

周鹏宇, 陈宗海, 胡家帅, 卢瑛, 李博. 微塑料老化对华南菜地土壤团聚体稳定性与碳氮分布的影响[J]. 土壤学报, 2026,
ZHOU Pengyu, CHEN Zonghai, HU Jiashuai, LU Ying, LI Bo. Effects of Microplastic Aging on the Distribution and Stability of Carbon and
Nitrogen in Soil Aggregates of Vegetable Fields in South China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

微塑料老化对华南菜地土壤团聚体稳定性与碳氮分布的影响 *

周鹏宇¹, 陈宗海¹, 胡家帅², 卢瑛¹, 李博^{1†}

(1. 华南农业大学资源环境学院, 广州 510642; 2. 中化学城市建设(成都)有限公司, 成都 641419)

摘要: 微塑料在陆地生态系统中的富集近些年来被广泛关注, 其在农田土壤中会随着时间的推移逐渐老化, 进而影响土壤质量。集约化菜地微塑料富集风险高, 土壤团聚体丰富, 微塑料在自然老化过程中对菜地土壤团聚体稳定性及其对土壤有机碳(SOC)、全氮(TN)分布特征的影响并不清楚。基于两年的蔬菜种植盆栽模拟试验, 设置添加 0.1% 和 2% 聚乙烯(PE)浓度处理, 分别在 PE 添加前(0MA)、PE 老化 2 个月(2MA)、12 个月(12MA)和 24 个月(24MA)时采集土壤样品, 测定各粒级团聚体(>2 mm、2~0.25 mm、0.25~0.053 mm、<0.053 mm)含量、水稳性大团聚体含量($W_{>0.25}$)、平均重量直径(MWD)、几何平均直径(GMD)、分形维数(FD), 辨析微塑料老化影响菜地土壤团聚体稳定性以及其碳氮分布的关键因子。结果表明, PE 微塑料老化对菜地土壤团聚体稳定性的影响存在显著动态效应。与初始(0MA)相比, 老化 12 个月(12MA)时大团聚体(>0.25 mm)含量显著增加, 其中>2 mm 粒级增幅达 122.3%, 而 0.25~0.053 mm 粒级团聚体含量降低 66.7%, 同时该粒级 SOC 与 TN 分别提升 66.2% 和 10.5%, 使得团聚体稳定性指标($W_{>0.25}$ 、MWD、GMD)均达峰值(81.2%、1.22 mm、0.93 mm)。然而, PE 老化 24 个月(24MA)时, 菜地土壤<0.053 mm 微团聚体含量显著增加 305.2%, 分形维数(FD)升至峰值 2.75, 表明其结构稳定性显著下降。此外, 相较于低浓度(0.1%) PE 处理, 高浓度(2%) PE 老化更显著地影响了菜地土壤团聚体稳定性与粒径分布, 且影响规律一致。冗余分析和随机森林分析进一步表明, <0.053 mm 粒级的 TN 含量是微塑料老化影响菜地土壤团聚体稳定性的首要驱动因子, 对团聚体各稳定性指标的贡献度均超过 13%。综上, PE 微塑料老化对菜地土壤团聚体稳定性的影响呈非线性动态, 即短期(12 个月)内促进大团聚体形成并提高稳定性, 而长期(24 个月)处理后则导致土壤大团聚体破碎加剧, 且高浓度 2%PE 处理效应更显著。本研究可为评估微塑料老化对农田土壤结构稳定性的影响及其碳氮耦合特性提供理论依据。

关键词: 微塑料老化; 团聚体稳定性; 有机碳; 全氮

中图分类号: S152.4; X53

文献标志码: A

Effects of Microplastic Aging on the Distribution and Stability of Carbon and Nitrogen in Soil Aggregates of Vegetable Fields in South China

ZHOU Pengyu¹, CHEN Zonghai¹, HU Jiashuai², LU Ying¹, LI Bo^{1†}

* 国家自然科学基金项目(42577366)和广州市基础研究计划基础与应用基础研究-青年科技人员项目(202201010416)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 42577366) and the Basic and Applied Basic Research of Guangzhou Basic Research Program - Young Scientist Project, China (No. 202201010416)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: boli@scau.edu.cn

作者简介: 周鹏宇(2002—), 男, 河南省安阳人, 硕士研究生, 主要从事土壤碳氮循环与管理研究。E-mail: zhoupengyu0325@163.com
收稿日期: 2025-11-25; 收到修改稿日期: 2026- - - ; 网络首发日期(www.cnki.net): 202- - -

(1. College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 2. China National Chemical City Construction Co., LTD, Chengdu 641419, China)

Abstract: 【Objective】 The enrichment of microplastics in terrestrial ecosystems has gained widespread attention in recent years. In farmland soils, microplastics gradually age over time, thereby affecting soil quality. Intensive vegetable fields face a high risk of microplastic accumulation and are rich in soil aggregates. However, the impact of natural microplastic aging on the stability of soil aggregates and the distribution of soil organic carbon (SOC) and total nitrogen (TN) in vegetable soils remains unclear. 【Method】 In this study, a two-year pot experiment with vegetable cultivation was conducted. Two polyethylene (PE) addition rates (0.1% and 2%, w/w) were set. Soil samples were collected before PE addition (0 MA) and after 2, 12, and 24 months of aging (2 MA, 12 MA, 24 MA). The contents of aggregate size fractions (>2 mm, 2–0.25 mm, 0.25–0.053 mm, <0.053 mm), water-stable macroaggregate content ($W_{r>0.25}$), mean weight diameter (MWD), geometric mean diameter (GMD), and fractal dimension (FD) were measured to identify the key factors through which microplastic aging influences soil aggregate stability and the distribution of carbon and nitrogen in vegetable soils. 【Result】 The results showed that PE microplastic aging had a significant dynamic effect on the stability of soil aggregates. Compared with the initial stage (0 MA), at 12 months of aging (12 MA), the content of macroaggregates (>0.25 mm) significantly increased, with the >2 mm fraction increasing by 122.3%, while the content of the 0.25–0.053 mm fraction decreased by 66.7%. Meanwhile, SOC and TN in this fraction increased by 66.2% and 10.5%, respectively, and the aggregate stability indicators ($W_{r>0.25}$, MWD, GMD) reached their peak values (81.2%, 1.22 mm, 0.93 mm). However, at 24 months of aging (24 MA), the content of <0.053 mm microaggregates significantly increased by 305.2%, and the fractal dimension (FD) reached its peak (2.75), indicating a marked decline in structural stability. Moreover, compared with the low-concentration (0.1%) PE treatment, the high-concentration (2%) PE treatment more significantly affected soil aggregate stability and particle size distribution in the vegetable soil, and the pattern of effects was consistent. Redundancy analysis and random forest analysis further revealed that TN content in the <0.053 mm fraction was the primary driving factor through which microplastic aging influenced soil aggregate stability in the vegetable field, contributing more than 13% to each aggregate stability indicator. 【Conclusion】 The effect of PE microplastic aging on soil aggregate stability in vegetable fields is non-linear and dynamic: short-term (12 months) aging promotes macroaggregate formation and enhances stability, whereas long-term (24 months) aging leads to increased fragmentation of macroaggregates, with the effect being more pronounced at the 2% PE concentration. This study provides a theoretical basis for assessing the impact of microplastic aging on soil structural stability and its carbon-nitrogen coupling characteristics in farmland soils.

