doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2025.06.060

低密度聚乙烯微塑料对土壤养分、水稻生长与生理特性的影响

付　强[1,2]　孟禹彤[1,2]　侯仁杰[1,2]　李天霄[1,2]

(1. 东北农业大学水利与土木工程学院, 哈尔滨 150030;
2. 东北农业大学农业农村部农业水资源高效利用重点实验室, 哈尔滨 150030)

摘要: 近年来,农田微塑料污染严重,对土壤健康及农作物安全产生了极大风险。为探究微塑料对土植系统的影响程度,采用水稻栽培试验,设置不同质量分数(0、0.5%、1.5%)和不同粒径(150、500 μm)的低密度聚乙烯微塑料(Low density polyethylene,LDPE)处理,探究 LDPE 对土壤养分含量、水稻生长和生理特性的胁迫情况。结果表明:微塑料增加水稻生长前中期(返青期、分蘖期和拔节期)表层(0~10 cm)和中层(10~20 cm)土壤总有机碳(TOC)含量 6.06%~43.24%,降低后期(抽穗期和黄熟期)TOC 含量 6.10%~20.53%,深层土壤(20~30 cm)变化趋势与之相反,同时,可显著降低不同土层土壤全氮(TN)含量 5.23%~53.73% 和全磷(TP)含量 2.01%~24.66%。微塑料促进水稻前期株高 3.42%~18.32%,抑制中后期水稻株高 1.90%~13.96%,减少水稻产量 7.80%~24.83%。微塑料显著降低水稻净光合速率(Pn)6.36%~40.46%、气孔导度(Gs)3.40%~67.36% 和胞间 CO_2 浓度(Ci)3.66%~21.86%,并显著增加蒸腾速率(Tr)10.79%~82.37% 和饱和水汽压差(VPD)14.16%~109.60%,叶片蒸腾速率受到叶片 VPD 和 Gs 的协同影响,Gs 减少使得水蒸汽难以从叶肉细胞扩散到气孔表面,而 VPD 增加极大地迫使水蒸汽从叶片表面扩散到周围环境,VPD 的促进效果远大于 Gs 的抑制效果,最终出现 Gs 与 Tr 趋势相反的情况。此外,微塑料降低叶绿素 a 含量 0.27%~3.48%,叶绿素 b 含量 0.36%~3.92%,总叶绿素含量 0.59%~3.47%。研究结果可为微塑料对土壤健康及水稻生长胁迫效应提供数据支撑和科学依据。

关键词: 低密度聚乙烯微塑料; 水稻; 土壤养分; 光合特性; 叶绿素; 根系形态

中图分类号: S156　　**文献标识码**: A　　**文章编号**: 1000-1298(2025)06-0638-11　　**OSID**:

Effects of Low-density Polyethylene Microplastics on Soil Nutrients, Rice Growth and Physiological Characteristics

FU Qiang[1,2]　MENG Yutong[1,2]　HOU Renjie[1,2]　LI Tianxiao[1,2]

(1. *School of Water Conservancy and Civil Engineering, Northeast Agricultural University, Harbin* 150030, *China*
2. *Key Laboratory for High Effective Utilization of Agricultural Water Resources, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Northeast Agricultural University, Harbin* 150030, *China*)

Abstract: In recent years, microplastic contamination of agricultural land has become serious, and soil has become a sink for microplastics, posing great risks to soil health and crop safety. In order to investigate the influence of microplastics on the soil-plant system, a rice cultivation experiment was conducted with different treatments of low density polyethylene (LDPE) with different mass fractions (0, 0.5%, 1.5%) and particle sizes (150 μm, 500 μm) to investigate the effects of LDPE on the soil nutrient content, rice growth and physiological characteristics. The results showed that microplastics could increase the total organic carbon (TOC) content of the surface (0~10 cm) and middle (10~20 cm) soil in the first and middle stages of rice growth (greening, tillering and nodulation) by 6.06%~43.24%, and decrease the TOC content in the late stage (tasseling and yellow ripening) by 6.10%~20.53%, and the trend of the deep soil (20~30 cm) was the opposite. Meanwhile, it could significantly reduce the total nitrogen (TN) 5.23%~53.73% and total phosphorus (TP) 2.01%~

收稿日期: 2024-12-13　修回日期: 2025-02-07

基金项目: 国家自然科学基金联合基金项目(U20A20318)、国家杰出青年科学基金项目(51825901)、国家自然科学基金项目(52179033、52279035)和黑龙江省杰出青年科学基金项目(YQ2022E007)

作者简介: 付强(1973—),男,教授,博士生导师,主要从事农业水土资源高效利用研究,E-mail: fuqiang0629@126.com

24.66% in different soil layers. Microplastics were able to promote rice plant height by 3.42% ~ 18.32% in the early stage, inhibit rice plant height by 1.90% ~13.96% in the middle and late stage, and reduce rice yield by 7.80% ~ 24.83%. Microplastics were able to significantly reduce rice net photosynthetic rate (Pn) by 6.36% ~40.46%, stomatal conductance (Gs) by 3.40% ~67.36%, and intercellular CO_2 concentration (Ci) by 3.66% ~21.86%, and significantly increase saturated vapor pressure difference (VPD) by 14.16% ~109.60%, and the promoting effect of VPD on water vapor diffusion was much greater than that on the Gs. The inhibitory effect of VPD on water vapor diffusion was much greater than the inhibitory effect on Gs, which ultimately led to a significant increase in transpiration rate (Tr) by 10.79% ~82.37%, and, at the same time, a decrease in chlorophyll a content by 0.27% ~3.48%, chlorophyll b content by 0.36% ~3.92%, and total chlorophyll content by 0.59% ~3.47%. The research results can provide data support and scientific basis for the effect of microplastics on soil health and rice growth stress.

Key words: low-density polyethylene microplastics; rice; soil nutrients; photosynthetic properties; chlorophyll; root morphology

0　引言

微塑料(Microplastics,MPs)是指粒径小于 5 mm 的塑料碎片[1]。作为一种新型污染物,因其难回收性及持久污染性被认为具有较强的环境破坏力,近年来引起学者的广泛关注[2]。塑料能够通过垃圾填埋、污水污泥、农田灌溉、大气沉降和农膜覆盖等多种方式进入农田土壤[3]。相关研究发现,中国东北黑土区农田微塑料丰度为 198.32 ~1 002.61 个/kg,其中有农膜覆盖的微塑料丰度是无农膜覆盖的 1.69 倍[4]。而在中国西南地区土壤中塑料颗粒平均丰度为 18 760 颗粒/kg[5]。塑料碎片会在紫外线辐射、土壤溶液、土壤有机质、微生物等作用下降解成微塑料[6]。小粒径微塑料在土壤孔隙和土壤动物扰动下能够实现水平和垂直迁移,对农田生态系统产生复杂影响。尽管推广了可生物降解塑料,但由于其降解过程复杂且降解并不完全,导致土壤中小粒径微塑料浓度不断增加,不仅自身释放有毒有害添加剂还会吸附其他污染物,形成复合污染效应,大大增加了微塑料污染的不确定性和持久性。因此,亟待开展关于不同浓度和粒径微塑料对土壤环境的影响研究。

微塑料对土壤生态系统存在多种影响,其可以改变土壤物理性质,增加土壤容重、破坏土壤团聚体结构;形成土壤水分运动通道,加速水分蒸发,影响水分分布和通气性[7]。阻碍养分释放,影响土壤矿质养分的有效性,削弱土壤肥力,通过改变相关基因表达、酶活性和微生物群落组成影响土壤碳、氮、磷、钾等养分含量[8]。微塑料的不断暴露还能被蚯蚓等土壤原生动物吸收进入肠道,影响蚯蚓对土表凋零物和腐殖质的吸收利用[9]。此外,由于微塑料特殊的表面结构,大比表面积和强吸附能力使其能够成为重金属、农药、抗生素等其他有机污染物的富集载体[2],增加污染物毒性并且迁移释放到更深层土壤,甚至污染地下水。因此有必要开展微塑料对不同土层土壤养分特性的影响研究。

