这是根据ACS AuthorChoice许可证发布的开放访问文章，允许复制和重新分发文章或任何非商业用途的改编。

|  |
| --- |
|  |
|  | 文本框: Article |

D:\document\convert_tasks\transweb\3656625_3667388\3656625.docx.files\image005.gif 引用这个：Environ。科学。技术。2019、53、6044-6052年

pubs.acs.org/est网站

微塑料可以改变土壤特性和影响植物性能

安德森•阿贝尔•德•苏扎•马查多，\*刘忠伟、沃纳•克拉斯、乔安娜•伯格曼、朱利安•B•巴切利、埃里克•法尔廷、罗兰•贝克尔、安娜•S•戈尔利希和马蒂亚斯•C•瑞利格,†,‡,§†,‡,∥‡,⊥†,§††,‡#††,§

德国柏林弗里大学生物研究所。14195德国柏林

‡莱布尼茨淡水生态和内陆渔业研究所。12587德国柏林

柏林勃兰登堡高级生物多样性研究所。14195德国柏林

∥戈廷根大学林业学院。37073德国哥廷根

柏林洪堡大学生命科学学院。10117德国柏林

#德国联邦储备材料公司。12205德国柏林

\*S公司*支持的 问询处*

# ？？简介

微塑料是一组不同的聚合物基颗粒

（<5 mm）已成为人类废物和环境污染的标志性符号。1塑料在与生物群相互作用的陆地或大陆系统中生产、使用和处置。2曾生产的大多数塑料（4977 Mt）可能在2015年“环境可用”（即在大陆或水生系统中），到2050年，这一数字可能达到12000公吨，3农业土壤可能比海洋盆地储存更多的微塑性塑料。4微塑性塑料对土壤的潜在重要来源是轮胎磨损，但其与其他颗粒类型的丰度仍有待广泛确定。尽管如此，据报道，土壤中的微塑料颗粒可达到40000粒以上

kg，以微塑性纤维为主（高达92%），其次是碎片（4.1%）。5种环境微塑性纤维和碎片-1个

二次微塑性塑料，因为它们是大塑料分解或降解的结果。他们的柜台-

零件是为工业和其他应用制造的珠子和小球（初级微塑料）。最终，原生微塑料可能会意外地释放到环境中

越来越多的证据表明，微塑料可能会导致地球系统的环境变化。2,7初始数量表明-10个

浓度可能高达土壤重量的0.002%

瑞士自然保护区。11在工业区附近的路边土壤中，报告的水平为土壤重量的7%。12其他作者认为，某些土壤中可能会出现更高的污染。13这种微塑性水平可能会影响土壤

化学，例如，通过改变有机物的降解。14此外，微塑性驱动土壤的变化

|  |
| --- |
|  |
|  |  |

接收日期：2019年3月4日

修订日期：2019年4月24日

受理日期：2019年4月25日

出版时间：2019年4月25日

|  |
| --- |
|  |
|  |  |

？2019美国化学学会6044 DOI:10.1021/acs.est.9b01339

特性高度依赖于微塑性类型。15尽管如此，缺乏关于微塑性污染对高等植物潜在影响的经验证据。只有一份出版物报道了在营养期和生殖期微塑膜对小麦生长的一些影响

在本研究中，我们筛选了六种不同微塑料对陆地植物-土壤模型的潜在影响。对席葱属植物的生产性能和功能性状进行了分析。探讨了微塑性塑料对土壤环境的影响。然后，我们分析了它们对植物性状的影响。我们对这些分析进行了补充，评估了暴露于*葱二氯生*

植物。最后，我们提出一个观察到的影响的因果模型，并讨论其潜在的影响。

# 材料和方法

试验土为壤质砂土，于2017年4月4日采集于柏林弗雷大学（52°27′58“N，13°18′10”E；德国柏林）的试验设施。立即将土壤筛至5 mm，以去除砾石和大根系，然后在4°C下储存，直到

实验。该土壤的理化性质在其他地方有广泛的报道（氮含量为0.12%，碳含量为1.87%，碳氮比为15.58，pH值为7.1，速效磷为69 mg kg）。我们在∼2个月内将试验土壤暴露于六种微塑性土壤中，然后接种葱苗（见-1个*答。二氯生*

