s ⁻¹)	水流 深度/mm	土壤 流失量/g
坡中降 雨入渗 (Ⅰ口)	0—5	4.00±5.20 ^C	0.01±0.01 ^{BC}	0.04±0.04 ^{BC}	0.3±0.26 ^A	60.00±79.37 ^B	0.2±0.22 ^B	0.60±0.65 ^B	2.18±1.78 ^A
	5—10	33.33±15.28 ^{BC}	0.11±0.04 ^{BC}	0.33±0.12 ^{BC}	0.21±0.13 ^A	626.67±344.43 ^A	2.09±0.94 ^A	6.27±2.81 ^A	0.81±0.31 ^{AB}
	10—15	271.67±206.78 ^{ABC}	0.91±0.56 ^{ABC}	2.72±1.69 ^{ABC}	0.21±0.06 ^A	916.67±236.29 ^A	3.06±0.64 ^A	9.17±1.93 ^A	0.36±0.18 ^B
	15—20	423.33±240.07 ^A	1.41±0.65 ^A	4.23±1.96 ^A	0.23±0.07 ^A	833.33±202.07 ^A	2.78±0.55 ^A	8.33±1.65 ^A	0.22±0.07 ^B
	20—25	503.33±327.16 ^A	1.68±0.89 ^A	5.03±2.67 ^A	0.11±0.06 ^A	876.67±372.33 ^A	2.92±1.01 ^A	8.77±3.04 ^A	0.28±0.13 ^B
	25—30	380.00±121.24 ^{AB}	1.27±0.33 ^{AB}	3.80±0.99 ^{AB}	0.06±0.01 ^A	853.33±386.82 ^A	2.84±1.05 ^A	8.53±3.16 ^A	0.17±0.15 ^B
坡下降 雨入渗 (Ⅱ口)	0—5	323.33±263.88 ^A	1.08±0.72 ^A	3.23±2.15 ^A	0.4±0.17 ^A	233.33±241.32 ^A	0.78±0.66 ^A	2.33±1.97 ^A	0.39±0.20 ^A
	5—10	486.67±335.46 ^A	1.62±0.91 ^A	4.87±2.74 ^A	0.3±0.03 ^{AB}	633.33±404.64 ^A	2.11±1.10 ^A	6.33±3.30 ^A	0.3±0.07 ^{AB}
	10—15	550.00±377.49 ^A	1.83±1.03 ^A	5.50±3.08 ^A	0.15±0.10 ^{BC}	603.33±326.24 ^A	2.01±0.89 ^A	6.03±2.66 ^A	0.12±0.03 ^{BC}
	15—20	566.67±330.81 ^A	1.89±0.9 ^A	5.67±2.70 ^A	0.17±0.08 ^{BC}	533.33±321.46 ^A	1.78±0.87 ^A	5.33±2.62 ^A	0.17±0.06 ^{BC}
	20—25	420.00±230.65 ^A	1.4±0.63 ^A	4.20±1.88 ^A	0.08±0.02 ^C	456.67±355.01 ^A	1.52±0.97 ^A	4.57±2.90 ^A	0.1±0.04 ^C
	25—30	423.33±225.02 ^A	1.41±0.61 ^A	4.23±1.84 ^A	0.07±0.05 ^C	523.33±371.66 ^A	1.74±1.01 ^A	5.23±3.03 ^A	0.08±0.06 ^C
地表 水流 (Ⅲ口)	0—5	6266.67±461.88 ^C	20.89±1.26 ^C	62.67±3.77 ^C	801.28±283.2 ^A	5500.00±435.89 ^C	18.33±1.19 ^C	55.00±3.56 ^C	665.21±18.7 ^A
	5—10	8663.33±209.84 ^B	28.88±0.57 ^B	86.63±1.71 ^B	458.04±320.92 ^B	7483.33±475.22 ^B	24.94±1.29 ^B	74.83±3.88 ^B	462.83±127.92 ^{AB}
	10—15	8933.33±115.47 ^{AB}	29.78±0.31 ^{AB}	89.33±0.94 ^{AB}	332.73±179.91 ^C	8566.67±637.05 ^A	28.56±1.73 ^A	85.67±5.20 ^A	241.85±38.47 ^B
	15—20	9416.67±572.04 ^{AB}	31.39±1.56 ^{AB}	94.17±4.67 ^{AB}	162.01±73.36 ^C	8206.67±90.19 ^{AB}	27.36±0.25 ^{AB}	82.07±0.74 ^{AB}	241.77±83.81 ^B
	20—25	8173.33±590.03 ^B	27.24±1.61 ^B	81.73±4.82 ^B	97.07±71.96 ^C	8173.33±405.13 ^{AB}	27.24±1.1 ^{AB}	81.73±3.31 ^{AB}	196.71±90.19 ^B
	25—30	10096.67±1431.44 ^A	33.66±3.90 ^A	100.97±11.6 ^A	88.62±53.27 ^C	8350.00±250.00 ^A	27.83±0.68 ^A	83.50±2.04 ^A	189.95±108.35 ^B

注:表中大写字母代表相同指标在同一位置不同降雨时段内的差异显著性。

2.2 地表径流和流失泥沙中微塑料的流失规律

降雨过程中 MPs 伴随地表水流、流失土壤进行迁移(图 2),Ⅲ口处高容重和低容重处理由于雨水冲刷最终造成的 MPs 流失总量分别为 10.59, 14.71 g, 分别占 MPs 总流失量的 97.88%, 98.66%。降雨 0~5 min 土壤侵蚀较严重,MPs 在降雨初期伴随泥沙大量流失,MPs 流失量随着降雨时间的增加而逐渐减少,15 min 后随着径流和土体结构的稳定达到平稳。不