微塑料的不断积累和对土壤环境的持续影响也会直接和间接毒害植物[10]。农用地膜因其良好的保水保温特性被广泛应用于农业生产[11]。连续的地膜覆盖使得表面粗糙的大尺寸微塑料极易在根系分泌物作用下聚集在根毛和细胞孔隙上,阻塞离子交换通道,边缘锋利的微塑料还会造成根系机械损伤,从而抑制根系发育[12],而小粒径微塑料则可以直接被作物根系吸收,并在蒸腾拉力作用下继续向植物体上部分运输,植株体内各部分器官会受到不同程度损伤,细胞膜渗透压发生改变,膜蛋白结构和功能遭到破坏[13],同时,作物体产生氧化应激,代谢产生多余的活性氧(ROS),诱导与光合作用途径相关的基因表达,影响光合色素含量和光合参数,抑制光合效率,最终影响有机物合成。水稻是保障国家粮食安全和营养安全的重要粮食作物,然而持续轮作增大了农田土壤中微塑料的赋存丰度,增加了水稻暴露于含有微塑料灌溉水和土壤沉积物的风险[14]。因此,亟待开展关于微塑料对水稻生长及生理特性的影响研究。

针对上述问题,本文通过水稻栽培试验,探究不同含量、不同粒径低密度聚乙烯微塑料对土壤养分特性、水稻生长及生理特性的影响。探究微塑料对不同土层土壤碳、氮、磷养分元素有效性的影响程度,对水稻根系形态及生长状况的胁迫程度,以及对水稻生理特性的响应关系,为微塑料对土壤健康及水稻生长胁迫效应提供数据支撑和科学依据。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

供试土壤取自黑龙江省哈尔滨市阿城综合试验

基地(45°30′N,126°43′E),地处松嫩平原东部,属于典型温带大陆性季风气候,冬夏温差极大,冬季寒冷漫长,部分土壤从 12 月开始稳定冻结,次年 3 月气温回升,冻结土壤开始融化,从而形成季节性冻土区。该地区年平均降水量为 553.2 mm,年平均气温为 3.6℃,冬季平均气温为 -14.2℃。土壤类型主要为黑壤土,土壤肥沃,保水保肥能力强,适合多种作物生长,盛产大豆、小麦、玉米等作物,具有一定的代表性。

1.2 供试材料

采用多点法采集研究区域耕作层(0~20 cm)土壤,去除植物根系、有机残体和石块等杂物,在自然状态下风干,过 2 mm 网筛后均匀混合备用。土壤基本理化性质:pH 值为 6.18、电导率(EC)为 144.47 μS/cm、可溶性有机碳(DOC)含量(质量比)为 51.95 mg/kg、总有机碳(TOC)含量为 22.54 g/kg、铵态氮(NH_4^+-N)含量为 4.08 mg/kg、硝态氮(NO_3^--N)含量为 7.93 mg/kg、全氮(TN)含量为 1.25 g/kg、有效磷(AP)含量为 42.74 mg/kg、全磷(TP)含量为 0.47 g/kg。

根据东北黑土区的主要塑料类型[15],设定微塑料添加种类为低密度聚乙烯(LDPE),购自东莞市锦恒塑料有限公司,微塑料形状为粉末状,基本性质为:密度 0.913 g/cm³、熔点 100~115℃、溶脂指数 50 g/min。为确保添加粒径的准确性,将购买的微塑料粉末分别通过 35 目(0.5 mm)和 40 目(0.45 mm)孔径尼龙筛以获得粒径 450~500 μm 微塑料,通过 100 目(0.15 mm)和 120 目(0.125 mm)孔径尼龙筛以获得粒径 125~150 μm 微塑料。

1.3 试验方案

试验地点位于黑龙江省松嫩平原东南部的东北农业大学水利与土木工程学院旱棚综合试验场(45°44′N, 126°45′E)。该试验场配备有可移动遮雨棚,能够避免外界极端环境对水稻栽培试验影响,同时又能满足作物生长所需必要的光照强度和温度。根据典型污染区微塑料实际污染情况[4]及预测未来微塑料的污染危害,设定添加微塑料质量分数为 0.5%、1.5%,粒径为 150 μm(Mi)、500 μm(Ma),共 5 个处理:不添加微塑料(CK)、0.5% + 500 μm(Ma - 0.5)、1.5% + 500 μm(Ma - 1.5)、0.5% + 150 μm(Mi - 0.5)、1.5% + 150 μm(Mi - 1.5),每个处理设置 3 次重复。

采用盆栽试验,盆栽为长×宽×高为 0.80 m×0.50 m×0.55 m(图 1)的无盖长方体聚丙烯箱。使用非塑料材质容器和工具将备用土壤与微塑料根据相应比例混合均匀,按照容重 1.35 g/cm³ 逐层装填土壤,为避免边际效应将土壤夯实至 40 cm,每盆共装填土壤 216 kg,装填后静置 7 d。水稻(稻花香)移栽前进行 7 d 左右泡田,泡田期结束后,将长势相近的水稻幼苗移植到土箱中,每箱种植两行稻苗,行距 0.20 m,株距 0.15 m,每箱移栽水稻 10 穴,每穴 3 株(图 1)。根据当地灌水习惯,灌水模式采用控制灌溉(表 1),即只在返青期建立适宜水层,其余各生育时期灌水后田面均不建立水层,以水稻根区土壤含水率为控制指标。为防止鸟类干扰测产结果,在抽穗期后设置防护网,当稻穗变黄、籽粒饱满时进行手工收获。

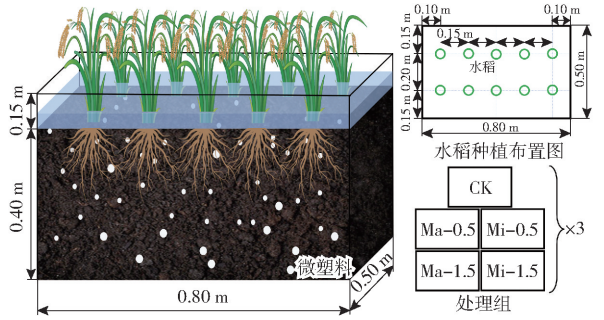

图 1 试验小区示意图

Fig. 1 Schematic of test plot

表 1 控制灌溉条件下水稻各生育期灌溉量

Tab. 1 Irrigation at each fertility stage of rice under controlled irrigation conditions

参数	返青期	分蘖期	拔节期	抽穗期	黄熟期
时期	5 月 22 日—6 月 4 日	6 月 5 日—8 月 8 日	8 月 9 日—9 月 1 日	9 月 2—13 日	9 月 14—24 日
灌水量	0~30 mm	70%θ_s~20 mm	80%θ_s~20 mm	80%θ_s~20 mm	70%θ_s~20 mm

注:θ_s 表示土壤饱和含水率,取 28%。

在水稻返青期、分蘖期、拔节期、抽穗期和黄熟期采集表层(0~10 cm)、中层(10~20 cm)、深层(20~30 cm)土样。取样时,利用取样器在每个小区选取 3 个取样点,将 3 个取样点取出的土壤充分混合形成复合土样并自然风干,用于总有机碳(TOC)、全氮(TN)、全磷(TP)含量测定。每个试验小区选取 5 株水稻,在不同时期测定水稻株高、叶片光合特性(净光合速率(Pn)、气孔导度(Gs)、胞间 CO_2 浓度(Ci)和蒸腾速率(Tr)、饱和水汽压差(VPD))、叶绿素含量(叶绿素 a、叶绿素 b、相对叶绿素含量(SPAD))。水稻成熟后,测定根系形态指标(总根长、总根表面积、根系平均直径、总根体积)及产量(有效穗数、穗粒数、结实率、千粒质量、产量)。