Key words: Microplastics aging; Aggregate stability; Organic carbon; Total nitrogen

近年来,微塑料(<5 mm)在各大生态系统中被广泛检出,而土壤作为陆地生态系统微塑料的重要汇之一,其环境生态风险研究已成为环境科学与土壤学交叉领域的前沿热点^[1-2]。我国是农业大国,农业生产土壤中的微塑料主要来源于农膜残留、污泥施用、有机肥及灌溉水等^[3-4]。有报道称中国南方农田中微塑料的平均丰度高达 4 537 items·kg⁻¹ 干土^[5]。集约化蔬菜种植是我国南方农田重要种植模式^[6],除生产过程中大量施用氮肥、农事操作频繁和复种指数高等特点外^[7],塑料地膜在蔬菜种植过程中被广泛应用以发挥保温、保墒和减少虫害等作用,而聚乙烯(Polyethylene, PE)是农用薄膜中最主要的塑料类型^[8]。我国地膜使用量大,覆盖面积与应用范围持续扩张^[9],然而地膜回收技术的不完善和成本过高导致大量微塑料残留在土壤中^[10]。研究表明,微塑料可以通过物理吸附和影响土壤酶活性等方式介导土壤的碳氮周转和团聚体的形成过程,进而影响土壤团聚体的稳定性^[11]。因此,农田生态系统中的微塑料污染治理与防控已成为当前土壤科学领域亟待解决的问题。

土壤有机碳与土壤全氮是土壤肥力的关键指标,与作物产量和品质密切相关。此外,土壤碳氮同样是团聚体形成过程中重要的胶结剂,其含量增多能促进土壤颗粒黏聚,从而增强土壤团聚体的稳定性^[12]。有研究证实,微塑料会降低土壤田间持水量 10%~65%,同时降低了土壤总孔隙度,这些

变化削弱了土壤的空气流通和水盐溶质运移能力,进而降低了土壤中活性碳组分含量,并改变碳氮底物的微生物可利用性^[13-14]。此外,微塑料可能通过激发效应改变土壤微生物群落结构,进一步改变土壤原生有机质周转能力,而微塑料几乎含有 90% 的碳,其会随着时间推移,在温度、氧气、紫外辐射和微生物等因素作用下发生老化分解,分子中的 C—C 或 C—H 通过自由基反应逐渐断裂,生成相对分子质量较低的片段,这些过程可能会影响土壤碳氮循环过程^[15-16]。尽管当前已有研究对微塑料积累下土壤碳氮等元素循环动态进行了探索,但 PE 农膜数量多,残留时间长,其老化动态影响菜地土壤团聚体稳定性的关键因子和机制仍需进一步探究。

土壤团聚体是土壤结构的基本单元,其组成与稳定性直接决定着土壤的孔隙结构、水分运动、养分固持及抗侵蚀能力,是土壤质量和健康的核心指标^[17],水稳性大团聚体含量 ($W_{r>0.25}$)、平均重量直径 (MWD)、几何平均直径 (GMD) 以及分形维数 (FD) 可以作为评价团聚体分布及稳定性的指标参数^[18]。目前,关于微塑料影响土壤团聚体稳定性的研究结论仍存在争议。有研究认为,微塑料颗粒可能作为中间载体,与土壤矿物、有机质及微生物菌丝相互作用,间接地促进中小团聚体的形成,同时微塑料作为外来异物,会破坏土壤颗粒间的黏结,从而降低团聚体稳定性^[19]。然而,Zhang 等^[20]认为聚乙烯和聚酯微塑料会增加大团聚体含量,提高土壤团聚体稳定性,刘书铭等^[21]研究也证实毫米级、微米级和纳米级三种粒径的 PE 微塑料均能显著提高土壤团聚体稳定性,其中微米级 PE 的提升效果最为显著。此外,微塑料对团聚体的影响也可能存在时间效应和阈值效应,Li 等^[22]研究发现,聚乙烯微塑料添加会导致土壤中 0.5~1 mm 和 >2 mm 团聚体含量显著降低,且随着老化时间变长而加剧。陈荣桓等^[23]指出,土壤中低密度聚乙烯微塑料浓度超过 1% 时会显著降低土壤团聚体稳定性,而低于 1% 时则无显著影响。微塑料在土壤中并非惰性,其会经历一个长期的物理、化学及生物老化过程,其性质会发生显著变化,如光氧化降解导致比表面积增大、氧碳比和羰基指数增加、微生物附着表面形成生物膜等,从而改变其与环境介质的相互作用^[24],然而当前大多数研究仅聚焦于短期效应,其在农田土壤中长期老化如何影响菜地土壤团聚体稳定性及其关键影响因子仍需进一步探索。

基于上述研究背景,本研究通过为期两年的盆栽模拟试验,系统探究不同浓度 (0.1% 和 2%) PE 微塑料老化过程对华南集约化菜地土壤结构稳定性、粒径分布以及各粒级团聚体土壤有机碳 (SOC)、全氮 (TN) 含量变化的动态影响。本研究假设: PE 微塑料会随着老化时间变长而降低土壤团聚体稳定性,而大团聚体 (>0.25 mm) 相关碳氮指标是影响团聚体稳定性的关键因子。本研究旨在为全面评估 PE 微塑料老化对土壤团聚体结构稳定性的影响及其碳氮耦合特性提供理论与数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况与供试材料

试验于 2021 年 12 月至 2023 年 12 月在广东省广州市华南农业大学 (23°15'N, 113°36'E) 的网室进行。该区属于亚热带季风气候,年平均气温 21.6 °C,年平均降雨量 1 782 mm。供试土壤采集于广东省广州市花都区集约化生产菜地的 0~20 cm 耕层土壤 (23°4'N, 113°4'E),该区域有超过 15 年的蔬菜种植历史。土壤为黏壤土,灰潮土亚类。土壤 pH 6.23、TN 1.66 g·kg⁻¹、SOC 18.36 g·kg⁻¹、黏粒含量 27%、粉粒 39.8%、砂粒 33.2%,最大田间持水量 524.30 mg·kg⁻¹。供试微塑料为 PE 颗粒,直径 0.6 mm,呈无规则球状,购自东莞市清田塑料有限公司。

1.2 试验设计

盆栽试验设置添加 0.1% (*m/m*) PE (0.1% PE)、2% (*m/m*) PE (2% PE) 两个处理,采用随机区组设计,每个处理重复 3 次,同时设置破坏性采样处理,共计 24 个样品。微塑料处理浓度的选择,基于其在农业土壤中的当前背景含量及未来可能累积丰度^[25]。2021 年 11 月进行装盆,将土样装入

柱状 PVC 盆（高 40 cm、直径 18 cm）中，每盆装 12 kg 干土。所有盆钵中的土壤用称重法保持 60% 田间持水量，预培养 30 d 后，将紫外灯灭菌 30 min 后的 PE 微塑料颗粒与预培养的土壤充分混合装入盆钵，每盆移栽 2 株已发芽生长 2 周的蔬菜幼苗。通过定期灌溉（保持 60% 田间持水量）保持土壤湿度恒定。蔬菜盆栽种植 5 季，两季连续的菜心（*Brassica rapa* var. *parachinensis*），一季空心菜（*Ipomoea aquatica*），一季生菜（*Lactuca sativa*），一季樱桃萝卜（*Raphanus sativus* var. *radicula*），每季收获后有一个过渡期。盆栽化肥用量参考当地推荐化肥施用量，以 168 kg·hm⁻²（以 N 计）的尿素作为每季蔬菜的土壤基肥，在每季蔬菜移栽前一次性施用，溶解于蒸馏水中均匀施于土表，其他管理措施与当地农户保持一致。