同降雨时段的 MPs 流失浓度差距不显著,高容重处理降水 25~30 min 收集的土壤中 MPs 浓度为 7.44 g/kg,比土壤初始添加的 MPs 平均浓度高了 33.81%;低容重处理在降雨 25~30 min 收集的 MPs 浓度为 6.11 g/kg,比初始添加的 MPs 浓度低了 8.40%。

同一降雨时段中,高容重处理 MPs 流失量与该时段径流量呈显著负相关关系($p < 0.05$)、与该时段土壤流失量呈显著正相关关系($p < 0.05$);MPs 流失

浓度与该时段的径流量呈正相关关系、与该时段土壤流失量呈负相关关系(图3)。高容重处理 MPs 伴随泥沙在降雨初期大量流失,泥沙中的土壤越多,MPs 流失量越大,泥沙中雨水量越大,MPs 流失浓度越高。低容重处理每个降雨时段 MPs 流失量与其对应的径流量呈极显著负相关($p < 0.01$)、与土壤流失量呈极显著正相关关系($p < 0.01$),每一时段收集到的土壤流失量越大 MPs 量也越大;MPs 流失浓度与径流量、土壤流失量无明显相关关系。当受到短时强降雨时,MPs 流失量受地表径流的影响较大,易受泥沙携带沿坡表面从上向下进行迁移;土壤容重越大时,地表径流造成的土壤流失量、MPs 流失量相对较小,土壤容重越小,MPs 向坡下的迁移程度越大。

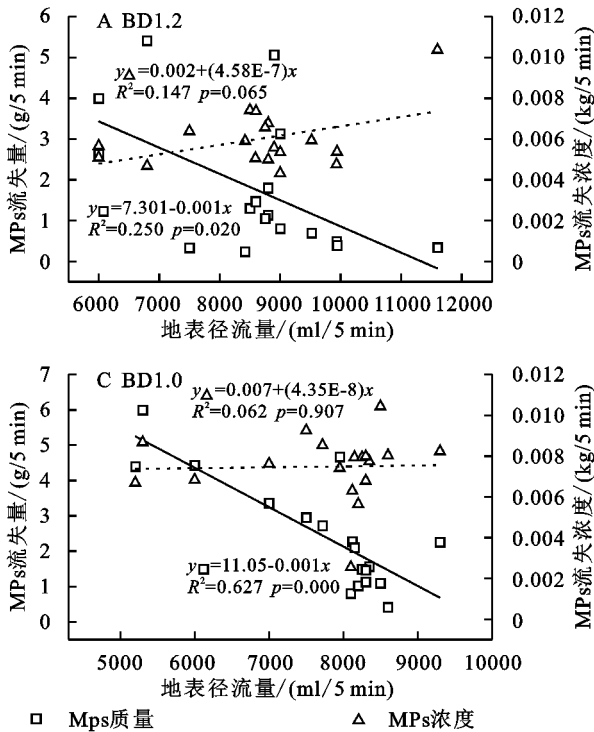
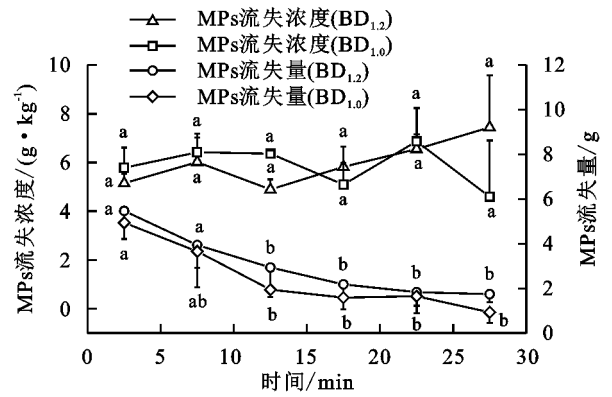


图3 Ⅲ口处 MPs 的流失情况与径流量、土壤流失量的关系

Fig. 3 Relationship between the loss of MPs and runoff, soil loss mass at entrance Ⅲ

2.3 入渗雨水和流失泥沙中微塑料的流失规律

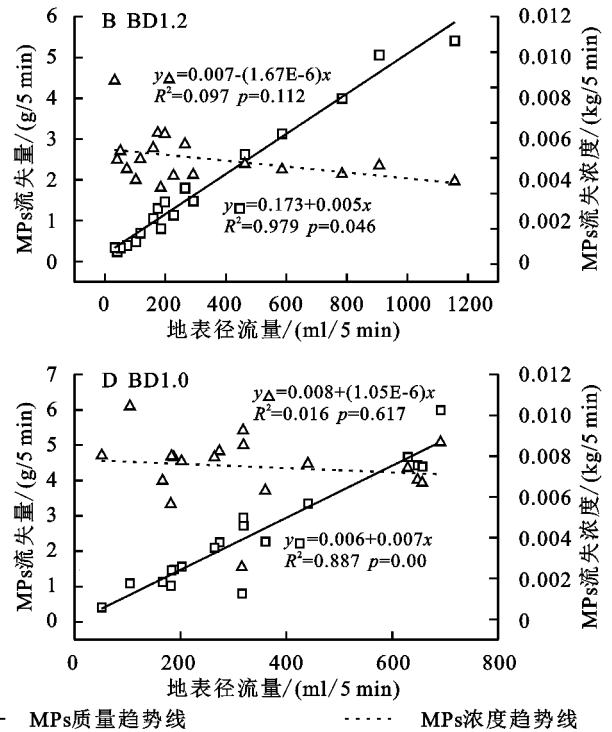
降雨过程雨水入渗影响土壤中 MPs 的垂直迁移。Ⅰ口处高容重和低容重处理 MPs 总流失量分别为 0.12, 0.11 g, 分别占总流失量的 1.08%, 0.74%, 高容重处理在Ⅰ口处的 MPs 流失量比低容重处理高了 6.12%, 高容重的 MPs 平均流失浓度是低容重处理的 3.41 倍(图4)。降雨 0~20 min 内, 高容重处理不同时间段的 MPs 流失量和流失浓度变化比较平稳, 20~30 min 内 MPs 流失浓度迅速增加; 低容重处理 MPs 流失浓度随降雨时间的增加缓慢增加。Ⅱ口处高容重和低容重处理 MPs 总流失量分别为 0.11, 0.089 g, 平均流失浓度分别为 197.45, 100.53 g/kg, 不同时段内 MPs 流失量