1.4 指标测定

土壤养分指标:① TOC。将风干过 0.25 mm 筛土壤样品使用 15% 盐酸酸化处理,去除无机碳,干燥后称取 20 g(精确到 0.001 mg)样品,用锡舟包

裹，使用总有机碳分析仪（TOC－V WP 型，Shimadzu Co.，Ltd.，日本）测定。② TN。称取风干并过 0.25 mm 筛土壤样品 0.5 g（精确到 0.000 1 g），加入 5 mL 浓硫酸和 1.85 g 混合催化剂（硫酸钾、硫酸铜、硒质量比为 100∶10∶1），使用消煮管消解样品，消解完成定容后取上清液使用连续流动分析仪（Autoanalyser Ⅲ型，Bran Lucbbe Co.，Ltd.，德国）测定。③ TP。称取过 100 目筛风干土样 0.5 g（精确到 0.000 1 g），加入 5 mL 硫酸过夜后再加入 10 滴 70% ～72% 高氯酸摇匀，置于消煮炉加热消煮 45 ～60 min，将冷却后的消煮液洗入 100 mL 容量瓶并用去离子水定容，静置 1 h 后用无磷滤纸进行过滤得到浸提液，随后使用流动分析仪进行测定。

水稻根系形态特征：水稻成熟后取出整株水稻，清洗根系的泥土，并平铺在具有浅水层根盘中，尽量避免根间的交叉重叠，采用 CI－602 型原位根成像系统在分辨率 300 像素下成像，并通过根系形态分析专用软件（WinRHIZO_Pro V2007d 型，Regent Instrument Co.，Ltd.，加拿大）进行图像分析，获得根总长、根系平均直径、总根表面积和总根体积等数据。

光合特性：在水稻不同生育时期，使用便捷式光合测定仪（Li－6400XT 型，LI－COR Co.，Ltd.，美国），于晴朗日 09∶00—11∶00 选择长势一致、无病虫害的水稻测定叶片基本光合参数。测定时随机选取具有代表性的植株叶片置于光合仪 LED 红蓝光源叶室中，将样品室 CO_2 浓度设置为 400 μmol/mol，光合有效辐射（PAR）设置为 1 000 μmol/（m^2·s），等待参数数值稳定后记录数据。

叶绿素含量：在水稻不同生育时期，使用植物叶片光谱分析仪（CI－710S 型，CID Co.，Ltd.，美国），于晴朗日测定叶片叶绿素 a、b 含量、相对叶绿素含量（SPAD）。测定前进行标准白板矫正，仪器测定波长为 360 ～1 100 nm。

1.5　数据分析

使用 Origin 2021 和 IBM SPSS Statistics 26.0 进行数据处理、绘制图形。所有试验数据以 3 组平行样测定结果表示（平均值 ± 标准偏差（SD））。采用单因素方差齐性检验不同处理组间差异性。

2　结果与分析

2.1　土壤养分元素

2.1.1　总有机碳

不同处理条件下 TOC 含量变化特征如图 2（图中不同小写字母表示同一时期不同处理间差异显著（$P<0.05$），下同）所示。对于 0 ～10 cm、10 ～20 cm 土层，相比 CK 处理，微塑料处理分别显著增加返青期–拔节期 TOC 含量 6.06% ～37.81%、6.27% ～43.24%，分别显著降低抽穗期–黄熟期 TOC 含量 6.10% ～19.35%、7.30% ～20.53%，其中 Ma－1.5 处理相比 Ma－0.5 处理更能显著增加 TOC 含量，而 Mi－0.5 处理 TOC 含量虽然也大于 Mi－1.5 处理，但没有达到显著水平。对于 20 ～30 cm 土层，相比 CK 处理，微塑料处理显著降低返青期–拔节期 TOC 含量 7.60% ～20.09%，并增加抽穗期–黄熟期 TOC 含量 3.22% ～43.54%。

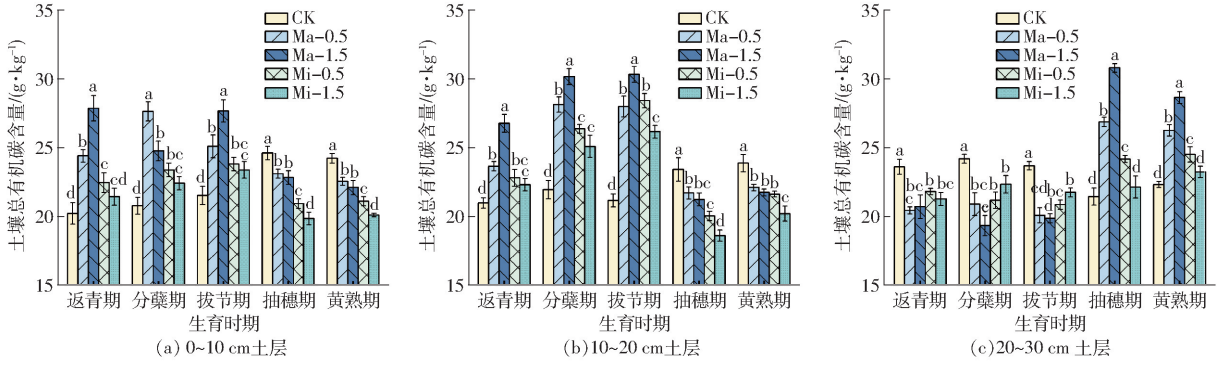

图 2　不同处理下不同土层土壤 TOC 变化特征

Fig. 2　Characteristics of soil TOC changes in different soil layers under different treatments

2.1.2　全氮

不同处理条件下 TN 含量变化特征如图 3 所示。微塑料能够显著降低 0 ～10 cm、10 ～20 cm 和 20 ～30 cm 全氮含量 8.38% ～53.73%、5.23% ～46.54% 和 7.87% ～51.62%。同一时期不同处理 TN 含量呈逐渐下降趋势，降低幅度由小到大依次为 Ma－0.5、Ma－1.5、Mi－0.5、Mi－1.5。

2.1.3　全磷

不同处理条件下 TP 含量变化特征如图 4 所示。微塑料能够显著降低不同土层 TP 含量 4.21% ～24.66%、2.01% ～23.61% 和 2.71% ～24.52%。不同处理在水稻全生育期内总体呈先增加后减少趋势，在拔节期达到最大值。同一时期不同处理 TP 总体上呈逐渐下降趋势，降低幅度由小到大依次为

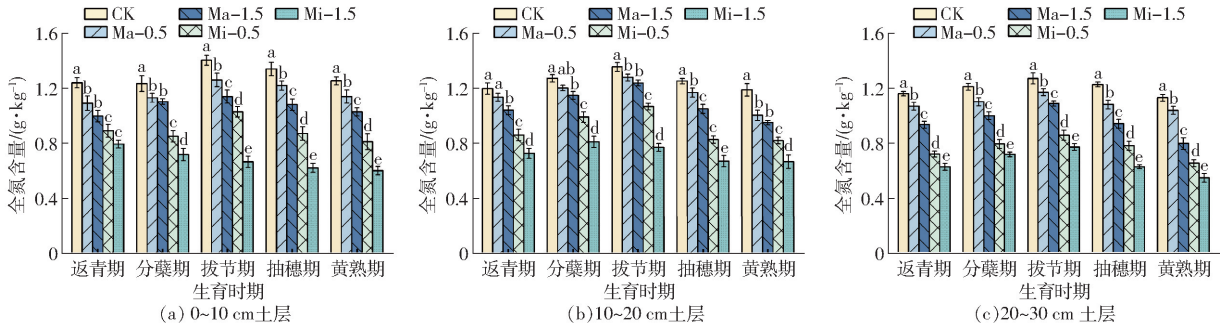

图 3 不同处理下不同土层土壤 TN 变化特征

Fig. 3 Characteristics of soil TN changes in different soil layers under different treatments