关于工厂细节的支持信息）。春葱生长了1.5个月，之后分析了土壤和植物健康的广泛席。

微型塑料。本文研究了一次微塑性和五次二次微塑性。一级聚酰胺（PA）

珠（良好的同伴- AM306010；剑桥，英国）提出了一个名义直径为15至20μm。15聚酯（PES）的BER是通过手工切割100%涤纶羊毛“海豚婴儿”（产品编号80313，喜马拉雅公司，土耳其）。PES纤维的平均长度为5000μm，平均直径为8μm。15其他微塑料模型是通过将原始工业颗粒冷冻粉碎成

微塑性碎片。对于聚乙烯高密度（PEHD）和聚丙烯（PP），母体工业颗粒为2-3mm球体。用于聚苯乙烯（PS）和聚乙烯

对苯二甲酸乙二醇酯（PET），母体材料包括2-3 mm

汽缸。这些微塑料的起始材料是直接从生产中获得的，无需添加重要添加剂或填料。这些工业球团经液氮脆化后，用Retsch-ZM 200超离心粉碎机用2 mm环筛研磨。干燥后，对研磨材料进行筛分（1 mm）。PEHD碎片的平均尺寸为643μm，最丰富的尺寸大于800μm。激光分散法测量PET最丰富的尺寸

为222-258μm，中位数为187μm，最大尺寸为376μm的第90个百分点。对于聚丙烯，最常见的尺寸为647-754μm，中位数为624μm，第90个百分点为816μm。聚苯乙烯最丰富的尺寸约为547-555μm，中位数为492μm，以及754μm的第90百分位数。进一步的图像和

用显微镜测量的60个PET、PP和PS颗粒的粒度分布如图S1所示。出于实际原因，我们用

聚合物基质。分离不同尺寸和形状的不同聚合物的影响超出了本研究的范围。

向土壤中添加微塑性物质。微型塑料

微波（3分钟）以减少微生物污染。由于所研究的塑料对微波几乎是透明的，所以在微波加热过程中，它们的温度没有接近熔点。15初步试验表明，马铃薯葡萄糖琼脂培养皿（Sigma-Aldrich，德国）在微波加热后接种了微塑料颗粒-

wave没有显示出明显的微生物生长迹象（2个月，20°C）。然后将微型塑料快速添加到新收集的土壤中。添加0.2%土壤新鲜度的PES

体重。其它微塑料均以土壤鲜重的2.0%加入。土壤初始含水量为10.6±0.3%。我们的微塑性水平可被视为与环境相关的土壤暴露于高人类压力。这些水平是基于先前的实验15

观察了土壤生物物理环境的变化。PET和PES颗粒在土壤中的图像如图2A席C所示，在玻璃烧杯中用金属勺搅拌塑料和土壤的混合。

∼在15分钟内试验土壤500 g。对照

包括治疗，不添加塑料，但相当于

激动人心。然后确定土壤的持水能力（见支持信息）。由于没有确定土壤（各种成分和形状）中微塑性浓度的提取和测量方法，因此没有对塑料进行定量。土壤和大葱暴露于微型塑料中。

将实验土壤（200 g）转移到先前微波加热的200 mL玻璃烧杯中。这些带有对照品（=24）和经微塑性处理的土壤（=12每种微塑性类型）的烧杯上覆盖有铝箔。我们将对照组的复制品加倍，以提高统计准确性和精密度，因为所有经微塑性处理的样品都将与对照组进行比较。21点，烧杯被放在柏林弗里大学的温室里*N个N个*