注:图中小写字母代表同一指标在不同降雨时段内的差异显著性。

图2 Ⅲ口处不同降雨时段的 MPs 流失量、流失浓度

Fig. 2 Mass and concentration of MPs loss during different rainfall periods at entrance Ⅲ



均没有显著差异(图4)。高容重处理的 MPs 流失量随降雨时间的增加显著增加, 25~30 min 内 MPs 流失量是 0~5 min 时段的 1.18 倍($p < 0.05$)。

同一降雨时段中, 高容重处理各时段 MPs 流失量与对应时段Ⅰ口入渗量呈显著负相关关系($p < 0.05$); MPs 流失浓度与对应时段土壤流失量呈显著负相关关系($p < 0.05$)、入渗量呈负相关关系(图5)。各降雨时段低容重处理 MPs 流失量随着入渗量的增加呈现先降低后升高的趋势($p < 0.05$), 与对应时段土壤流失量呈正相关关系; 各时段 MPs 流失浓度与对应降雨时段入渗量呈显著正相关关系($p < 0.05$)、与土壤流失量呈显著负相关关系($p < 0.05$)。高容重处理

各降雨时段 MPs 流失量与 II 口入渗量呈显著负相关关系 ($p < 0.05$); MPs 流失浓度与对应时段的降雨入渗量呈负相关关系、与土壤流失量呈显著负相关关系 ($p < 0.05$) (图 6)。高容重处理的降雨入渗量越大, 土壤流失量越大, MPs 流失浓度越小。各降雨时段低容重处理 MPs 流失量与对应时段的土壤流失量呈显著正相关关系 ($p < 0.05$)、与入渗量呈正相关关系, 降雨入渗量越大, 土壤流失量越大, MPs 流失量

越大; 不同时段 MPs 流失浓度与对应时段的入渗量呈正相关关系、与土壤流失量呈负相关关系。低容重处理的降雨入渗量越大, MPs 流失浓度越大。高容重处理在 I 口、II 口的 MPs 流失总量分别占 MPs 总流失量的 1.08%, 1.04%, 分别比低处理高了 6.12%, 26.7%, 其 MPs 平均流失浓度分别是低容重处理的 3.41, 1.96 倍。综上, II 口处 MPs 平均流失浓度较高, MPs 在坡下位置的垂直迁移程度大于坡中。

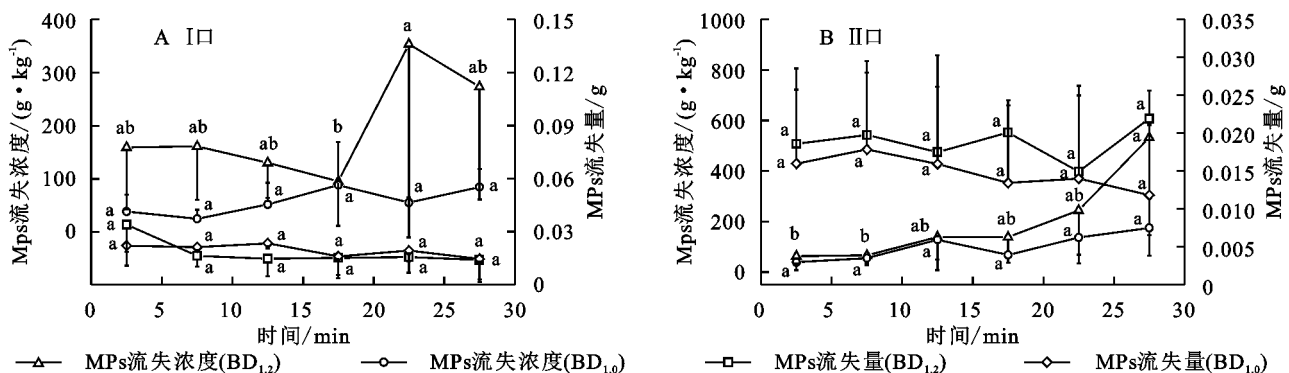


图4 I、II口处不同降雨时段的 MPs 流失量、流失浓度

Fig. 4 Mass and concentration of MPs loss during different rainfall periods at entrances I and II