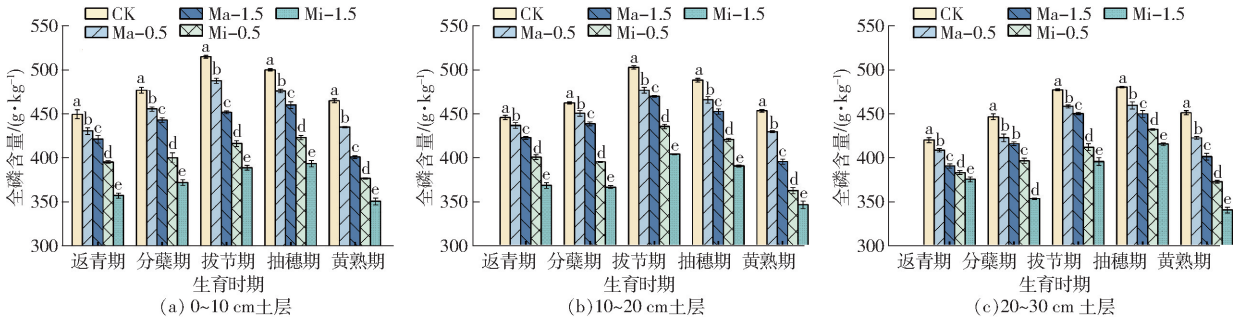

图 4 不同处理下不同土层土壤 TP 变化特征

Fig. 4 Characteristics of soil TP changes in different soil layers under different treatments

Ma－0.5、Ma－1.5、Mi－0.5、Mi－1.5。以 0～10 cm 的黄熟期为例，CK、Ma－0.5、Ma－1.5、Mi－0.5、Mi－1.5 处理 TP 含量分别为 465.46、435.37、401.18、376.87、350.69 g/kg，4 种微塑料处理相比 CK 分别降低 30.09、64.28、88.59、114.77 g/kg。

2.2 水稻光谱特性

2.2.1 光合特性参数

水稻叶片光合特性变化特征如图 5 所示。微塑料显著降低水稻不同生育时期叶片 Pn(6.36%～40.46%)、Gs(3.40%～67.36%)和 Ci(3.66%～21.86%)，同时显著增加 Tr(10.79%～82.37%)和 VPD(14.16%～109.60%)。不同处理 Pn、Ci、Tr 在全生育期内呈先增加后降低趋势。此外，同一时期不同处理 Pn、Gs、Ci 总体呈逐渐下降趋势，即由大到小依次为 CK、Ma－0.5、Ma－1.5、Mi－0.5、Mi－1.5，而 Tr 的变化趋势与之相反。

2.2.2 叶绿素含量

水稻叶片叶绿素 a、叶绿素 b 和总叶绿素含量变化特征如图 6 所示。微塑料处理能够降低叶绿素 a 含量 0.27%～3.48%，叶绿素 b 含量 0.36%～

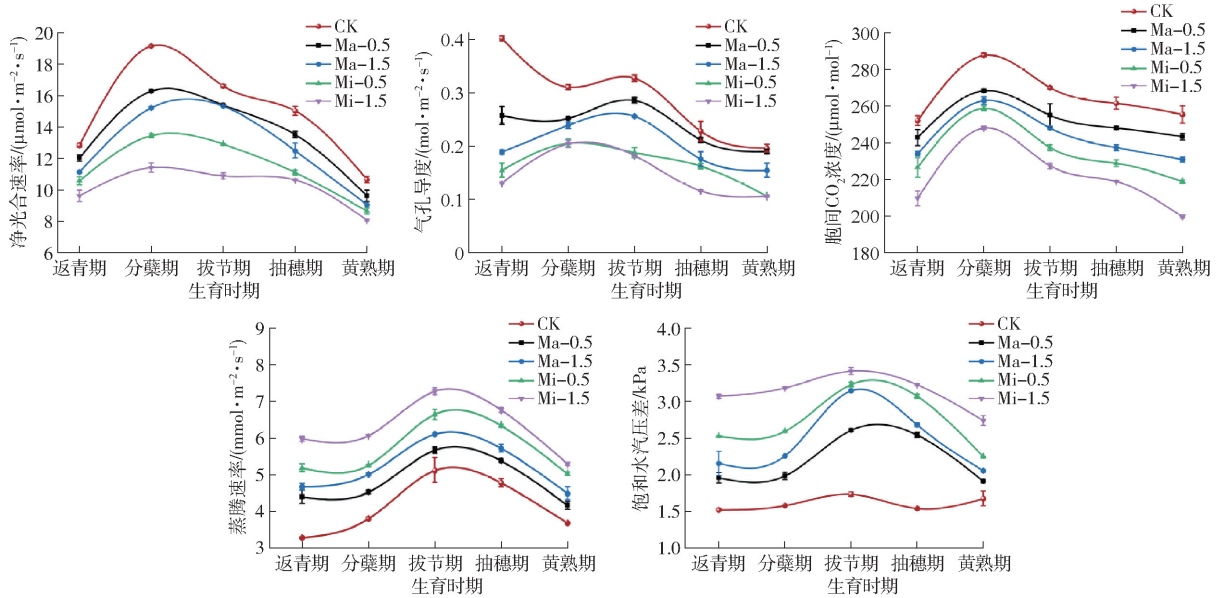

图 5 不同生育时期水稻叶片光合特性参数

Fig. 5 Photosynthetic properties of rice leaves at different fertility periods

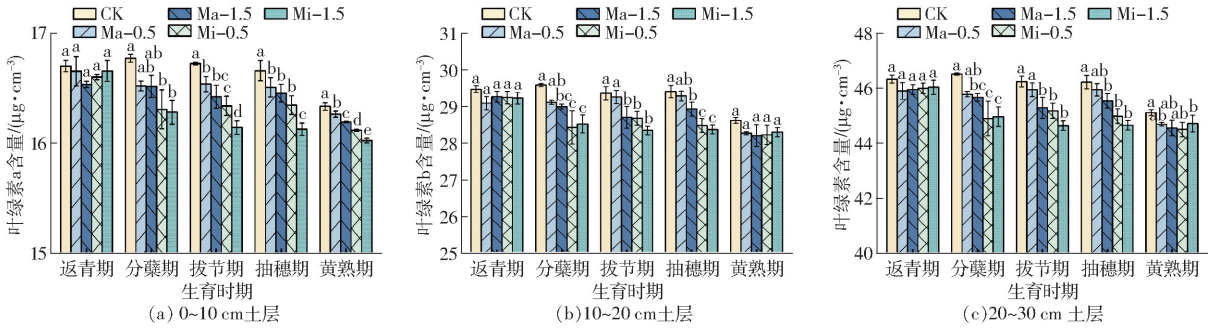

图 6　不同生育时期水稻叶片叶绿素含量

Fig. 6　Chlorophyll content of rice leaves at different fertility periods

3.92%，总叶绿素含量 0.59% ~3.47%；返青期时各种叶绿素含量在组间无显著性差异。微塑料显著降低拔节期-黄熟期叶绿素 a 含量 0.43% ~3.48%，且同一时期不同处理呈逐渐降低趋势，即由大到小依次为 CK、Ma-0.5、Ma-1.5、Mi-0.5、Mi-1.5。Ma-0.5 处理对分蘖期-抽穗期叶绿素 b 和总叶绿素含量的抑制作用不显著，但 Ma-1.5、Mi-0.5、Mi-1.5 处理能够显著降低叶绿素 b 和总叶绿素含量。

2.2.3　相对叶绿素含量

水稻叶片 SPAD 变化特征如图 7 所示。微塑料能够促进水稻返青期和分蘖期 SPAD，相比 CK 分别增加 2.70% ~13.24%、4.67% ~8.23%，根据显著性分析可知，促进效果并不显著；此外，微塑料显著降低拔节期、抽穗期和黄熟期的 SPAD 9.54% ~33.49%、6.88% ~30.44%、19.56% ~36.92%，同时可以发现，在抽穗期和黄熟期，Mi-0.5、Mi-1.5 处理 SPAD 较为接近，无显著性关系。