1.3 样品采集与分析

土样在盆栽试验前（0MA，即第一季蔬菜移栽前）、试验 2 个月（2MA）、12 个月（12MA）、24 个月（24MA）分别取样，在每个盆中按五点采样法采集 0~20 cm 表层土壤，装入保鲜盒内带回实验室。样品风干后采用四分法分为两部分，一部分去除根系和杂质后混匀过 2 mm 筛，用以测定土壤基本理化性质，另一部分用于进行团聚体分级及团聚体相关指标检测。土壤团聚体分级采用湿筛法，方法参考唐贤等^[26]。各粒级土壤团聚体样品被分离后在 55 °C 烘箱中烘至恒重，室温放置 24 h 后称重，并根据后续实验需要进行研磨过筛处理，留存备用。土壤及各粒级团聚体土壤有机碳含量采用重铬酸钾氧化法测定，全氮采用硫酸消解—凯氏定氮仪测定^[27]。

1.4 数据处理

土壤团聚体稳定性指标用 $W_{r>0.25}$ 、MWD、GMD 和 FD 表示，计算公式如下：

$$W_{r>0.25} = m_{>0.25}/m_0 \times 100\% \quad (1)$$

式中， $W_{r>0.25}$ 为水稳性大团聚体含量（%）， $m_{>0.25}$ 为 >0.25 mm 团聚体质量（g）， m_0 为所有粒径土壤颗粒的质量之和（g）。

$$\text{MWD} = \frac{\sum_i^n x_i w_i}{\sum_i^n w_i} \quad (2)$$

$$\text{GMD} = \exp \left[\frac{\sum_i^n w_i \ln x_i}{\sum_i^n w_i} \right] \quad (3)$$

式中， x_i 为各粒径水稳性团聚体的平均直径（mm）， w_i 为各粒径水稳性团聚体的百分含量（%）。

$$(3\text{-FD}) \lg(d_i/d_{\max}) = \lg(W_{\delta \leq d_i}/m) \quad (4)$$

式中， d_i 为邻近两级筛子土壤颗粒的平均直径（mm）， $d_{\max}$ 为最大粒级土壤颗粒的平均直径（mm）， $W_{\delta \leq d_i}$ 为土壤颗粒直径小于 d_i 累积的质量（g）， m 为所有土壤颗粒的质量之和（g）。

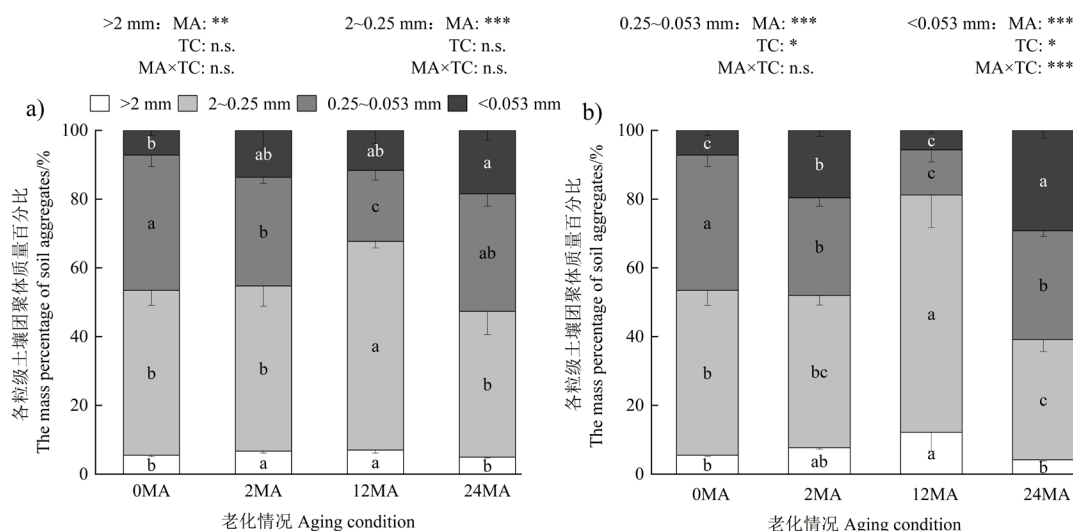
使用 Excel 2019 进行数据整理，采用 SPSS 27.0 进行单因素方差分析和双因素方差分析，显著水平为 $\alpha=0.05$ ，并使用 Origin 2024 进行作图。用 Canoco 5 进行冗余分析，分析全土及各粒级团聚体 SOC、TN 对团聚体稳定性指标的影响。用 R 4.4.1 的“randomForest”包进行随机森林分析。随机森林分析即计算每棵树的精度重要性，在森林（500 棵树）上取平均值，置换检验次数为 1 000。变量的均方误差（MSE）增加百分比用于估计这些预测变量的重要性，MSE 越高表示预测变量越重要。图表数据均采用“平均值±标准差”表示。

2 结果

2.1 菜地土壤各粒级团聚体粒径分布

在低浓度 0.1%PE 条件下，>2 mm 粒级水稳性团聚体含量在 2MA 和 12MA 阶段较 0MA 显著提高 22.2%~27.7%（图 1a， $P<0.05$ ），2~0.25 mm 粒级团聚体含量仅在 12MA 时显著增加 26.6%

($P<0.05$), 0.25~0.053 mm 粒级团聚体含量在 2MA 和 12MA 时分别较 0MA 显著下降 19.6%和 47.5% ($P<0.05$), 而<0.053 mm 粒级团聚体含量在 24MA 时显著上升 156.0% ($P<0.05$)。而在高浓度 2%PE 条件下, 与 0MA 相比, >2 mm 粒级团聚体含量仅在 12MA 时显著增加 122.3%, 在其他时间点无显著变化, 而 2~0.25 mm 粒级在 12MA 时显著提高 43.9%, 但在 24MA 时显著降低 27.1% (图 1b, $P<0.05$)。0.25~0.053 mm 粒级含量在所有老化时间节点均显著下降, 降幅达 19.5%~66.7% ($P<0.05$), 而<0.053 mm 粒级在 2MA 和 24MA 时分别显著上升 172.2%和 305.2% ($P<0.05$)。双因素分析结果显示, PE 老化时间对所有粒级团聚体含量变化有着极显著影响 ($P<0.01$), 而 PE 处理浓度仅对 0.25~0.053 mm 和<0.053 mm 粒级团聚体占比有显著影响 ($P<0.05$), 二者交互效应仅对<0.053 mm 粒级占比具有极显著影响 ($P<0.001$)。



注: 不同小写字母表示同一粒径不同处理时间下差异显著 ($P<0.05$)。*、**和***分别代表双因素分析中 0.05、0.01 和 0.001 水平效应显著, n.s.代表无显著效应, MA、TC 分别表示老化时间效应和 PE 浓度效应, MA×TC 表示老化时间与 PE 浓度交互效应, 下同。Note: Different lowercase letters indicate significant differences for the same particle size under different treatment times ($P<0.05$). In the two-way ANOVA, *, **, and *** represented significant effects at the 0.05, 0.01, and 0.001 levels, respectively; ns indicates no significant effect. MA and TC denoted the aging time effect and the PE concentration effect, respectively, and MA×TC denoted the interaction effect between aging time and PE concentration. The same below.