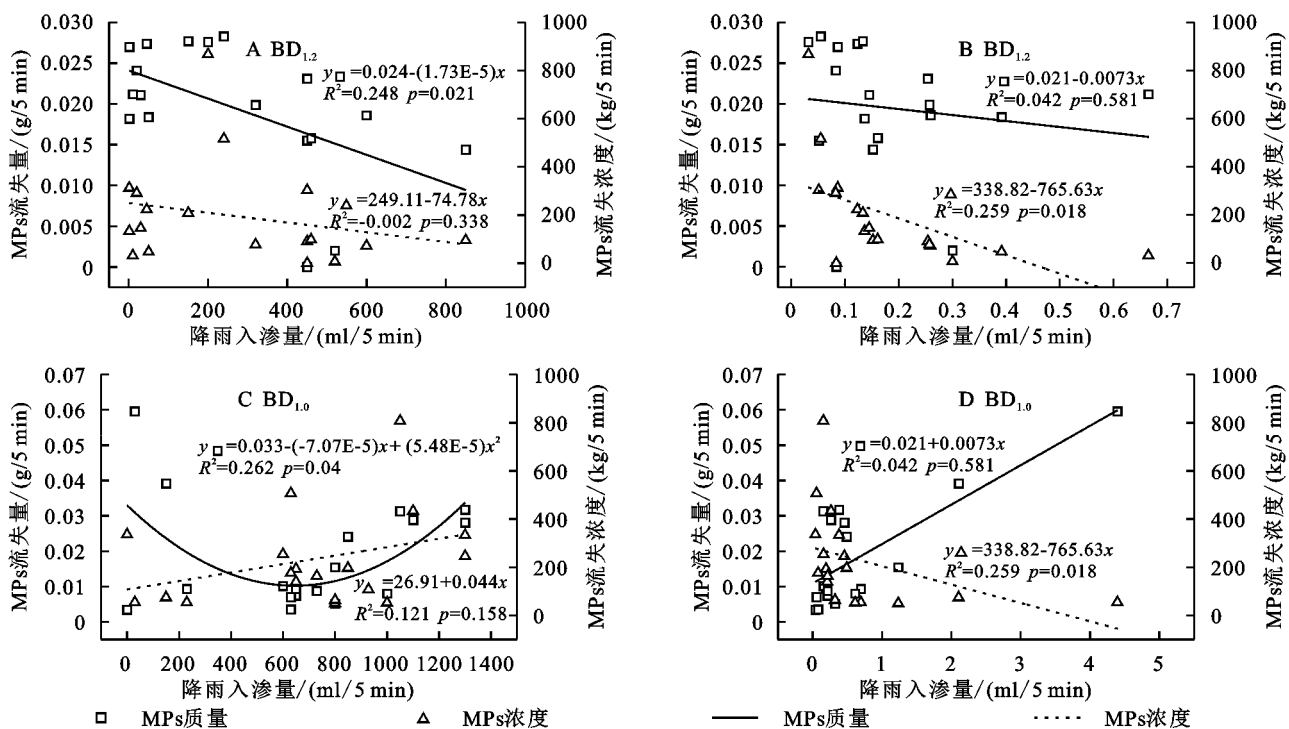


图5 I口处 MPs 的流失情况与降雨入渗量、土壤流失量的关系

Fig. 5 Relationship between the loss of MPs and rainfall infiltration and soil loss mass at entrance I

2.4 侵蚀对土壤中微塑料空间分布特征的影响

高容重处理土壤中 MPs 的平均浓度为 4.24 g/kg, 比初始添加的 MPs 浓度低了 23.65% (图 7)。0—5 cm 深度土层中 (表层), MPs 平均浓度沿坡上 (距离坡顶 10—40 cm)、坡中 (距坡顶 40—70 cm)、坡下 (距坡顶 70—100 cm) 逐渐升高, 距坡顶 60—70 cm 处 MPs 浓度最高。5—10 cm (中层) 深度土层中高容重处理 MPs 的

分布呈现坡上、坡下少, 坡中多的情况, 在距坡顶 50—60 cm 处达到最高值, MPs 浓度为 4.86 g/kg, 比最低值 (距坡顶 90—100 cm 处) 高了 25.84%。10—15 cm 深度土层 (底层) 中, 高容重处理 MPs 的平均浓度沿坡上、坡中、坡下逐渐降低, 在距坡顶 60—70 cm 处达到最高值, 为 4.86 g/kg, 比 50—60 cm 处高了 12.33%。高容重处理 MPs 浓度在距坡顶 10—30 cm, 60—70 cm 处随着土层