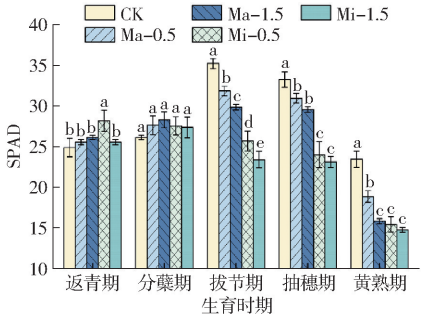

图 7　水稻叶片 SPAD 变化特征

Fig. 7　Characteristics of SPAD changes in rice leaves

2.3　水稻生长状况与产量

2.3.1　根系形态

水稻根系形态变化特征如图 8 所示。施加微塑料能够降低水稻成熟期总根长 6.42% ~35.31%、根表面积 16.71% ~34.99%、总根体积 10.76% ~56.06% 和根平均直径 10.39% ~37.08%。对于总根长和根平均直径，Ma-1.5、Mi-0.5、Mi-1.5 处理相较于 CK 处理的抑制作用达到显著水平，对于根表面积和总根体积，所有微塑料处理均达到显著关系。同时，Mi-1.5 处理对根系形态的抑制效果最强，相比 CK 处理，总根长、根表面积、总根体积和根平均直径分别减少 622.73 cm、38.13 cm^2、1.23 cm^3、0.50 mm。

2.3.2　株高

水稻株高变化特征如图 9 所示。微塑料增加返青期、分蘖期株高 3.42% ~12.07%、6.34% ~18.32%；分别显著降低拔节期、抽穗期和黄熟期株高 2.29% ~13.96%、1.90% ~7.37% 和 2.68% ~7.92%，抑制程度为小粒径大于大粒径，高含量大于低含量，同一时期不同处理株高总体呈逐渐下降趋势，由大到小依次为 CK、Ma-0.5、Ma-1.5、Mi-0.5、Mi-1.5，其中 Mi-1.5 处理水稻株高的抑制作用最显著。

2.3.3　产量

水稻产量及其构成要素变化特征如图 10 所示。微塑料能够显著降低水稻有效穗数 2.35% ~11.15% 和产量 7.80% ~24.83%，降低幅度由小到大为 Ma-0.5、Ma-1.5、Mi-0.5、Mi-1.5。此外，

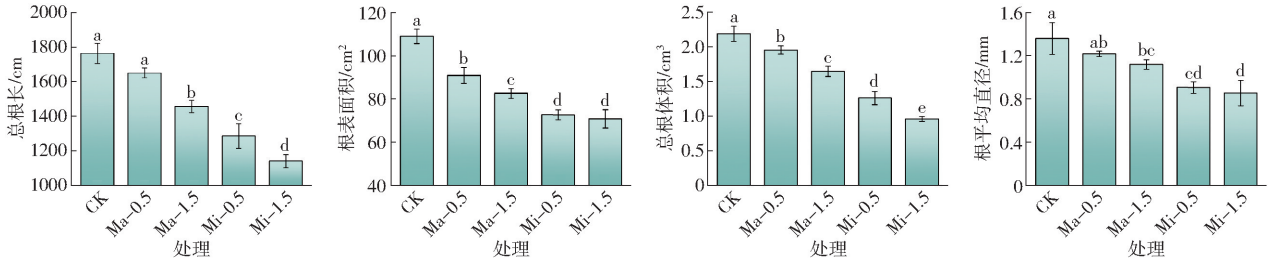

图 8　水稻根系形态变化特征

Fig. 8　Characteristics of root morphology changes in rice

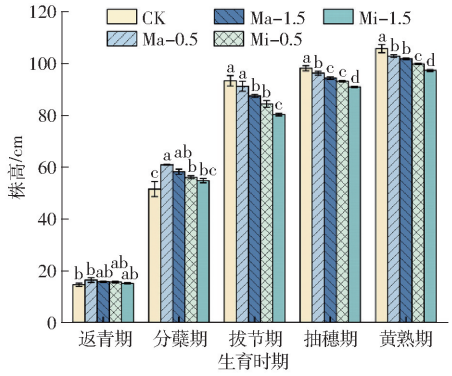

图 9 水稻株高变化特征

Fig. 9 Characteristics of rice plant height changes

微塑料能够降低穗粒数 2.84% ~6.64%、结实率 0.56% ~4.19% 和千粒质量 2.82% ~9.41%，但仅有 Mi-1.5 处理对其降低程度达到显著，Mi-1.5 处理穗粒数、结实率和千粒质量相较 CK 处理分别降低 6.64%、4.19% 和 9.41%。

2.4 土壤环境因子和植物指标相关性分析

通过将 TOC 含量、TN 含量、TP 含量、Pn、Gs、Ci、Tr、叶绿素 a 含量、叶绿素 b 含量、总叶绿素含量、株高作为变量，进行相关性分析，辨别土壤环境因子与水稻生理指标对微塑料响应机制，如图 11（图中 * 表示显著相关（$P<0.05$）；** 表示极显著

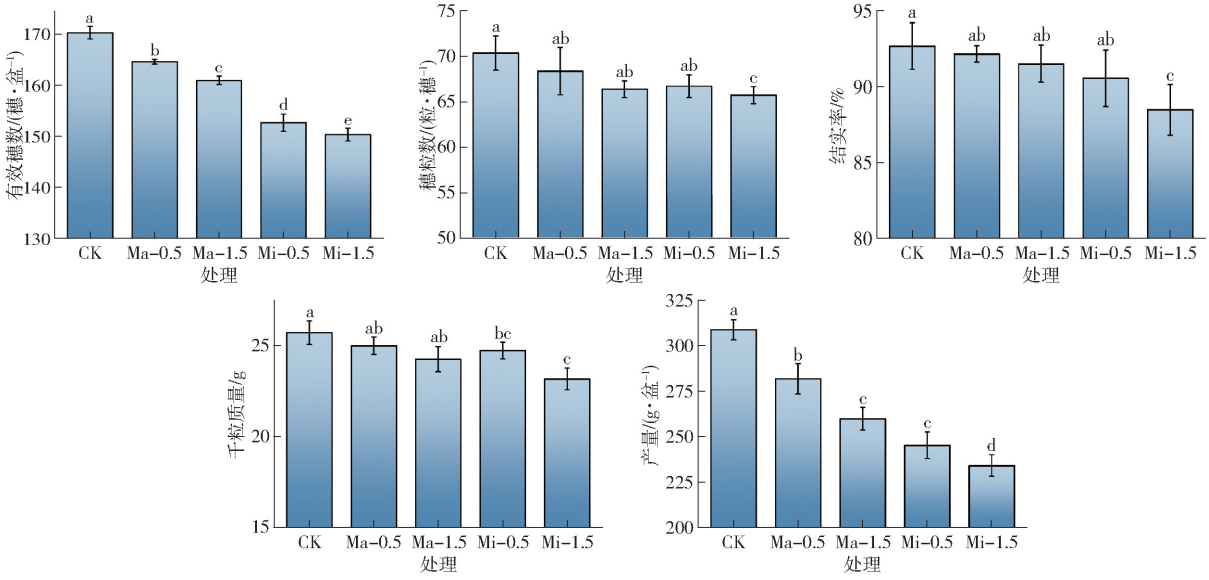

图 10 水稻产量及其构成要素变化特征

Fig. 10 Characteristics of changes in rice yield and its components

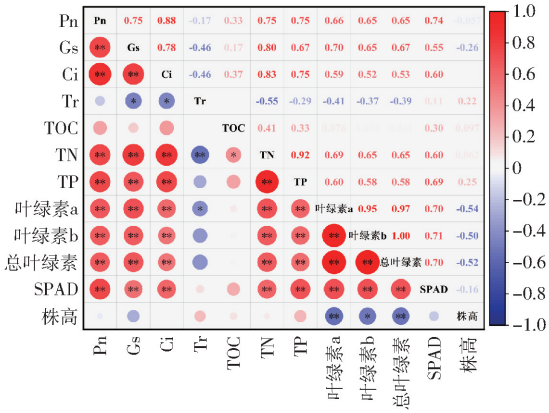

图 11 土壤环境因子与水稻生理指标相关性分析热图

Fig. 11 Heat map of correlation analysis of soil environmental factors and rice physiological indicators