图 1 0.1%PE (a) 及 2%PE (b) 处理下各粒级团聚体含量随老化时间的变化

Fig. 1 The changes of aggregate content with time under 0.1% PE (a) and 2% PE (b) treatments

2.2 菜地全土有机碳和全氮含量

土壤有机碳与全氮含量对 PE 添加浓度与老化时间的响应如图 2 所示。PE 老化时间、浓度以及二者交互效应对 TN 含量有极显著影响 (图 2b, $P<0.001$), 而对于 SOC, 则仅有 PE 老化时间对其存在显著影响 (图 2a, $P<0.001$)。其中, 高浓度 2%PE 处理在 2MA 时的 SOC 含量显著高于其他老化时间节点, 较 0MA 提升 18.9% (图 2a, $P<0.05$)。低浓度 0.1%PE 处理下, 与 0MA 相比, 2MA 和 24MA 时的 TN 含量分别显著升高 11.3%与 7.2% ($P<0.05$), 而高浓度 2%PE 处理所有老化时间点的 TN 含量均较 0MA 显著提高, 增幅为 8.3%~17.1% ($P<0.05$)。

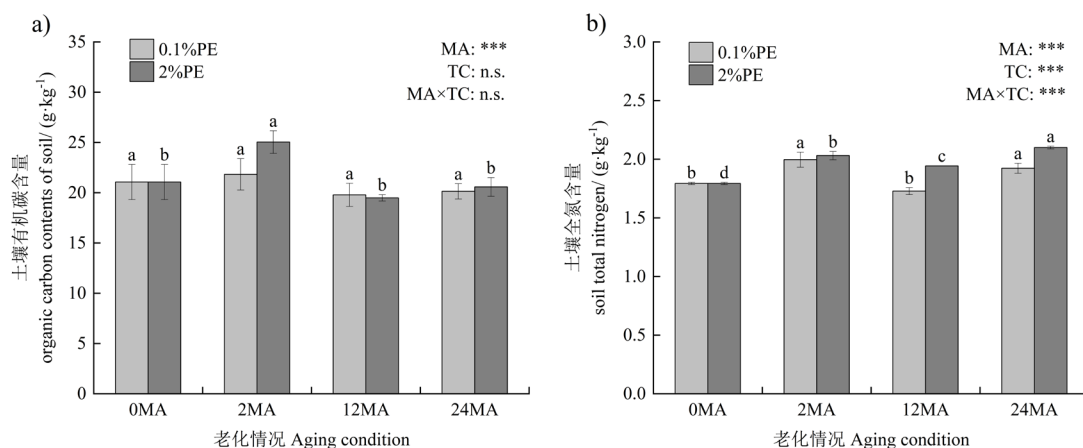


图 2 0.1%PE 及 2%PE 处理下土壤有机碳 (a) 及全氮 (b) 含量随时间的变化

Fig. 2 The changes of soil organic carbon (a) and total nitrogen (b) content with time under 0.1% PE and 2% PE treatments

2.3 菜地土壤各粒级团聚体有机碳和全氮含量

菜地土壤各粒级团聚体 SOC 与 TN 含量对 PE 添加浓度与老化时间的响应如图 3 所示。除<0.053 mm 粒级以外, PE 老化时间、浓度及其交互效应对菜地土壤所有粒级团聚体 SOC 均有极显著影响 ($P<0.001$)。低浓度 0.1%PE 条件下, 与 0MA 相比, >2 mm 与<0.053 mm 粒级团聚体 SOC 含量在整个实验期间无显著变化, 而 2~0.25 mm 与 0.25~0.053 mm 粒级团聚体 SOC 含量仅在 2MA 时显著升高 45.5%和 17.6% (图 3a, $P<0.05$)。与 0MA 相比, 高浓度 2%PE 处理所有老化时间节点的>2 mm、2~0.25 mm 和 0.25~0.053 mm 这三个粒级团聚体 SOC 含量均显著升高, 增幅范围为 20.9%~199.0%, 且均在微塑料老化 12 个月或 24 个月达到峰值 (图 3b, $P<0.05$)。与之相反, <0.053 mm 团聚体 SOC 在所有老化时间点均较 0MA 无显著差异。

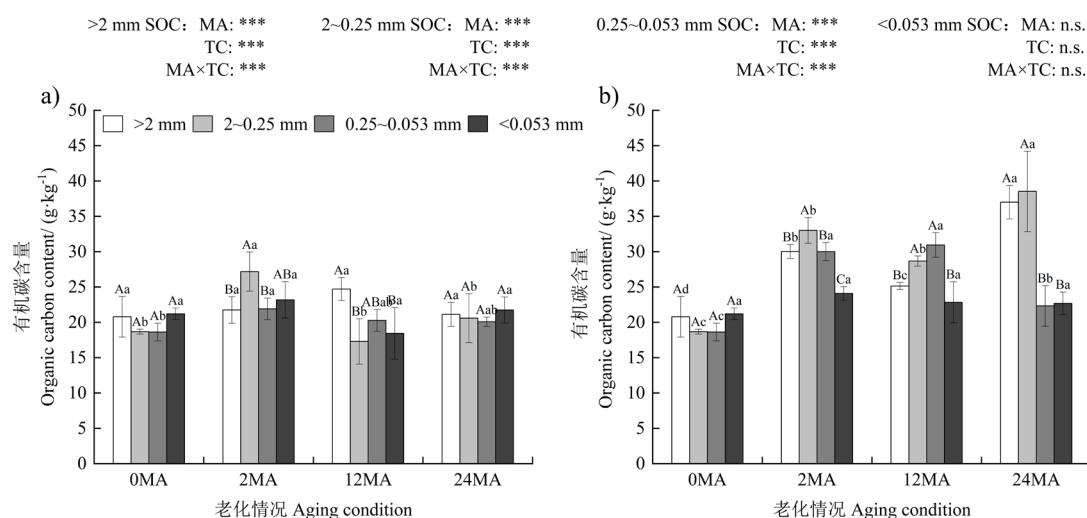


图 3 0.1% PE (a) 及 2% PE (b) 处理下各粒级团聚体有机碳含量随时间的变化

Fig. 3 The changes of organic carbon content in aggregates with time under 0.1 % PE (a) and 2 % PE (b) treatments

不同 PE 浓度下各粒级土壤团聚体 TN 含量随时间的变化如图 4 所示。与 0MA 相比, 低浓度 0.1%PE 处理>2 mm 粒级团聚体 TN 含量在 2MA 时显著升高 7.1% ($P<0.05$), 但在 12MA 和 24MA 时分别显著下降 5.2%和 10.4% ($P<0.05$), 0.25~0.053 mm 粒级团聚体 TN 仅在 12MA 时显著提高 7.1% ($P<0.05$), 而<0.053 mm 粒级团聚体 TN 在 12MA 时显著降低 (图 4a, $P<0.05$)。此外, 与

0MA 相比, 高浓度 2%PE 处理>2 mm 粒级 TN 在整个老化过程中无显著变化, 2~0.25 mm 粒级 TN 在 2MA 时显著降低 10.6% ($P<0.05$), 而 0.25~0.053 mm 粒级 TN 在 12MA 时显著提高 10.5% ($P<0.05$), <0.053 mm 粒级 TN 在 12MA 时显著降低 28.5% (图 4b, $P<0.05$)。双因素分析结果表明, PE 老化时间对除>2 mm 以外的粒级团聚体 TN 含量均具有极显著影响 ($P<0.01$), PE 老化时间和浓度交互效应仅对<0.053 mm 粒级团聚体 TN 存在极显著影响 ($P<0.001$)。