深度的增加而增加,其中距坡顶 60—70 cm 处底层 MPs 浓度分别比表层、中层高 11.01%,4.11%。

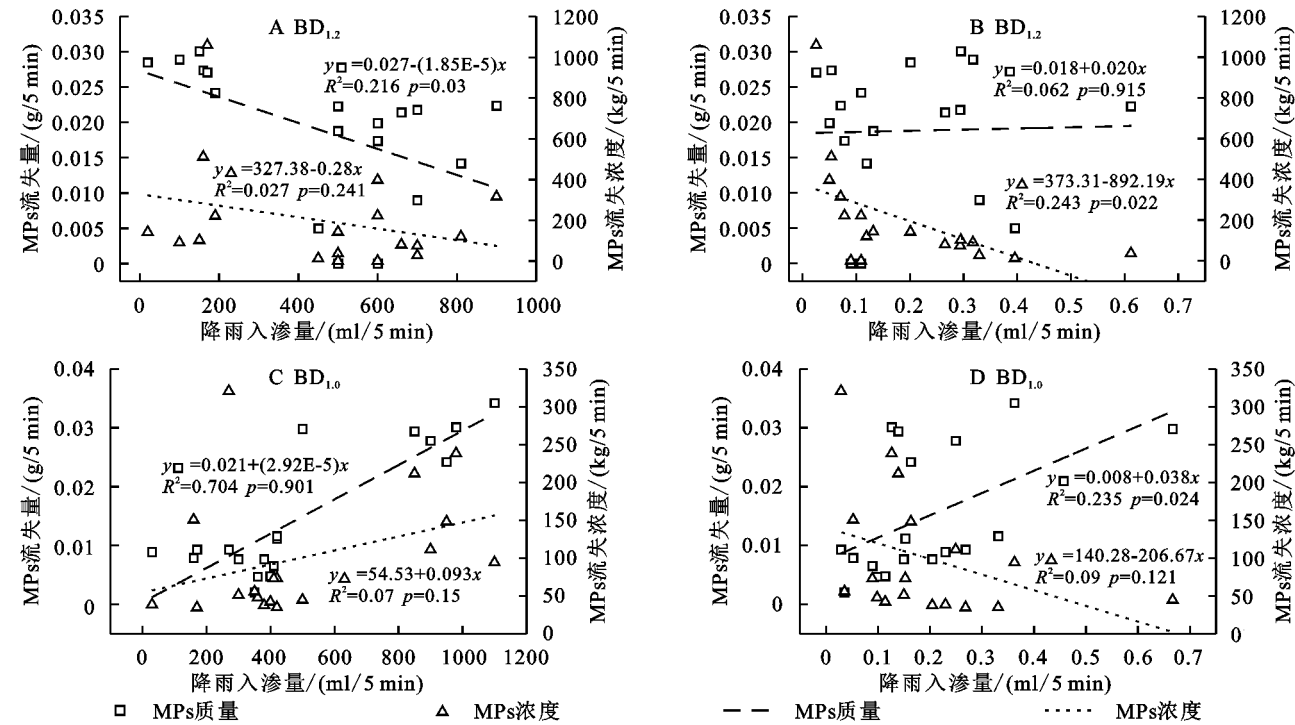


图 6 II 口处 MPs 的流失情况与降雨入渗量、土壤流失量的关系

Fig. 6 Relationship between the loss of MPs and rainfall infiltration and soil loss mass at entrance II

低容重处理土壤中 MPs 的平均浓度为 5.14 g/kg, 比初始添加的 MPs 浓度低了 22.93% (图 7)。0—5 cm 深度土层中, 低容重处理 MPs 在坡中处的平均浓度较高, 在距坡顶 60—70 cm 处达到最高值; 坡底处 MPs 浓度低于坡上、坡中, 其中距坡顶 80—90 cm 处 MPs 浓度为 4.22 g/kg, 比 70—80 cm 低了 6.27% ($p < 0.05$)。5—10 cm 深度土层 MPs 平均浓度沿坡上、坡中、坡下逐渐降低, 在距坡顶 90—100 cm 处 MPs 浓度为 3.34 g/kg, 比 80—90 cm 处低了 37.21% ($p <$

0.05)。10—15 cm 深度土层中, MPs 的平均浓度沿坡上、坡中、坡下显著降低, 坡上 MPs 平均浓度是坡下的 1.37 倍 ($p < 0.05$), 距坡顶 20—30 cm 处 MPs 浓度分别是 80—90 cm, 90—100 cm 处的 1.46, 1.76 倍 ($p < 0.05$)。低容重处理距坡顶 10—30 cm, 70—90 cm 处中间土层 MPs 浓度较高, 表层 MPs 浓度最低, 距坡顶 70—80 cm 处中间土层 MPs 浓度分别是表层、底层的 1.58, 1.43 倍, 其他水平距离处中间土层 MPs 浓度均较低。

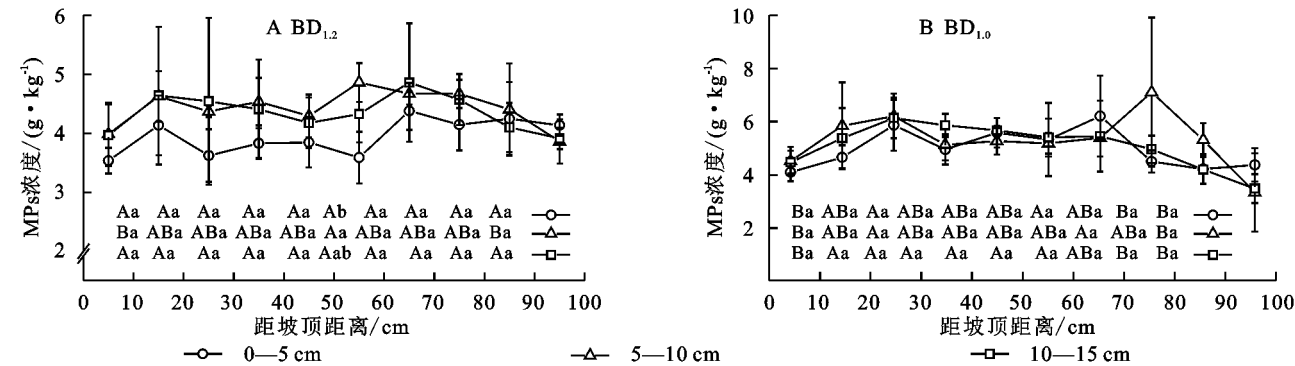


图 7 侵蚀结束后土壤中 MPs 的空间分布特征

Fig. 7 Spatial distribution characteristics of MPs in soil after erosion

3 讨论

降雨侵蚀初始阶段发生了严重的塌方和水土流失, 随着降雨时间的增加坡面的水土流失情况趋于稳定, 形成了降雨入渗和地表径流, 水流会促进土壤中

MPs 的迁移。通常降雨过程中坡面径流流速具有“递增—稳定”的变化趋势^[21], 而本试验中地表径流流速随着降雨时间的增加而增大, 可能是降雨时间较短的缘故。III 口处各降雨时段 MPs 的流失量与对应时段径流量呈负相关关系, 各时段的 MPs 流失量随