相关（$P<0.01$））所示，施加微塑料后，TN 含量、TP 含量、Pn、Gs、Ci、叶绿素 a 含量、叶绿素 b 含量、总叶绿素含量、SPAD 之间均在 0.01 水平上呈极显著正相关；株高与叶绿素 a 含量和总叶绿素含量呈极显著负相关，相关系数分别为 -0.54、-0.52；叶绿素 a 含量和 Tr 呈显著负相关，相关系数为 -0.41。

3 讨论

3.1 微塑料对土壤养分特性的影响

微塑料具有尺寸小、比表面积大、高疏水性和难以降解等特性，进入农田土壤生态系统的微塑料在复杂因素影响下迁移转化，微塑料残留物的不断积累会对土壤理化性质、物质循环和动植物生长等产生复杂影响。TOC 是土壤中各种正价态的含碳有机化合物，与土壤肥力密切相关，是土壤极其重要的组成部分[16]。本研究中，微塑料能够增加水稻生长前期、中期表层（0 ~10 cm）和中层（10 ~20 cm）土壤 TOC，降低后期 TOC，深层土壤变化趋势与之相反（图 2）。这是因为微塑料主要由碳元素组成，生长前期、中期进入土壤的微塑料大量聚积在作物根区附近，导致 0 ~20 cm 土层中含碳小分子低聚物浓度增加[17]，从而增加了相应土层中 TOC 含量，但随时间推移，小粒径微塑料在重力作用下迁移到 20 ~30 cm 土层，通过影响具有碳降解功能基因群细菌的呼吸作用，刺激土壤脲酶和过氧化氢酶活性[18]，

进而影响不稳定碳组分的固定和转化，一定程度上减少了深层土壤的碳储存量。TN 是土壤氮素供应状况和作物对氮素营养需求的关键指标之一。微塑料能够降低不同土层 TN 含量 5.23% ~53.73%（图 3），这是因为不同含量和粒径微塑料的迁移及老化改变了土壤孔隙和土壤通气透水性，影响好氧和厌氧细菌的相对丰度及种间相互作用关系[19]，改变可溶于土壤的有机氮含量，加速硝化及反硝化过程，生成大量氮气和氧化亚氮[20]，降低土壤对氮素的固定和 TN 含量的积累，此外，LIU 等[21]发现 0.5 cm×0.5 cm 的 PE 薄膜微塑料能降低水稻黄熟期 TN 含量 70.26%，但本研究中黄熟期时微塑料对 TN 的最大抑制率仅达到 52.13%，表明 TN 含量还可能与塑料尺寸与形状显著相关。TP 对于土壤肥力和植物的需求至关重要[22]。微塑料显著降低 TP 含量 2.01% ~24.66%（图 4），这可能是由于磷素带有负电荷，当微塑料含量增大，比表面积增大，表面吸附位点增多，并且本试验用土为黑土，黏粒含量较高，增大微塑料吸附磷素的可能性，使土壤中 TP 含量降低[23]。与本研究“微塑料对 TP 产生持续负面影响”结果不同的是，LIU 等[21]却发现添加质量分数 4% 和 6% 的 PE 微塑料后 TP 在水稻全生育期内呈动态变化，灌浆期促进，而黄熟期抑制，这可能与添加量和微生物有关，此外，微塑料能够刺激磷酸酶催化磷酸单酯和磷酸盐二酯的水解能力[24]，改变各组分磷含量。

环境介质、微塑料类型、粒径及含量对土壤养分的影响程度也各不相同，不同种类和大小微塑料具有不同表面官能团、添加剂，使其与外界环境因子的响应关系不同[7]。本试验结果中微塑料对氮、磷元素含量的抑制程度变化特征也印证了这一点：相同粒径情况下，高含量大于低含量，相同含量情况下，小粒径大于大粒径（图 3 和图 4），表明粒径越小且含量越多对土壤养分元素的胁迫效应越强，产生这种结果的原因一方面是高含量和小粒径微塑料比表面积增加，表面吸附位点增多[25]，对土壤中养分元素的吸附量增多，进而减少其有效性和总含量；另一方面高含量微塑料的富集和迁移影响了土壤中固氮菌、固碳菌及有机污染物降解菌等功能菌群的丰富度、均匀度和多样性[26]。

3.2　微塑料对水稻生长与生理特性的影响

由于微塑料自身毒性及其可以作为其他污染物载体的特性，能够对植物产生复杂的影响。光合作用是植物吸收光能，将二氧化碳和水合成富能有机物的重要过程。微塑料能够显著降低 Pn、Gs 和 Ci，显著增加 Tr 和 VPD（图 5）。FARQUHAR 等[27]的研究指出光合速率降低受到气孔（即 Gs 和 Ci 趋势相同）和非气孔（即 Gs 和 Ci 趋势相反）因素限制的影响，结合本研究可知水稻光合速率的降低受到了气孔因素限制：微塑料胁迫下，Tr 显著增强，叶片水分大量散失，减缓了光合作用进程和速率，作物出于自身保护调节机制，叶片气孔提前关闭，Gs 和 Ci 降低，影响作物的能量转换和利用。但一般情况下，叶片气孔导度降低后气孔开度就会减小，气孔阻力增大，蒸腾作用也会受到抑制，而本研究中 Gs 和 Tr 呈现相反趋势，表明蒸腾速率受到了其他因素的影响。通过 ZHU 等[28]的研究结果或许能够解释这一现象，即叶片蒸腾速率受到叶片 VPD、边界层阻力和 Gs 的协同影响，其中 Gs 控制蒸汽从叶肉间质空间到气孔表面扩散，边界层阻力和 VPD 控制蒸汽从气孔表面到外部环境扩散，当边界层阻力不变，叶片蒸腾速率由 VPD 确定。结合本文，微塑料导致 Gs 显著降低、VPD 显著增加（图 5），Gs 减少使得蒸汽难以从叶肉细胞扩散到气孔表面，而 VPD 增加却极大地迫使蒸汽从叶片表面扩散到周围环境，VPD 促进效果远大于 Gs 的抑制效果，最终导致尽管 Gs 减少却能够显著增加 Tr 的情况。微塑料还对叶片叶绿素 a、b 含量有显著的抑制作用（图 6），这可能是由于 LDPE 微塑料能够抑制氨基乙酰丙酸（合成叶绿素的必要物质）合成[29]，或者是促进叶绿素的氧化和降解，降低叶绿素合成含量和有效性。高含量的微塑料胁迫下水稻捕获光能和保护自身免受光氧化损伤方面的能力下降[30]，并诱导水稻体内代谢产生多余活性氧（ROS），叶绿素含量显著下降，从而直接抑制光合效率，同时作物的抗氧化防御系统利用 SOD、CAT 等的酶促物质清除 ROS[31]，间接影响光合色素含量。