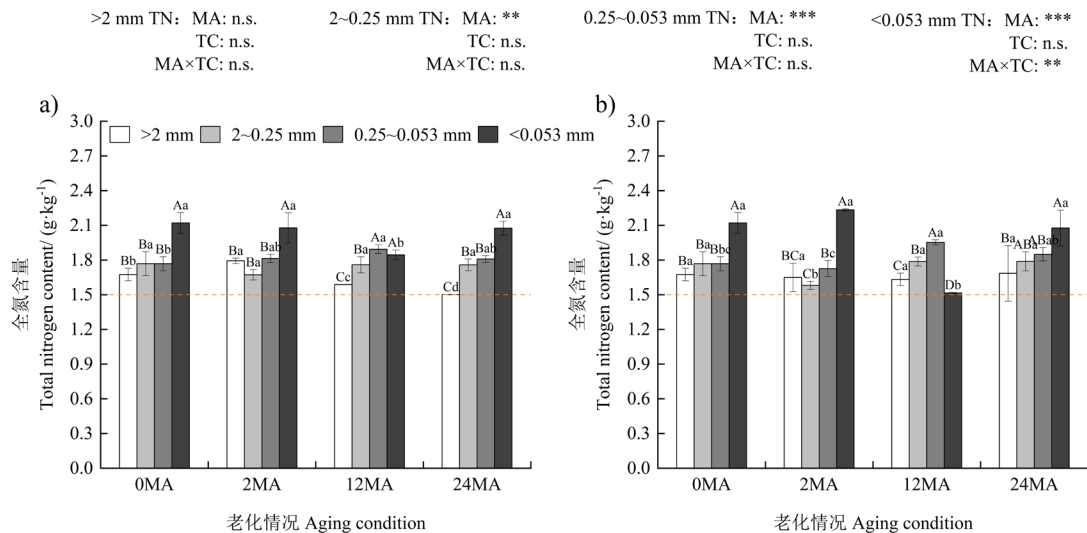


图 4 0.1% PE (a) 及 2% PE (b) 处理下各粒级团聚体全氮含量随时间的变化

Fig. 4 The changes of total nitrogen content in aggregates with time under 0.1% PE (a) and 2% PE (b) treatments

2.4 微塑料老化对菜地土壤团聚体稳定性的影响

12MA 时, >0.25 mm 团聚体 $W_{>0.25}$ 、MWD 及 GMD 值均显著高于其他时间点 (表 1, $P<0.05$), 但在 24MA 时团聚体的 FD 值显著高于其他时间点 ($P<0.05$)。双因素分析显示, 微塑料老化时间极显著影响各土壤团聚体稳定性指标 ($P<0.001$), 微塑料老化时间与浓度交互效应极显著影响菜地土壤团聚体稳定性指标 ($P<0.01$), 表明了 PE 老化时间对团聚体稳定性的重要影响。

表 1 不同处理下菜地土壤团聚体稳定性

Table 1 Stability of aggregates under different treatments in vegetable soil

处理 Treatment	$W_{>0.25}$				MWD			
	0MA	2MA	12MA	24MA	0MA	2MA	12MA	24MA
0.1% PE	53.4±0.04b	54.7±0.06b	67.7±0.01a	47.4±0.07b	0.79±0.05bc	0.83±0.08b	0.96±0.01a	0.71±0.06c
2% PE	53.4±0.04b	52.0±0.03c	81.2±0.04a	39.1±0.03c	0.79±0.05b	0.81±0.04b	1.22±0.09a	0.59±0.03c
MA			***				***	
TC			n.s.				n.s.	
MA×TC			**				***	

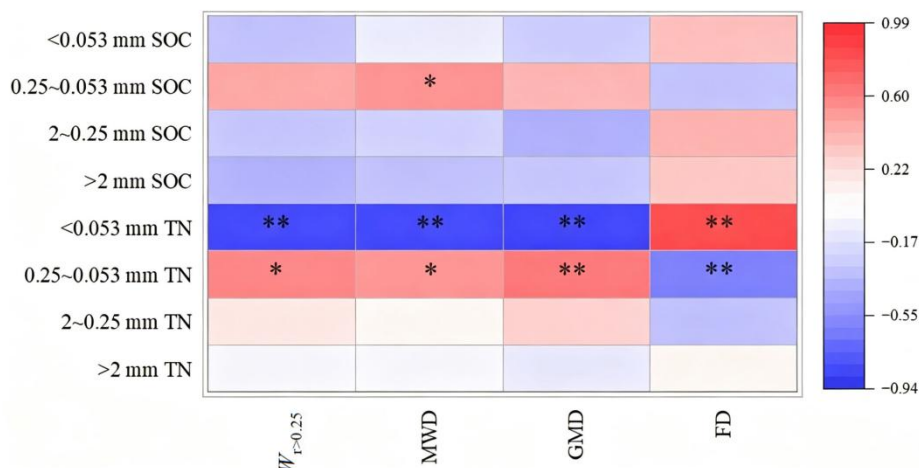
处理 Treatment	GMD				FD			
	0MA	2MA	12MA	24MA	0MA	2MA	12MA	24MA
0.1% PE	0.42±0.05b	0.39±0.09b	0.70±0.09a	0.30±0.05b	2.47±0.05b	2.58±0.09ab	2.30±0.13c	2.65±0.04a
2% PE	0.42±0.05b	0.33±0.03c	0.93±0.05a	0.21±0.02d	2.47±0.05c	2.66±0.02b	2.10±0.06d	2.75±0.02a
MA			***				***	
TC			n.s.				n.s.	
MA×TC			***				**	

注: 不同小写字母表示同一 PE 处理浓度不同处理时间下差异显著 ($P<0.05$)。*、**和***分别代表双因素分析中 0.05、0.01 和 0.001 水平效应显著, n.s.代表无显著效应。Note: Different lowercase letters indicate significant differences among different treatment times at the same PE concentration ($P<0.05$). In the two-way analysis, *, **, and *** denoted significant effects at the 0.05, 0.01, and 0.001 levels, respectively, while ns

indicates no significant effect.

2.5 基于多模型的菜地土壤团聚体稳定性影响因素

图 5 相关性分析表明, 仅 MWD 与 0.25~0.053 mm 粒级团聚体 SOC 呈显著正相关 ($P<0.05$)。 $W_{r>0.25}$ 、MWD 和 GMD 均与 0.25~0.053 mm 粒级团聚体 TN 呈显著正相关 ($P<0.05$), 与 <0.053 mm 粒级团聚体 TN 呈极显著负相关 ($P<0.01$), FD 值与 0.25~0.053 mm 粒级团聚体 TN 呈极显著负相关 ($P<0.01$), 与 <0.053 mm 粒级团聚体 TN 呈极显著正相关 ($P<0.01$)。



注: *, **分别代表 0.05、0.01 水平效应显著。Note: * and ** indicate significant effects at the 0.05 and 0.01 levels, respectively.

图 5 土壤各粒级团聚体 TN、SOC 与稳定性指标的相关性热图

Fig. 5 The correlation heat map of TN, SOC, and stability index of soil aggregates at different particle sizes

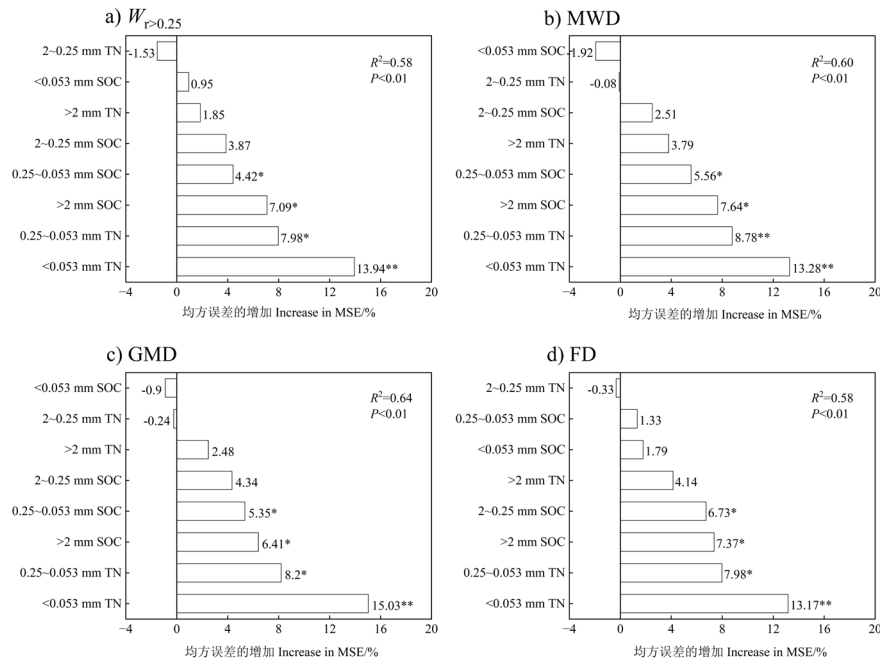


图 6 土壤团聚体 SOC 及 TN 含量影响团聚体稳定性指标的随机森林分析

Fig. 6 Random forests analysis of aggregate SOC and TN content affecting aggregate stability index