着降雨时间的增加而降低,然而流速增大时较大的水流剪切力并不利于 MPs 在土壤中滞留,且土壤孔隙中水流流速越大 MPs 的迁移能力越强^[22], MPs 在水平方向上的迁移主要是受径流水动力的影响^[23],本研究发现 MPs 更易受到土壤携带在水动力的作用下发生迁移。Ⅲ口处各时段 MPs 流失量与对应时段土壤流失量呈显著正相关关系,Ⅲ口处降雨 0~5 min 时发生了大量的土壤流失,高强度降雨会使土壤孔隙产生较高的水压力^[24],坡下位置易饱和从而先受到雨水侵蚀^[25],坡下位置的 MPs 也受到雨水冲刷伴随土壤大量流失。且有研究表明不同降雨强度下 MPs 的流失量及流失浓度均与地表径流产沙量呈正相关关系^[26],说明降雨过程中 MPs 主要是伴随泥沙沿坡表面从上向下迁移的。高容重、低容重处理的地表径流 MPs 流失量分别占总流失量的 97.88%, 98.66%, 土壤容重越小 MPs 从坡上向坡下的迁移程度越大,且当土壤饱和后有更多的 LDPE-MP 和 LDPP-MP (密度 $<1\text{ g/cm}^3$) 通过土壤孔隙向上悬浮到土壤表面,增加地表径流中 MPs 浓度和流失量,这与土壤本身的孔隙度、粗糙度有关,同时多孔介质中孔隙水流速也可能是影响 MPs 在介质表面的沉积与释放的重要因素^[27]。然而,高容重土壤孔隙较小,且土壤为 MPs 提供较多的吸附位点^[28],从而导致 MPs 滞留于土壤中,虽然土壤饱和但是很难向上悬浮, MPs 更容易受微小土壤颗粒吸附和一同运移。因此,低容重土壤受到雨水侵蚀时更容易导致 MPs 上浮和向坡下迁移。

本试验中 I, II 口处 MPs 的流失量占总流失量的 0.88%, 0.78%, 土壤和 MPs 的垂直迁移量较少,但 I 口、II 口处 MPs 浓度显著高于Ⅲ口,其中 II 口处的 MPs 平均流失浓度最高。通常来说,壤中流所导致的物质流失浓度至少是地表径流的 20 倍^[29], $\leq 20\text{ cm}$ 深度土壤的 MPs 流失浓度主要受降雨强度的影响^[26], 壤中流 MPs 平均流失浓度远大于地表径流,这是由于部分 MPs 被细小土壤颗粒吸附,受到强降雨冲刷通过土壤孔隙发生垂直迁移。本试验还发现低容重处理入渗雨水中 MPs 流失浓度与入渗量呈正相关关系,高容重处理入渗雨水中 MPs 流失浓度与入渗量呈负相关关系,这可能是因为降雨初始阶段,低容重处理的大颗粒和小颗粒土壤同时向下迁移速度更快,导致土壤流失量较大,此阶段也会使土壤更加紧实^[30]。I 口处低容重处理 MPs 流失浓度与对应时段的土壤流失量呈显著负相关关系,降雨过程小颗粒土壤的流失,可能会导致土壤大颗粒之间形成微小孔隙,甚至形成优先流,结果导致土壤流失量随着降雨时间的增加逐渐减小,但是小颗粒土壤和 MPs

仍然发生流失,因此 MPs 浓度会随时间逐渐增加,而与土壤流失量呈负相关。高容重处理入渗雨水中 MPs 流失量、流失浓度大于低容重处理,这可能是因为孔隙度小的土壤表面吸附了较多 MPs^[31],水蚀发生后由于重力原因 MPs 随着流失土壤发生垂直迁移。降雨过程坡面 MPs 的垂直迁移会受到降雨入渗的影响,但受瞬时流量的影响较小,越接近坡底 MPs 垂直迁移程度越大,土壤容重越高 MPs 垂直迁移量越大。由于降雨入渗的运动及传输过程均在土壤内部进行,虽然随雨水入渗而垂直迁移的 MPs 量有限,但是其浓度较高也不应忽略。

降雨结束后,高容重处理表层、底层土壤中 MPs 浓度在距坡顶 60—70 cm 处达到最高值,中间土层在距坡顶 50—60 cm 处达到最高值;低容重处理表层、中层土壤中 MPs 浓度在距坡顶 70—80 cm 处达到最高值。受重力和水动力作用,降雨导致坡上 MPs 向坡中和坡下位置迁移,低容重处理受地表径流的影响程度大,导致表层、中层 MPs 从坡上向坡下的迁移程度较大,故坡面中 MPs 浓度最高值分布的位置比高容重处理距离坡顶更远。低容重处理不同深度土层中 MPs 浓度均在距坡顶 80—100 cm 处达到最低值,这可能是因为较低容重坡面的坡下位置土壤更易受到径流冲刷^[25],携带 MPs 发生迁移,导致坡下位置 MPs 迁移量较大,残留于土壤中的 MPs 减少。高容重处理坡上 MPs 平均浓度随着土层深度的增加而增加,坡中、坡下位置中间土层 MPs 平均浓度较高;低容重处理坡上 MPs 平均浓度随着土层深度的增加而增加,坡中表层 MPs 平均浓度较高,坡下中间土层 MPs 平均浓度较高。有研究发现,与本试验相近的降雨强度下,底土层的 MPs 残留浓度最高,这可能是因为本试验的降雨时间不足让更多的 MPs 迁移至底层土壤^[26]。同时,坡中、坡下处 MPs 会受降雨入渗的影响而流失,越靠近坡底垂直迁移程度越大,底土层残余 MPs 减少。此外,降雨过程中较细的土壤颗粒易被径流冲走,而较粗的颗粒则被保留在坡面中,进而改变了土壤孔隙的空间分布格局,也会影响 MPs 的垂直迁移^[32],因此坡面,尤其是容重较低的坡面受到雨水侵蚀后为 MPs 的垂直迁移提供了更大的孔隙空间。