？1°C持续2个月（2017年4月11日至6月29日）。第一次培养允许土壤微-

生物群系与微塑性颗粒与塑料成分的潜在浸出。在培养过程中，试验土壤保持在黑暗中，并监测含水饱和度

∼每周3次，以保持高湿度（即每次湿度为∼30%时，将保水能力提高到90%）。通过在

土壤表面。

在培养期结束时（2017年6月29日），将9株来自经表面消毒的大葱种子的幼苗引入半个烧杯。所有的烧杯

在温室中再保存1.5个月（直到

2017年8月8日或9日），每2天浇水至60%

保持能力。因此，有植物的对照土壤有12个重复，无植物的对照土壤有12个重复(*N个*

=12），每种微塑性处理（有或无植株）都有6个复制品（=6）。*N个*

土壤与植物健康指标蒸散量

于2017年7月25日通过用蒸馏水浸透土壤（100%持水能力）并在72小时后改变重量进行评估。重量损失换算为

失水（1 g∼1 mL）。只有

第三天出现在这里是因为在那个时候，治疗差异更加明显。尽管我们指的是

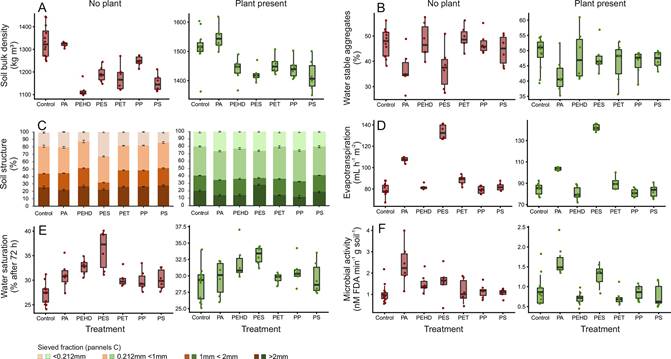


图1。微塑料对土壤环境和功能的影响。微塑料的存在对土壤容重（a）、水稳性团聚体（B）和土壤结构（C）有显著影响，土壤容重（棕色）和根际（绿色）。土壤结构的这种变化显著地影响了水分蒸发（D）、水分有效性（E）和土壤微生物活性（F），无论是在没有植物（棕色）或植物（绿色）的情况下。对于面板A、B和D-F，点表示单个测量值，方框图显示统计数据（即，中位数、25%和75%以及最大或

从铰链到四分位范围1.5倍的最小值）。对于面板C，平均值±标准误差（=6-12）表示*N个*

|  |
| --- |
|  |
|  |  |

土壤质量。

整个手稿的蒸散量，大部分水分流失是由于蒸发。我们无法将蒸发和蒸腾分开（见支持信息）。

收获时，测量土壤体积以计算容重。采集表层土壤样品（0.5g），使用fluorescein diacetate（FDA）19水解三个分析复制品和96孔微孔板阅读器（Tecan；Inite M200，Mannedorf，Switzerland）进行微生物活性评估。根据Machado等人15的报告，对土壤结构进行了评估。不久，整个土壤被轻轻地推过一组堆叠的筛子（筛孔为4000、2000、1000和212μm）。记录每个筛子的重量后

分数，我们使用湿筛分设备（筛孔250μm，Eijkelkamp公司，Giesbeek，the

荷兰）。

去除地上和地下的植物器官，获得叶片（空中和鳞茎）的鲜重。新鲜根用蒸馏水洗手，然后扫描（爱普生完美V800扫描仪）。利用WinRhizo-TM扫描仪系统（2007版；加拿大魁北克省Regent Instruments Inc.，加拿大魁北克），获得了根的总长度、平均直径、表面积和体积特征。在60℃烘箱干燥48小时后，测量上述和地下组织的干重。叶组织的鲜重和干重之间的差异是水分百分比，而干重和根体积之间的商是根组织密度。具体的根长是通过将根的总长度除以组织的干重来计算的。评估了丛枝菌根真菌（AMF）和非AMF对根的定殖作用

最后，用Euro-EA-CN-2双元素分析仪（HEKA-Tech，Wegberg，德国）对光合叶片的碳、氮含量进行了分析。其他植物性状是派生的，例如根/叶比。

统计分析和因果模型。中的统计数据

接下来的图形（如方框图中的平均值和四分位数）是使用软件R.22的默认设置ggplot221计算的

使用Stan语言采用贝叶斯方法进行统计推断。23这是一种概率编程语言，用于通过Markov链Monte Carlo方法计算线性模型的后验概率函数。通过rstan包调用Stan。23统计推断通常使用以下6步管道执行。（席）对土壤健康代理，模型结构在概念上被测试，以检验特定的终点是否可以被建模为微塑性处理和植物存在的交互作用的函数。在植物性状作为因变量的情况下，唯一的预测变量是微塑性处理。（二） 使用标准先验截距和先验截距的函数stan\_glm计算线性模型，QR=TRUE，seed设置为12345。