随机森林模型表明, <0.053 mm 粒级团聚体 TN 是所有团聚体稳定性指标的首要驱动因子, 其贡献度在各模型中均超过 13% (图 6, $P<0.01$)。0.25~0.053 mm 粒级团聚体 TN 含量和 >2 mm 粒级 SOC 含量在多个团聚体稳定性指标中也表现出较高的重要性。此外, 0.25~0.053 mm 粒级团聚体 SOC

含量在 $W_{>0.25}$ 、MWD 和 GMD 中也具有一定作用（贡献度 4.4%~5.6%， $P<0.05$ ），而 FD 则主要受 2~0.25 mm 粒级团聚体 SOC 含量的影响（贡献度 6.7%， $P<0.05$ ）。

冗余分析（图 7）进一步分析影响土壤团聚体稳定性指标的核心要素，前两轴累计解释了 91.0% 的氮素指标变异（RDA 1: 89.6%；RDA 2: 1.5%），同时采用蒙特卡洛置换检验评估各环境变量的贡献度（表 2）。其中，<0.053 mm 粒级团聚体 TN 是解释率较高的环境因子（解释率 70.0%， $P<0.01$ ），全土 TN 和 2~0.25 mm 粒级团聚体 SOC 解释率次之，三者均与 FD 显著正相关（ $P<0.05$ ），与 $W_{>0.25}$ 、MWD 和 GMD 显著负相关（ $P<0.05$ ）。此外，0.25~0.053 mm 粒级 SOC 与 $W_{>0.25}$ 、MWD 和 GMD 显著正相关（ $P<0.05$ ），表明了其对团聚体稳定性具有增强作用，解释率为 7.8%。

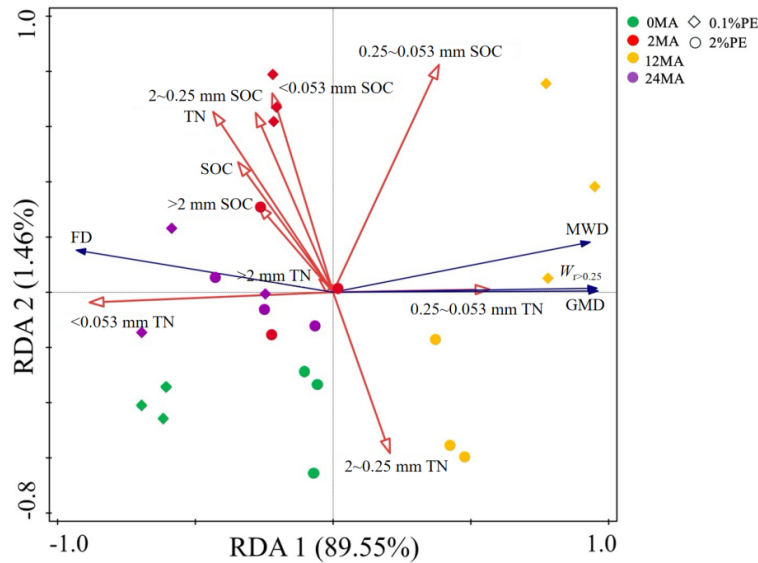


图 7 全土及各粒级团聚体 TN、SOC 和团聚体稳定性指标冗余分析

Fig. 7 Redundancy analysis of TN and SOC in bulk soil and aggregate size fractions, and aggregate stability indexes

表 2 不同环境因子与团聚体稳定性指标的冗余分析参数

Table 2 Redundancy analysis parameters of different environmental factors and aggregate stability indexes

响应变量 Response variable	环境因子 Environmental factor	解释率 Explanation rate/%	贡献率 Contribution rate/%	Pseudo-F	P
团聚体稳定性指标 ($W_{>0.25}$ 、MWD、 GMD、FD)	<0.053 mm TN	70.0	76.6	51.3	0.002**
	TN	7.7	8.4	7.2	0.006**
	0.25~0.053 mm SOC	7.8	8.6	10.8	0.006**
	2~0.25 mm SOC	2.5	2.7	4.0	0.044*

注：*、**分别代表 0.05、0.01 水平效应显著。Note: * and ** indicated significant effects at the 0.05 and 0.01 levels, respectively.

3 讨论

3.1 微塑料老化对菜地土壤团聚体含量及稳定性动态影响

在华南集约化菜地土壤中，PE 微塑料的老化时间对团聚体分布与稳定性呈现非线性动态变化：老化 12 个月（12MA）时，大团聚体（>0.25 mm）含量、MWD 和 GMD 均达到峰值，团聚体稳定性最高；老化 24 个月（24MA）时，微团聚体（<0.053 mm）含量和 FD 显著升高，土壤结构破碎，稳定性下降（表 1，图 1）。其原因是华南集约化菜地复种指数高、耕作频繁、水肥投入大，土壤团聚体对外源微塑料的响应更为敏感^[28]。在老化初期（12 个月内），PE 表面氧化形成含氧官能团和微裂

纹,比表面积增大、疏水性降低^[24,29]。试验期频繁的灌溉与耕作加速了 PE 表面老化,使其在 12 个月时显著促进土壤团聚体的形成^[30],这是由于老化 PE 颗粒可吸附有机质和矿物颗粒。然而,老化至 24 个月时,PE 颗粒进一步破碎,产生的纳米微塑料占据土壤孔隙,物理上阻隔胶结网络,破坏已有的大团聚体^[19],且在集约化菜地高频率的翻耕和灌溉扰动下,这种物理破坏作用可能被放大^[30]。此外,本研究中 24MA 时 2%PE 处理下<0.053 mm 粒级含量较 0MA 增加 305.2% (图 1b),大团聚体含量显著下降,而低浓度 0.1%PE 处理在 24MA 时同样使<0.053 mm 粒级含量较 0MA 增加 156.0% (图 1a)。以上发现印证了本研究科学假设,即 PE 微塑料会随着老化时间变长而降低菜地土壤团聚体稳定性,且这种影响程度与微塑料浓度呈正相关。双因素分析显示,老化时间(MA)对所有粒级团聚体含量均有极显著影响($P<0.001$),PE 浓度(TC)仅对较小粒级有显著影响,二者交互效应对<0.053 mm 粒级影响极显著($P<0.001$)。这与陈荣恒等^[23]在黑土大豆种植中发现的低于 1%浓度无显著影响的结论不同,这一差异可能与菜地系统中更高的土壤扰动频率和养分周转速率有关,低剂量微塑料的效应被放大^[5,31]。