水蚀会导致坡面产生大量水土流失,土壤中的 MPs 易伴随泥沙在水动力的作用下沿坡面迁移,降雨入渗会使土壤中的 MPs 随水流发生垂直迁移,低容重土壤中的 MPs 受到水蚀后迁移距离更远、迁移量更大,土壤 MPs 污染面积变大。土壤 MPs 流失的同时,可能会携带环境中其他污染物进行迁移^[3],如泥水中 PS-MPs 受到高强度的水力扰动下会吸附悬浮物后向下迁移^[33],

有些 MPs 还能吸附重金属和有机污染物等^[7], 这些复合污染物甚至会随 MPs 进入地下水进而污染水环境, 对生态系统造成更大的威胁。

4 结论

(1) 黑土中 MPs 易随泥沙沿坡面向下迁移。土壤容重越大, 地表径流造成的 MPs 流失量越小; 土壤容重越小, MPs 在土壤表层向坡下的迁移程度越大。

(2) 降雨入渗会影响 MPs 的垂直迁移, 坡下处的 MPs 垂直迁移程度较大。土壤容重越大, MPs 垂直迁移量越大。

(3) 高容重处理的降雨入渗量越大, 土壤流失量越大, MPs 流失浓度越小。低容重处理的降雨入渗量越大, MPs 流失浓度越大。

(4) 侵蚀结束后, 低容重土壤水平方向坡中中间土层 MPs 显著降低, 坡下各土层 MPs 均显著降低; 高容重土壤水平方向只有坡下中间土层和底土层 MPs 浓度显著降低。

参考文献 (References):

- [1] 朱永官, 朱冬, 许通, 等. (微)塑料污染对土壤生态系统的影响: 进展与思考[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(1): 1-6.
Zhu Y G, Zhu D, Xu T, et al. Impacts of (micro)plastics on soil ecosystem: Progress and perspective[J]. TrAC Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38(1): 1-6.
- [2] Zhang S L, Wang J Q, Liu X, et al. Microplastics in the environment: A review of analytical methods, distribution, and biological effects[J]. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 2019, 111, 62-72.
- [3] 张凯, 孙红文. (可降解)微塑料颗粒吸附有机污染物及其生物有效性的影响[J]. 环境化学, 2018, 37(3): 375-382.
Zhang K, Sun H W. Adsorption of organic pollutants on (degradable) microplastics and the influences on their bioavailability[J]. Environmental Chemistry, 2018, 37(3): 375-382.
- [4] 杨杰, 李连祯, 周倩, 等. 土壤环境中微塑料污染: 来源、过程及风险[J]. 土壤学报, 2021, 58(2): 281-298.
Yang J, Li L Z, Zhou Q, et al. Microplastics contamination of soil environment: Sources, processes and risks[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 58(2): 281-298.
- [5] 李宵慧, 徐红霞, 孙媛媛, 等. 多孔介质中微塑料的环境行为研究进展[J]. 中国环境科学, 2021, 41(6): 2798-2811.
Li X H, Xu H X, Sun Y Y, et al. Review on the environmental behaviors of microplastics in porous media[J]. China Environmental Science, 2021, 41(6): 2798-2811.
- [6] Rillig M C, Ziersch L, Hempel S. Microplastic transport in soil by earthworms[J]. Scientific Reports, 2017, 7: 1362.
- [7] Zhang S L, Wang J Q, Yan P K, et al. Non-biodegradable microplastics in soils: A brief review and challenge[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 409, 124525.
- [8] Liu J, Zhang T, Tian L L, et al. Aging significantly affects mobility and contaminant-mobilizing ability of nanoplastics in saturated loamy sand[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53: 5805-5815.
- [9] Rillig M C, Ingrassia R, Machado A A D. Microplastic incorporation into soil in agroecosystems[J]. Frontiers in Plant Science, 2017, 8: 1805.
- [10] Dong Z Q, Zhang W, Qiu Y P, et al. Cotransport of nanoplastics (NPs) with fullerene (C₆₀) in saturated sand: Effect of NPs/C₆₀ ratio and seawater salinity[J]. Water Resources, 2019, 148: 469-478.
- [11] Wu X, Lyu X, Li Z, et al. Transport of polystyrene nanoplastics in natural soils: Effect of soil properties, ionic strength and cation type[J]. Science of the Total Environment, 2020, 707, 136065.
- [12] O'Connor D, Pan S, Shen Z, et al. Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles[J]. Environmental Pollution, 2019, 249: 527-534.
- [13] Zhang S L, Liu X, Hao X H, et al. Distribution of low-density microplastics in the mollisol farmlands of northeast China[J]. Science of the Total Environment, 2020, 708, 135091.
- [14] Lwanga E H, Gertsen H, Gooren H, et al. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris* [J]. Environmental Pollution, 2017, 220: 523-531.
- [15] Rillig M C, Bonkowski M. Microplastic and soil protists: A call for research[J]. Environmental Pollution, 2018, 241: 1128-1131.
- [16] 郝永丽, 胡亚鲜, 白晓雄, 等. 黄土高原土地利用方式对微塑料丰度和形态分布的影响[J]. 环境科学, 2022, 43(9): 4748-4755.
Hao Y L, Hu Y X, Bai X X, et al. Abundances and morphology patterns of microplastics under different land use types on the Loess Plateau[J]. Environmental Science, 2022, 43(9): 4748-4755.
- [17] 刘旭. 典型黑土区耕地土壤微塑料空间分布特征[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2019.
Liu X. Spatial Distribution of Microplastics in Mollisol Farmland of Northeast China[D]. Harbin: Northeast Agricultural University, 2019.
- [18] 崔砚琦. 北京城市不同功能区径流雨水微塑料赋存特征研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2022.