（三） 使用web应用程序launch\_shinystan评估线性模型的一般诊断分析。（四） 比较95%概率区间的先验分布和后验分布。（五） 使用loo函数检查后部数据点是否过重，并根据需要将k\_阈值设置为0.7。

（六） 每个微整形治疗的后验概率分布总结如下

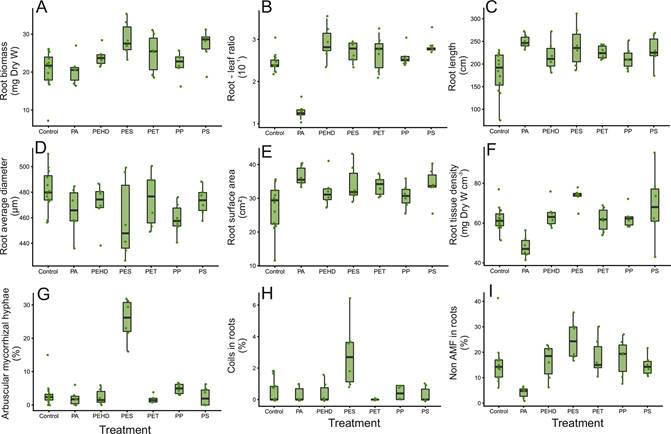


图2。微塑性塑料对根系性状的影响。微塑料的存在对根生物量（a）、根/叶生物量比（B）、根长（C）、根径（D）、根面积（E）、根组织密度（F）和丛枝菌根真菌（G）、菌根真菌线圈（H）和非丛枝菌根真菌（非AMF）结构（I）的根定殖有重要影响。点表示单个测量值，方块图显示统计数据（即，中间值、25%和75%以及从铰链延伸至四分位范围1.5倍的最大或最小值）。

在最终模型中分析。我们接受后验概率（以下简称“概率”）的响应，其密度函数的75.0%以上在0（即无影响）值的一侧。简而言之，当数据支持超过75%的可能性时，存在着一个E（席）或正（负）的数据支持。我们还强调了高于97.5%的概率，这意味着95.0%的贝叶斯置信区间将不包含观察到的平均值。有关更多详细信息，请参阅包含所有贝叶斯线性模型的R脚本，包括模型和MCMC诊断评估、读者注释和作为支持信息提供的推断注释。

# 结果和讨论

微塑料可以改变土壤环境。

微塑性添加导致土壤物理参数发生变化（图1A-C），对水动力学和微生物活性产生影响（图1D-F）。土壤体积

PEHD、PES、PET、PP和PS降低了密度（概率>97.5%，图1A），而土壤密度为

根际增加（概率>97.5%），除聚丙烯外，所有塑料（概率>75.0%）均观察到微塑性处理和植物存在的交互作用。PA和PES（概率>97.5%）和PS的水稳性团聚体显著减少（概率>97.5%）

（概率>75.0%，图1B）。根际具有较高的水稳性团聚体（概率>75.0%），并与PA、PES、PET和PP处理的土壤相互作用（概率

>75.0%。土壤结构受所有微塑性处理的影响，影响强度取决于微塑性类型（图1C）、骨料粒径分数和植物存在（概率>75.0%）。

蒸散量增加了35%

∼50%的PES（概率>97.5%）和较小的增加与PEHD、PET、PS相关（概率>75.0%，

图1D）。大葱增加了蒸散量（概率>97.5%，图1D），大多数塑料与植物相互作用，增加（如PES）或减少（如PA）蒸散量（概率>97.5%）。蒸发量的增加小于持水量的增加。因此，经微塑性塑料处理的土壤的水分利用率普遍较高（概率>97.5%，图1E），而植物使其衰减（概率>97.5%）。反过来，PA、PEHD和PES增加了一般微生物代谢活性（概率>97.5%，图1F），植物与PA、PEHD和PET的交互作用降低了一般微生物代谢活性（概率>75.0%）。

微型塑料可以改变植物的根系特征。PES和PS

引发根系生物量显著增加（概率

>97.5%），而在暴露于PEHD、PET和PP的植物中观察到较弱的影响（概率>75.0%，图2A）。PA降低了根和叶干生物量之间的比率（图2B）（概率>97.5%），而暴露于PES、PET，