在团聚体稳定性最高的 12MA 阶段,高浓度 2%PE 处理下 0.25~0.053 mm 粒级团聚体 SOC 和 TN 含量分别较 0MA 显著增加 66.2%和 10.5% (图 3b 和 4b),而>2 mm 粒级团聚体 SOC 也有所升高。这一现象可能与集约化菜地高氮肥投入背景下的土壤碳氮再分配有关。集约化菜地施氮量高,土壤氮素周转速率快、活性氮库容量大^[7],PE 微塑料本身含碳量较高(约 90%),其在土壤中可作为外源碳库。老化 PE 表面形成的含氧官能团可吸附可溶性有机碳(DOC)和铵根离子(NH_4^+)^[24,29],这些吸附的碳氮可能随 PE 颗粒迁移至较小粒级团聚体中,导致菜地土壤团聚体碳氮分布差异。此外,土壤碳氮在 12MA 时集中分布于 0.25~0.053 mm 粒级,这主要是由于 0.25~0.053 mm 和<0.053 mm 粒级团聚体具有更大的比表面积,对 DOC 和 NH_4^+ 的固持能力高于大团聚体^[32]。

此外,本研究中 12MA 时 0.25~0.053 mm 粒级含量较 0MA 显著下降(图 1),但该粒级内的 SOC 和 TN 含量却显著上升(图 3b、图 4b),结合同期>2 mm 和 2~0.25 mm 粒级团聚体占比的显著提升(图 1),推测其是因为部分 0.25~0.053 mm 粒级的颗粒凝聚形成更大团聚体,而剩余在该粒级中的颗粒则因吸附了更多的碳氮,导致其碳氮密度上升。而低浓度 0.1%PE 处理在 12MA 时则表现出不同的碳氮响应,即<0.053 mm 粒级 TN 较 0MA 显著降低 13.0% (图 4a)。这可能是因为低浓度 PE 对碳氮的吸附固持能力较弱,在高频灌溉条件下,老化 PE 表面疏水性降低可能促进了可溶性氮的淋失^[33]。这也解释了为何低浓度处理下团聚体稳定性提升幅度($W_{>0.25}$ 从 53.4%升至 67.7%)低于高浓度处理(升至 81.2%)。

3.2 微塑料介导菜地土壤团聚体稳定性的关键碳氮因子辨析

随机森林分析表明,<0.053 mm 粒级的 TN 含量是所有团聚体稳定性指标的核心预测因子,其贡献度在各模型中均超过 13%,高于其他粒级的 SOC 或 TN (图 6)。RDA 分析进一步显示,<0.053 mm 粒级 TN 的解释率高达 70.0% ($P<0.01$),且其与 FD 呈显著正相关,与 $W_{>0.25}$ 、MWD、GMD 呈显著负相关(图 7,表 2)。这一结果明确了微团聚体氮素对菜地团聚体稳定性的负向调控作用,与本文大团聚体(>0.25 mm)相关碳氮指标是影响团聚体稳定性的关键因子的科学假设不一致。其原因可能是区别于其他农业系统,蔬菜土壤中微团聚体(<0.053 mm)的氮素动态可能对团聚体稳定性具有更强的调控作用,这可能与菜地高氮输入下微团聚体成为氮素主要储存库有关^[34]。

在传统土壤团聚体理论中,有机碳被认为是主要胶结剂^[31]。但在本研究的集约化菜地土壤中,由于长期高量氮肥投入,土壤 C/N 比降低,氮素可能成为限制土壤团聚体稳定性的关键元素。此外,微团聚体(<0.053 mm)由于其比表面积大、吸附位点丰富,是土壤中氮素最主要的储存库^[6]。当微团聚体中 TN 含量升高时,可能通过以下途径降低团聚体稳定性:一方面,高浓度的铵态氮可通过离子交换作用置换出土壤胶体表面的钙、镁等多价阳离子,增加双电层厚度,促进黏土颗粒的分散,从而降低团聚体稳定性^[6]。微团聚体作为氮素的富集区,其内部过高的 NH_4^+ 浓度可能成为团聚体破碎的核心原因。在菜地频繁的干湿交替条件下,这种分散效应可能更为显著^[30]。另一方面,高氮环

境下, PE 微塑料可能通过改变氮转化微生物的群落结构, 增加编码亚硝酸盐还原酶 (*nirS*) 的功能基因丰度, 进一步影响微生物胶结物质的分泌^[29,35]。<0.053 mm 粒级是土壤中最基本的结构单元, 其表面电荷密度和反应活性最高, 对外界环境变化 (如 PE 老化带来的 pH 波动、离子强度改变) 最为敏感^[32], 同时 PE 颗粒随着老化时间延长而发生脆化、破碎, 生成大量微米级乃至纳米级微塑料^[36], 两者在物理空间上高度重叠, 使得<0.053 mm 粒级成为微塑料与土壤组分相互作用最活跃的区域。因此, <0.053 mm 粒级 TN 动态能够敏感地反映微塑料胁迫下土壤团聚体分布的变化趋势。

此外, 本研究发现>2 mm 粒级 SOC 对团聚体稳定性也有显著贡献 (图 6), 但其贡献度低于<0.053 mm 粒级 TN。这表明, 在长期 PE 老化的菜地土壤中, 维持土壤团聚体稳定性的主导因子可能从“大团聚体碳”转向“微团聚体氮”。有研究指出, 长期微塑料胁迫下, 土壤微生物群落结构发生改变, 并表现出适应性调整, 如放线菌和真菌增加、碳相关酶活性增强, 这可能标志着土壤微生物群落正在适应新的条件并启动了微塑料的降解过程^[37]。因此, 当大团聚体因微塑料物理破坏和菜地高频耕作而解体时, 微团聚体内部的氮素积累逐渐成为影响结构稳定性的关键因素。

4 结 论

PE 微塑料在老化 12 个月时通过提升大团聚体 (>0.25 mm) 含量增强了土壤团聚体稳定性 ($W_{>0.25}$, MWD, GMD); 而长期老化 (24 个月) 促使土壤结构微团聚化 (提高<0.053 mm 粒级占比与 FD 值), 增加土壤 TN 含量, 且高浓度 (2%) PE 的效应幅度大于低浓度 (0.1%)。长期老化下, 2%PE 处理显著增加较大团聚体 (>0.053 mm) 的 SOC 含量, 而 0.1%PE 处理则降低了>2 mm 团聚体的 TN。多模型分析表明, <0.053 mm 粒级的 TN 是调控团聚体稳定性的首要驱动因子, 揭示了菜地系统高氮输入和微塑料富集条件下, 土壤微团聚体氮素对其结构稳定性的负向调控作用。本研究局限在于网室盆栽条件与田间实际环境存在差异, 未直接测定 PE 老化过程中的表面官能团变化及微生物响应机制。综上, 评估微塑料的土壤生态风险必须考虑其长期老化效应。

参考文献 (References)

- [1] Rillig M C, Ingrassia R, de Souza Machado A A. Microplastic incorporation into soil in agroecosystems[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2017, 8: 1805.
- [2] Huang Y, Zhao Y R, Wang J, et al. LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254: 112983.
- [3] Zhang Q Q, Ma Z R, Cai Y Y, et al. Agricultural plastic pollution in China: Generation of plastic debris and emission of phthalic acid esters from agricultural films[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(18): 12459-12470.
- [4] Luo Y M, Zhou Q, Zhang H B, et al. Pay attention to research on microplastic pollution in soil for prevention of ecological and food chain risks[J]. *Bulletin of the Chinese Academy of Sciences*, 2018, 33(10): 1021-1030. [骆永明, 周倩, 章海波, 等. 重视土壤中微塑料污染研究防范生态与食物链风险[J]. *中国科学院院刊*, 2018, 33(10): 1021-1030.]
- [5] Ren S Y, Wang K, Zhang J R, et al. Potential sources and occurrence of macro-plastics and microplastics pollution in farmland soils: A typical case of China[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2024, 54(7): 533-556.
- [6] Chen Z H, Wan Q, Zhou P Y, et al. Microplastics can inhibit organic carbon mineralization by influencing soil aggregate distribution and microbial community structure in cultivated soil: Evidence from a one-year pot experiment[J]. *Agronomy*, 2024, 14(9): 2114.
- [7] Li B, Bi Z C, Xiong Z Q. Dynamic responses of nitrous oxide emission and nitrogen use efficiency to nitrogen and biochar amendment in an intensified vegetable field in southeastern China[J]. *GCB Bioenergy*, 2017, 9(2): 400-413.
- [8] Bläsing M, Amelung W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 612: 422-435.