研究表明微塑料会增加作物早期株高从而导致植株过早成熟[32]。本试验中，微塑料会增加水稻生长前期（返青期和分蘖期）株高（图 9），但随着微塑料胁迫时间的增长，能够显著抑制后期株高。微塑料还能显著抑制水稻根系生长形态，且抑制程度随着粒径变小和含量增大而增强（图 8）。由于水稻属于细根作物，具有较强的保留微塑料的能力，大量微塑料驻留在根区附近会导致根毛缺失或破坏根细胞质膜，引起氧化应激从而导致根木质部导管数量减少[33]，并且微塑料还会通过抑制功能基因的正常表达影响植物在生长发育与分化方面的信号传达和响应，基因表达的控制系统被打乱，被不正常的“关闭”或者以较高速度进行转运[34]，进而损伤细胞组织结构，从而减小水稻根长、根体积、根表面积和根平均直径。此外，土壤养分含量降低、根系物质交换

通道堵塞、叶片光合作用和叶绿素含量抑制等多重因素导致水稻显著减产 7.80% ~24.83%(图 10)。WU 等[35]对于水稻品质及产量下降给出的原因是聚苯乙烯(PS)微塑料会抑制谷物中编码 β-呋喃果苷酶的基因表达,限制蔗糖向葡萄糖转化,最终影响整精米产量。但也有研究发现,塑料残膜积累能够使玉米、棉花和土豆平均产量增加[36],这表明土壤类型、作物种类、微塑料尺寸、形状、含量等都是影响其生态毒性的重要因子。

3.3 土壤养分和水稻生理指标对微塑料的响应关系

土壤中的微塑料会引起土壤-植物系统一系列显著反应(图 11),影响土壤健康和农业生产。本试验中,首先,微塑料对水稻根系形态产生直接影响(图 8),通过减少根长、根表面积和根体积影响根系生长发育和对养分物质的吸收,并且相关研究表明,类似水稻这类细根作物保留微塑料的能力更强[37],一定程度上加重了微塑料对根细胞质膜的破坏力[38];其次,微塑料降低了土壤中 TOC、TN、TP 养分含量(图 2 ~4),减少了作物吸收养分的来源、降低了植株转化养分的有效性,微塑料利用自身特殊的表面官能团和比表面积,影响养分固定的相关微生物群落;最后,微塑料减少了光合作用的必要光合色素含量(图 6、7),影响光合速率,降低了作物对能量的转换和利用[39],同时显著增加 Tr,还有可能为微塑料向上运移提供充足拉力,进而对植株各组织器官造成损伤。此外,值得注意的是,进入环境中的微塑料会经历不断老化的过程,而老化的微塑料通常呈裂纹结构,并产生较多如 C—O 和 O—H 含氧官能团,可为土壤重金属、农药等提供更多潜在吸附点位,且吸附后的微塑料容易产生特洛伊木马效应[40],携带其他污染物在环境中进行长距离迁移,对作物生境产生复合毒性。因此,应在后续研究中考虑微塑料与其他污染物产生的协同或拮抗作用,以更准确地评估微塑料环境风险。

4 结论

(1)微塑料能够显著影响土壤碳、氮、磷养分含量:显著增加返青期-拔节期 0 ~20 cm 土层 TOC 含量(6.06% ~43.24%),降低抽穗期-黄熟期 TOC 含量(6.10% ~20.53%),20 ~30 cm 土层 TOC 变化趋势与之相反,降低返青期-拔节期 TOC 含量(7.68% ~20.09%),增加抽穗期-黄熟期 TOC 含量(3.22% ~43.54%)。此外,微塑料能够显著降低不同土层土壤 TN 含量(5.23% ~53.73%)和 TP 含量(2.01% ~24.66%)。

(2)微塑料能够显著影响水稻光合特性参数:降低水稻不同生育时期叶片 Pn(6.36% ~40.46%)、Gs(3.40% ~67.36%)和 Ci(3.66% ~21.86%),同时显著增加 VPD(14.16% ~109.60%),其中 VPD 对水蒸汽扩散的促进效果远大于 Gs 的抑制效果,最终导致 Tr 显著增加(10.79% ~82.37%);能够分别降低叶绿素 a 含量(0.27% ~3.48%)和叶绿素 b 含量(0.36% ~3.92%),降低拔节期-黄熟期叶片 SPAD 值(6.88% ~36.92%)。

(3)微塑料能够影响水稻根系、植株生长和产量:降低水稻成熟期总根长(6.42% ~35.31%)、根表面积(16.71% ~34.99%)、总根体积(10.76% ~56.06%)和根平均直径(10.39% ~37.08%);显著降低拔节期-黄熟期株高(1.90% ~13.96%);减少千粒质量(2.82% ~9.41%)和产量(7.80% ~24.83%),减少程度为:小粒径大于大粒径,高含量大于低含量。

参 考 文 献

[1] THOMPSON R C, OLSEN Y O, MITCHELL R P, et al. Lost at sea: where is all the plastic? [J]. Science, 2004, 304(5672): 838.

[2] LI Kun, XIU Xiaojia, HAO Wanqi. Microplastics in soils: production, behavior process, impact on soil organisms, and related toxicity mechanisms[J]. Chemosphere, 2024, 350: 141060.

[3] 张永江, 陈洪敏, 吴丽君, 等. 土壤微塑料污染和农业安全:来源、影响和去除[J]. 贵州师范大学学报(自然科学版), 2024, 42(4): 31 -43.
ZHANG Yongjiang, CHEN Hongmin, WU Lijun, et al. Soil microplastic contamination and agricultural safety: sources, effects and removal[J]. Journal of Guizhou Normal University (Natural Sciences), 2024, 42(4): 31 -43. (in Chinese)

[4] 于庆鑫, 刘硕, 马丽娜, 等. 哈尔滨农田土壤中微塑料的赋存特征及影响因素分析[J]. 中国环境科学, 2023, 43(2): 793 -799.
YU Qingxin, LIU Shuo, MA Li'na, et al. Analysis on the occurrence characteristics and influencing factors of microplastics in Harbin agricultural soils[J]. China Environmental Science, 2023, 43(2): 793 -799. (in Chinese)

[5] ZHANG G S, LIU Y F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 642: 12 -20.