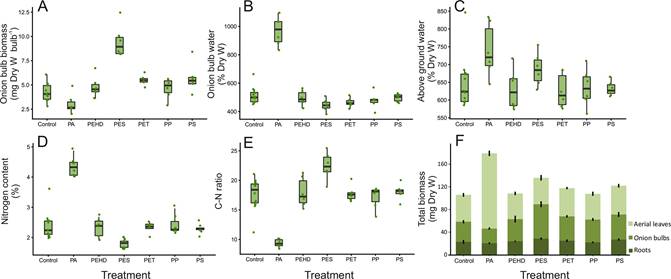


图3。微塑料对一般植物席的影响微塑料的存在显著地影响洋葱鳞茎生物量（a）、洋葱含水量（B）、地下水生物量（C）、叶片组成（D、E）和总生物量分配（F）。对于面板A-E，点表示单个测量值，箱线图显示统计数据（即中值、25%和75%以及从铰链延伸至四分位范围1.5倍的最大或最小值）。面板F中给出了平均值±标准误差（=6-12）。*N个*

PP显著增加了这一比率（概率>75.0%）以及暴露于PEHD和PS（概率>97.5%）。此外，所有测试的微型塑料显著增加了根的总长度（概率>75.0%，图2C）和根的平均直径（概率>75.0%，图2D）。随着更长和更细根的生物量增加，所有微型塑料增加了总根面积（概率>75.0%，图2E）。PA导致根组织密度降低（概率

>97.5%）；PES和PS引发此类反应的增加（概率>75.0%），PEHD、PET和PP未观察到显著影响（图2F）。

根共生体也受到微塑性处理的影响。PES使AMF的根定植增加了8倍（概率>97.5%，图2G），而PP使AMF的根定植增加了1.4倍（概率>75.0%），PET使AMF的根定植减少了8倍（概率>97.5%，图2G）

∼根定殖50%（概率>75.0%）。事实上，PES对根系和周围微生物群落的相互作用产生了最大的影响

菌根圈和非AMF结构增加（概率>97.5%）。除了PP引起线圈定植的少量增加（概率>75.0%）和PA减少非AMF结构（概率>97.5%）外，其他治疗均无明显效果。

微塑料可以影响植物的叶片性状和总生物量。在PA处理的植物中，洋葱鳞茎的干生物量减少（概率>97.5%，图3A），而

暴露于PES后几乎翻了一番（概率>97.5%，图3A）。事实上，在洋葱鳞茎干重方面，所有的微塑性处理与对照有显著差异。同样，在PA暴露下洋葱鳞茎的含水量增加了2倍（概率>97.5%，图3B），并且随着PES、PET和PP暴露（概率

>75.0%。地上组织的含水量对微塑料的敏感性较低，仅对PA和PES观察到显著增加（概率>75.0%，图3C）。然而，PA增加了叶片氮含量，PES显著降低了叶片氮含量（概率>97.5%，图3D）。

因此，PA显著降低C-N比率，增加PES

它（概率>97.5%，图3E）。总生物量增加了PA和PES（概率>97.5%，图3F）。在第一种情况下，影响是由地上叶的增加驱动的，而对于后者，地下鳞茎的增加。值得一提的是，PA的成分中含有氮，这可能是观察到的影响的原因（见影响土壤和植物特性的塑料特性一节）。PET和PS的总生物量进一步增加（概率>75.0%）。没有一种微塑性处理显著降低了总生物量。

影响土壤和植物特性的塑料颗粒特性。PA是用于工业尼龙生产的相对较小尺寸（15μm）的初级微塑料珠。这种未经加工的微塑料可能含有大量的生产过程中产生的化合物

吸附在颗粒上，或与聚合物基质发生松散的相互作用，很容易释放到土壤中。特别是对于PA，其效果可能是由土壤氮的富集所解释的。这是由叶片氮含量增加近2倍（图3D）、总生物量增加（图3F）和根叶比相对降低（图2B）所支持的。PA的产生涉及到胺和羧酸的聚合。24因此，剩余的单体可能渗入土壤，造成类似施肥的效果。今后的研究应量化土壤中的氮含量，以便为这一假设提供更多的证据。在这种情况下，任何进一步的实验，包括氮分析，都可能需要考虑，PA衍生的氮可以以某种有机形式释放出来，这些有机形式会被微生物直接在颗粒表面快速代谢。对含有PA的土壤进行元素或无机氮分析，可能无法直接获得养分生物有效性的信息。此外，基于初级聚合物的颗粒可能含有表面上的添加剂（例如润滑剂），并且通常是有机亚磷酸酯抗氧化剂添加剂在本体中，很容易转化为有机磷酸盐，可能会分解成磷酸盐。这个