- Cui Y Q. Research on the Occurrence Characteristics of Microplastics in Runoff Rainwater in Different Functional Areas of Beijing[D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2022.
- [19] 王磊.多种外营力作用的黑土坡面复合土壤侵蚀过程与机理研究[D].陕西杨凌:西北农林科技大学,2020.
Wang L. Hillslope Compound Soil Erosion Processes and Mechanisms Under the Interaction of Multiple External Erosive Forces in Chinese Mollisol Region[D]. Yanling, Shaanxi: Northwest A&F University, 2020.
- [20] 水利部,中国科学院,中国工程院.中国水土流失防治与生态安全:东北黑土区卷[M].北京:科学出版社,2010.
Ministry of Water Resources, Chinese Academy of Sciences, Chinese Academy of Engineering. Soil Erosion Control and Ecological Security in China: Mollisol Region in Northeast China[M]. Beijing: Science Press, 2010.
- [21] 李建明,王一峰,张长伟,等.三种土壤质地工程堆积体坡面流速及产沙特征[J].长江科学院院报,2019,36(12):28-35.
Li J M, Wang Y F, Zhang C W. Characteristic of flow velocity and sediment yielding on engineering accumulations slope with three soil textures[J]. Journal of Yangtze River Scientific Research Institute, 2019, 36(12):28-35.
- [22] 董姝楠,夏继红,王为木,等.土壤-地下水中微塑料迁移的影响因素及机制研究进展[J].农业工程学报,2020,36(14):1-8.
Dong S N, Xia J H, Wang W M, et al. Review on impact factors and mechanisms of microplastic transport in soil and groundwater[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2020, 36(14): 1-8.
- [23] 张晓婷.微塑料在表层土壤中的迁移及其影响因素研究[D].上海:华东师范大学,2022.
Zhang X T. Study on Migration of Microplastics in Topsoil and Related Factors[D].Shanghai: East China Normal University, 2022.
- [24] 周伟杰,徐卫亚,王如宾,等.暴雨及久雨作用下东岭信滑坡堆积体的渗流特性及稳定性分析[J].三峡大学学报:自然科学版,2020,42(2):28-33.
Zhou W J, Xu W Y, Wang R B, et al. Seepage characteristics and stability analysis of Donglingxin landslide under heavy rain and long rain[J]. Journal of China Three Gorges University: Natural Sciences, 2020, 42(2):28-33.
- [25] 孙国庆.地震和降雨影响下松散堆积体边坡的稳定性研究:以昭巧二级公路边坡为例[D].重庆:重庆大学,2015.
- Sun G Q. Research on Stability of Loose Deposit Slope Influenced by Earthquake and Rainfall: Illustrated by the Example of a Secondary Road Named Zhaoqiao[D]. Chongqing: Chongqing University, 2015.
- [26] 王慧.淮河流域王蚌区间农业源微塑料迁移特征及影响因素研究[D].安徽淮南:安徽理工大学,2022.
Wang H. Study on Migration Characteristics and Influencing Factors of Microplastics in Agricultural Sources in Wang-beng Region of Huaihe River Basin[D]. Huainan, Anhui: Anhui University of Science & Technology, 2022.
- [27] Tong M P, Johnson W P. Excess colloid retention in porous media as a function of colloid size, fluid velocity, and grain angularity[J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40(24):7725-7731.
- [28] Quevedo I R, Tufenkji N. Mobility of functionalized quantum dots and a model polystyrene nanoparticle in saturated quartz sand and loamy sand[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(8):4449-4457.
- [29] Jia H Y, Lei A, Lei J S, et al. Effects of hydrological processes on nitrogen loss in purple soil[J]. Agricultural Water Management, 2007, 89(1/2):89-97.
- [30] 孙梅,黄运湘,孙楠,等.农田土壤孔隙及其影响因素研究进展[J].土壤通报,2015,46(1):233-238.
Sun M, Huang Y X, Sun N, et al. Advance in soil pore and its influencing factors [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2015, 46(1):233-238.
- [31] Alimi O S, Budarz J F, Hernandez L M, et al. Microplastics and nanoplastics aquatic environments: Aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(4):1704-1724.
- [32] 张相,丁鸣鸣,李卓远,等.水蚀作用下红壤丘陵区土壤特性的空间分异特征[J/OL].南京林业大学学报:自然科学版,2022:1-9[2023-01-18]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1161.S.20221026.1050.004.html>.
Zhang X, Ding M M, Li Z Y, et al. Spatial differentiation of soil properties in hilly red soil region under water erosion [J/OL]. Journal of Nanjing Forestry University: Natural Sciences Edition, 2022: 1-9[2023-01-18]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1161.S.20221026.1050.004.html>.
- [33] 吴香香,艾萍,李大鹏.不同水力扰动强度对老化 PSMPs 在泥水两相间迁移的影响[J].环境科学,2022,43(6):3168-3176.
Wu X X, Ai P, Li D P. Influence of different hydraulic disturbance intensities on the migration of aged PSMPs between sediment and water[J]. Environmental Science, 2022, 43(6):3168-3176.