[6] GUO Jingjie, HUANG Xianpei, XIANG Lei, et al. Source, migration and toxicology of microplastics in soil[J]. Environment International, 2020, 137: 105263.
[7] ZHAO Tingting, LOZANO Y M, RILLIG M C. Microplastics increase soil pH and decrease microbial activities as a function of microplastic shape, polymer type, and exposure time[J]. Frontiers in Environmental Science, 2021, 9: 675803.
[8] WANG Xin, XING Yi, LV Mingjie, et al. Recent advances on the effects of microplastics on elements cycling in the environment[J]. Science of the Total Environment, 2022, 849: 157884.
[9] DING Weili, LI Zhen, QI Ruimin, et al. Effect thresholds for the earthworm *Eisenia fetida*: toxicity comparison between conventional and biodegradable microplastics[J]. Science of the Total Environment, 2021, 781: 146884.
[10] LEE T Y, KIM L, KIM D, et al. Microplastics from shoe sole fragments cause oxidative stress in a plant (*Vigna radiata*) and impair soil environment[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 429: 128306.
[11] 李仙岳, 冷旭, 张景俊, 等. 干旱区降解地膜覆盖农田硝态氮迁移与利用特征研究[J]. 农业机械学报, 2020, 51(7): 294 - 303.
LI Xianyue, LENG Xu, ZHANG Jingjun, et al. Movement and utilization of nitrate nitrogen under biodegradable film mulching in arid area[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2020, 51(7): 294 - 303. (in Chinese)
[12] GAO Minling, XU Yalei, LIU Yu, et al. Effect of polystyrene on di-butyl phthalate (DBP) bioavailability and DBP-induced phytotoxicity in lettuce[J]. Environmental Pollution, 2021, 268: 115870.
[13] ZHANG Yifan, HUANG Zhiyun, LI Yifan, et al. The degradability of microplastics may not necessarily equate to environmental friendliness: a case study of cucumber seedlings with disturbed photosynthesis[J]. Agriculture, 2023, 14(1): 53.
[14] YANG Chong, GAO Xuhua. Impact of microplastics from polyethylene and biodegradable mulch films on rice (*Oryza sativa* L.)[J]. Science of the Total Environment, 2022, 828: 154579.
[15] ZHANG Shaoliang, LIU Xu, HAO Xinhua, et al. Distribution of low-density microplastics in the mollisol farmlands of northeast China[J]. Science of the Total Environment, 2020, 708: 135091.
[16] 孔晨晨, 张世文, 王维瑞, 等. 不同连作年限设施农用地土壤有机碳与细菌群落功能特征[J]. 农业机械学报, 2024, 55(2): 326 - 337.
KONG Chenchen, ZHANG Shiwen, WANG Weirui, et al. Characteristics of soil organic carbon and bacterial communities functional in agricultural lands of facilities with different continuous cropping periods[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2024, 55(2): 326 - 337. (in Chinese)
[17] REN Xinwei, TANG Jingchun, LIU Xiaomei, et al. Effects of microplastics on greenhouse gas emissions and the microbial community in fertilized soil[J]. Environmental Pollution, 2020, 256: 113347.
[18] HUANG Yi, ZHAO Yanran, WANG Jie, et al. LDPE microplastic films alter microbial community composition and enzymatic activities in soil[J]. Environmental Pollution, 2019, 254: 112983.
[19] HU Xiaojing, GU Haidong, SUN Xiangxin, et al. Distinct influence of conventional and biodegradable microplastics on microbe-driving nitrogen cycling processes in soils and plastispheres as evaluated by metagenomic analysis[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 451: 131097.
[20] YU Yongxiang, LI Xing, FENG Ziyi, 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.
[21] LIU Yin, HU Wen, HUANG Qing, et al. Plastic mulch debris in rhizosphere: interactions with soil-microbe-plant systems [J]. Science of the Total Environment, 2022, 807: 151435.
[22] 付强, 王子怡, 李天霄, 等. 冻融作用下土壤改良剂对东北典型土壤磷素的综合影响[J]. 农业机械学报, 2025, 56(1): 434 - 444.
FU Qiang, WANG Ziyi, LI Tianxiao, et al. Comprehensive effects of soil amendments on phosphorus in typical soil in northeast China under freeze-thaw action[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2025, 56(1): 434 - 444. (in Chinese)
[23] DONG Youming, GAO Minling, QIU Weiwen, et al. Effect of microplastics and arsenic on nutrients and microorganisms in rice rhizosphere soil[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021, 211: 111899.
[24] YI Meiling, ZHOU Shaohong, ZHANG Lilan, et al. The effects of three different microplastics on enzyme activities and microbial communities in soil[J]. Water Environment Research, 2021, 93(1): 24 - 32.
[25] WANG Yu, WANG Fang, XIANG Leilei, et al. Attachment of positively and negatively charged submicron polystyrene plastics on nine typical soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 431: 128566.
[26] ZHU Jiahui, LIU Shiqi, WANG Huiqian, et al. Microplastic particles alter wheat rhizosphere soil microbial community composition and function[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 436: 129176.
[27] FARQUHAR G D, SHARKEY T D. Stomatal conductance and photosynthesis[J]. Annual Review of Plant Biology, 1982, 33: 317 - 345.
[28] ZHU Yong, CHENG Zefeng, FENG Kun, et al. Influencing factors for transpiration rate: a numerical simulation of an individual leaf system[J]. Thermal Science and Engineering Progress, 2022, 27: 101110.
[29] PIGNATTELLI S, BROCCOLI A, RENZI M. Physiological responses of garden cress (L. *sativum*) to different types of

microplastics[J]. Science of the Total Environment, 2020, 727: 138609.
[30] SJOLLEMA S B, REDONDO-HASSELERHARM P, LESLIE H A, et al. Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? [J]. Aquatic Toxicology, 2016, 170: 259 - 261.
[31] 韩锋, 刘亥扬, 王浩权, 等. 两种微塑料对生菜生长及生理特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(8): 1698 - 1709.
HAN Feng, LIU Haiyang, WANG Haoquan, et al. Effects of two microplastics on the growth and physiological characteristics in lettuce[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2024, 43(8): 1698 - 1709. (in Chinese)
[32] DONG Hegan, LIU Tone, HAN Zhiquan, et al. Determining time limits of continuous film mulching and examining residual effects on cotton yield and soil properties[J]. Journal of Environmental Biology, 2015, 36(3): 677 - 684.
[33] LIU Yiyang, XU Fangji, DING Liping, et al. Microplastics reduce nitrogen uptake in peanut plants by damaging root cells and impairing soil nitrogen cycling[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 443: 130384.
[34] LAGARDE F, OLIVIER O, ZANELLA M, et al. Microplastic interactions with freshwater microalgae: hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type[J]. Environmental Pollution, 2016, 215: 331 - 339.
[35] WU Xiang, HOU Huijie, LIU Yao, et al. Microplastics affect rice (*Oryza sativa* L.) quality by interfering metabolite accumulation and energy expenditure pathways: a field study[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 422: 126834.
[36] GAO Haihe, YAN Chanrong, LIU Qin, et al. Effects of plasticmulching and plastic residue on agricultural production: a Meta-analysis[J]. Science of the Total Environment, 2019, 651: 484 - 492.
[37] URBINA M A, CORREA F, ABURTO F, et al. Adsorption of polyethylene microbeads and physiological effects on hydroponic maize[J]. Science of the Total Environment, 2020, 741: 140216.
[38] 郑婷, 张海韵, 吕卫光, 等. 不同浓度和表面修饰的聚苯乙烯微塑料对水稻种子萌发、生长和氧化应激的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2024, 41(3): 666 - 676.
ZHENG Ting, ZHANG Haiyun, LÜ Weiguang, et al. Effects of polystyrene microplastics on seed germination, growth, and oxidative stress in rice[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2024, 41(3): 666 - 676. (in Chinese)
[39] CECCANTI C, DAVINI A, LO PICCOLO E, et al. Polyethylene microplastics alter root functionality and affect strawberry plant physiology and fruit quality traits[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 470: 134164.
[40] KATSUMITI A, LOSADA-CARRILLO M P, BARROS M, et al. Polystyrene nanoplastics and microplastics can act as Trojan horse carriers of benzo (*a*) pyrene to mussel hemocytes in vitro[J]. Scientific Reports, 2021, 11(1): 22396.

(上接第 637 页)

[45] 朱士江,贵树彪,徐文,等. 4 种挺水植物在高浓度氮磷污染条件下耐受性试验研究[J]. 中国农村水利水电, 2022(2): 34 - 38.
ZHU Shijiang, GUI Shubiao, XU Wen, et al. Experimental study on tolerance of 4 emerging plants under high nitrogen and phosphorus pollution[J]. China Rural Water Resources and Hydropower,2022(2):34 - 38. (in Chinese)
[46] JACOBS A, DE B L, DROUET T, et al. Phytoextraction of Cd and Zn with *Noccaea caerulescens* for urban soil remediation: influence of nitrogen fertilization and planting density[J]. Ecological Engineering,2018,116:178 - 187.
[47] 厉恩华,刘贵华,李伟,等. 洪湖三种水生植物的分解速率及氮、磷动态[J]. 中国环境科学,2006,26(6):667 - 671.
LI Enhua, LIU Guihua, LI Wei, et al. Decomposition rate and nitrogen and phosphorus dynamics of three kinds of hydrophyte in Lake Honghu[J]. China Environmental Science,2006,26(6):667 - 671. (in Chinese)
[48] 李锋民,陈琳,姜晓华,等. 水质净化与生态修复的水生植物优选指标体系构建[J]. 生态环境学报,2021,30(12):2411 - 2422.
LI Fengmin, CHEN Lin, JIANG Xiaohua, et al. Construction of aquatic plant optimization index system for water purification and ecological restoration[J]. Ecology and Environmental Sciences,2021,30(12):2411 - 2422. (in Chinese)