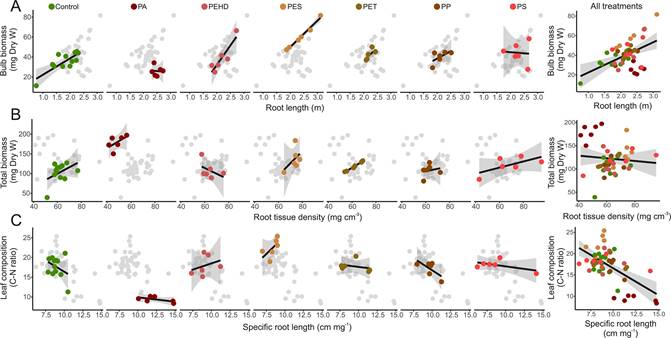


图4。微型塑料改变植物功能特性的潜力。根长与洋葱鳞茎生物量（A排）、根组织密度与总生物量（B排）、特定根长与叶成分（c排）之间的选择异速相关在斜率或截距上与对照组相比显示出显著的变化。点代表单个测量值，黑线代表线性回归，灰色区域代表其95%置信区间。洋葱鳞茎生物量与根长正相关的斜率（概率）

|  |
| --- |
|  |
|  |  |

>PA和PS（概率>75.0%，A排）降低了97.5%，而PEHD和PES显著增加了（概率>75.0%）。同样，根组织密度和植物总生物量之间的关联似乎受到塑料（B排）的影响，其中PA移动截距（概率>75.0%），PEHD和PP对这种相互作用的斜率产生负面影响（概率>75.0%）。另一个功能性地上地下连接影响的例子是在C排。此外，除了PP，所有其他微塑性处理影响特定根长和地上叶组成之间的关系（概率>75.0%）。图S4和S5显示了微塑性处理影响的其他植物性状之间的其他关系。

在老化聚合物颗粒的情况下，情况可能会变得更加复杂，这在现实土壤中是可以预料的。

然而，许多其他塑料聚合物含有可能具有生物地球化学活性的元素。例如，聚丙烯腈和聚胺也含有氮，而聚四氟乙烯富含氟。假设从长远来看，即使是塑料聚合物中的碳也可能构成土壤中的相关碳库和土壤微生物的未来选择压力。25虽然塑料碳的生物地球化学作用的相关性尚不清楚，但已经评估了对其他元素的影响。

例如，Fuller和Gautam报告了澳大利亚土壤中聚氯乙烯（PVC）的含量约为土壤重量的7%。12在该研究中，土壤氯度与使用PVC的工业区附近的塑料含量相关。12将环境证据与我们的实验结合起来-

某些微塑料很可能通过组分的淋滤而引起生物地球化学变化。

聚醚砜微塑料纤维是最大的微塑料

在这里考虑。它们是对土壤结构和与水的相互作用影响最大的塑料颗粒（图1）。华中科技大学席上的一个共同的花园实验中，没有植物的PES对土壤生物物理环境的影响机制进行了讨论。15，这种颗粒的线性形状、大小和可度性与土壤的大多数天然成分非常相似，因此，这类土壤生物物理性质的可能驱动力。这种效应可以解释春季根系结构（图2）和生物量分配（图3F）的变化