- [9] Li X Y, Leng X, Zhang J J, et al. Simulation and optimization of maize growth and nitrogen utilization under degradation film mulching in arid areas of North China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2020, 36(5): 113-121. [李仙岳, 冷旭, 张景俊, 等. 北方干旱区降解膜覆盖农田玉米生长和氮素利用模拟及优化[J]. 农业工程学报, 2020, 36(5): 113-121.]
- [10] Liu M Y, Zheng X, Qiang L Y, et al. Analysis on the change of agricultural film usage and the pollution of agricultural film microplastics in China during years from 1994 to 2020[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2023, 32(11): 2050-2061. [刘明宇, 郑旭, 强丽媛, 等. 1994—2020 年中国农用薄膜使用量变化与农膜微塑料污染现状分析[J]. 生态环境学报, 2023, 32(11): 2050-2061.]
- [11] Shi Y X, Chi F Q, Zhang J M, et al. Effects of straw addition on stability of soil aggregates and contribution of organic carbon under different fertilization treatments in black soil[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2023, 54(4): 856-863. [石艳香, 迟凤琴, 张久明, 等. 不同施肥处理黑土中添加秸秆对土壤团聚体稳定性及有机碳贡献率的影响[J]. 土壤通报, 2023, 54(4): 856-863.]
- [12] Hu X K, Sang C C, Cao M M, et al. Effects of polyethylene microplastics on soil aggregate and its organic carbon[J]. Journal of Hubei Minzu University: Natural Science Edition, 2021, 39(4): 476-480. [胡旭凯, 桑成琛, 曹萌萌, 等. 聚乙烯微塑料对土壤团聚体及其有机碳的影响[J]. 湖北民族大学学报: 自然科学版, 2021, 39(4): 476-480.]
- [13] Maqbool A, Soriano M A, Gómez J A. Macro- and micro-plastics change soil physical properties: A systematic review[J]. Environmental Research Letters, 2023, 18(12): 123002.
- [14] Xing X G, Su L C, Li D W, et al. Changes in water characteristics and pore distributions in loam soil under the coexistence of microplastics and salts[J]. Geoderma, 2025, 460: 117415.
- [15] Seeley M E, Song B, Passie R, et al. Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling[J]. Nature Communications, 2020, 11: 2372.
- [16] Kim S W, Jeong S W, An Y J. Microplastics disrupt accurate soil organic carbon measurement based on chemical oxidation method[J]. Chemosphere, 2021, 276: 130178.
- [17] Bronick C J, Lal R. Soil structure and management: A review[J]. Geoderma, 2005, 124(1/2): 3-22.
- [18] Perfect E, Kay B D. Fractal theory applied to soil aggregation[J]. Soil Science Society of America Journal, 1991, 55(6): 1552-1558.
- [19] de Souza Machado A A, Lau C W, Kloas W, et al. Microplastics can change soil properties and affect plant performance[J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(10): 6044-6052.
- [20] Zhang G S, Zhang F X, Li X T. Effects of polyester microfibers on soil physical properties: Perception from a field and a pot experiment[J]. Science of the Total Environment, 2019, 670: 1-7.
- [21] Liu S M, Chen F T, Kong F L, et al. Effects of polyethylene microplastics with different particle sizes on characteristics of agricultural soil[J]. Soils, 2025, 57(2): 387-397. [刘书铭, 陈飞潼, 孔范龙, 等. 不同粒径聚乙烯微塑料对农田土壤特性的影响[J]. 土壤, 2025, 57(2): 387-397.]
- [22] Li H X, Yang L Y, Luo C H, et al. Soil aggregation alterations under soil microplastic and biochar addition and aging process[J]. Environmental Pollution, 2025, 367: 125655.
- [23] Chen R H, Yu Y, Huang S, et al. Effect of polyethylene microplastic concentration on the characteristics and stability of black soil aggregates[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2023, 54(1): 56-66. [陈荣桓, 余瑶, 黄珊, 等. 聚乙烯微塑料浓度对黑土团聚体特征及其稳定性的影响[J]. 土壤通报, 2023, 54(1): 56-66.]
- [24] Miao L Z, Deng X Y, Yang Z, et al. Research progress on the aging process, leachates of microplastics and their environmental effects[J]. China Environmental Science, 2023, 43(11): 6156-6171. [苗令占, 邓肖雅, 杨铮, 等. 微塑料的老化过程、产物及其环境效应研究进展[J]. 中国环境科学, 2023, 43(11): 6156-6171.]
- [25] Rillig M C. Microplastic disguising as soil carbon storage[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(11): 6079-6080.
- [26] Tang X, Huang W H, Lu Y, et al. Characteristics and stability of organic carbon and ferric oxide in soil aggregates and aggregate stability in lateritic red soil region, Guangdong Province[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2021, 35(2): 200-209. [唐贤, 黄伟濠, 卢瑛, 等. 广东省赤红壤区土壤团聚体有机碳和铁氧化物特征及稳定性[J]. 水土保持学报, 2021, 35(2): 200-209.]
- [27] Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000. [鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.]

- [28] Zhang H Y, Yang X M, Wang K, et al. Macro- and micro-plastic accumulation in soils under different intensive farming systems: A case study in Quzhou county, the North China Plain[J]. *Environmental Pollution*, 2025, 364: 125312.
- [29] Yu Y X, Li X, Feng Z Y, et al. Polyethylene microplastics alter the microbial functional gene abundances and increase nitrous oxide emissions from paddy soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 432: 128721.
- [30] Lozano Y M, Lehnert T, Linck L T, et al. Microplastic shape, polymer type, and concentration affect soil properties and plant biomass[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2021, 12: 616645.
- [31] Li X D, Wang R Y, Dai W, et al. Aging microplastics and coupling of “microplastic-electric fields” can affect soil water-stable aggregates’ stability[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 469: 134048.
- [32] Iqbal S, Xu J C, Arif M S, et al. Do added microplastics, native soil properties, and prevailing climatic conditions have consequences for carbon and nitrogen contents in soil? A global data synthesis of pot and greenhouse studies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58(19): 8464-8479.
- [33] Zhao Z Y, Wang P Y, Wang Y B, et al. Fate of plastic film residues in agro-ecosystem and its effects on aggregate-associated soil carbon and nitrogen stocks[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 416: 125954.
- [34] Wu C C, Ma Y J, Wang D, et al. Integrated microbiology and metabolomics analysis reveal plastic mulch film residue affects soil microorganisms and their metabolic functions[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 423: 127258.
- [35] Xiang Y Z, Rillig M C, Peñuelas J, et al. Global responses of soil carbon dynamics to microplastic exposure: A data synthesis of laboratory studies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2024, 58(13): 5821-5831.
- [36] Binda G, Zanetti G, Bellasi A, et al. Physicochemical and biological ageing processes of (micro)plastics in the environment: A multi-tiered study on polyethylene[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30: 6298-6312.
- [37] Massaccesi L, Marabottini R, De Feudis M, et al. Impact of high-density polyethylene (HDPE) microparticles on soil physical-chemical properties, CO₂ emissions, and microbial community in a two-year field trial[J]. *Science of the Total Environment*, 2025, 966: 178703.

(责任编辑: 卢 萍)