洋葱。事实上，土壤容重、土壤团聚体和水分动态是PES在当前实验中影响最大的终点，是植物性状反应的潜在驱动力。例如，高土壤容重增加了渗透阻力，从而降低了生根能力。

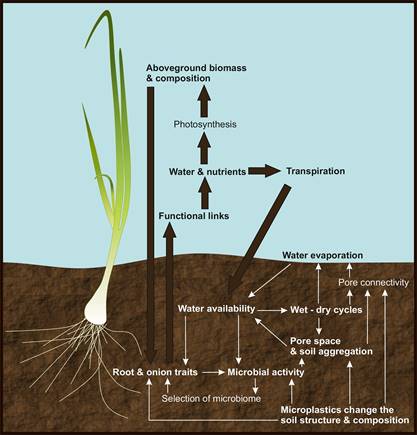
事实上，洋葱暴露在PES中的平均值为40%

根系生物量的增加，以及

根径为5%。

另一个有趣的影响，对聚醚砜暴露的植物是

叶元素组成的变化，即改变的氮含量（图3D）、碳含量（图S5）及其比值（图3E）。这一特殊性状的种内变化通常与植物生理状态或养分利用率的变化有关。26植物生理学的变化是可能的，因为经PES处理的土壤具有显著提高的持水能力（图S3），保持较高的含水饱和度的时间更长（图1E），以及地上植物组织中的水位升高（图3C）。事实上，光合效率的多个生理指标可以响应于水动力学的这种变化。26，27席，这种改变的水循环也可以通过改变土壤中的化学形态过程或影响土壤微生物的活性来获得养分的可用性。虽然我们没有获得化学形态，但我们观察到多种方式改变微生物活性的证据。PES处理的土壤和根际的微生物活性增强（图1F），这可能对影响养分归宿（如矿化或脱氮）的几个生物地球化学转化很重要。PES治疗也很重要



|  |
| --- |
|  |
|  |  |

图5。微塑料对大葱影响的因果图。微塑料改变了土壤结构和组成，引发了土壤生物物理环境的一连串变化（白色箭头）。引起最显著影响的微塑性颗粒在形状、大小或成分上也与自然土壤颗粒差别最大。反过来，这些植物会根据新情况调整它们的特性（棕色箭头）。黑色和白色字体分别表示上方和下方的因果节点。黑体字的过程和参数得到了当前研究中收集到的经验证据的支持。关于微生物群选择性、孔连通性和光合作用的经验证据尚待研究。支持信息中给出了该因果模型的详细解释。

增强了土壤微生物对大葱根系的定殖作用。在PES暴露的植物中，根内AMF菌丝的丰度（图2G）及其营养交换结构（丛枝状花序图S5D，线圈图2H）明显较高。菌根联合可以增加养分的有效性和影响植物的养分含量。事实上，菌根共生通常会对植物生长产生有益的影响，这可能是导致PES暴露植物生物量增加的原因

与PES纤维相比，PEHD碎片对土壤结构的影响较小（图1C）。这可能是因为PEHD颗粒在尺寸和形状上与试验砂壤土的天然颗粒更相似（见15）。然而，PEHD仍然导致土壤容重的显著降低（图1B）和水分动态的变化（图1D，E），这可能对土壤微生物和大葱都有影响。此外，聚乙烯聚合物的配方为（C2H4），这意味着PEHD颗粒可能含有少量能够引起植物反应的元素，例如PA珠中的氮。因此，相对有限的对土壤物理的影响和相对缺乏的养分可能都导致PEHD碎片对土壤参数和植物性状的影响不太明显。一些根系性状对容重的降低有反应（如图2B、C），而大多数植物性状仍然没有受到影响。*n个*

此处使用的PET、PP、PS微塑性塑料的尺寸范围和形状也更类似于砂质壤土中的天然颗粒（图S1）。与PEHD一样，其他碎片也呈现出基本由碳和氢组成的聚合物基质，因此很可能不太可能触发土壤中的生物地球化学变化。因此，这些颗粒物对土壤结构、水分动态和微生物活动的影响也较弱。与PEHD类似，其他碎片仅对土壤容重产生实质性影响。然而，这些变化与大葱的上下性状的多重异速反应有关（图4）。

微塑料效应的因果模型

它对陆地系统的影响。当前的研究捕获了一个特定植物-土壤系统中六种微塑性类型的影响。因此，需要谨慎地进行归纳（请参阅有关此评估局限性的支持信息）。然而，我们的结果显示

微塑料的撞击机理及其对陆地系统的潜在影响。

上述影响的性质可以结合我们目前对陆地系统中微塑性物质的命运和影响的理解2、10，以及其他关于土壤中微塑性物质影响的最新经验证据15、16、29来提出因果模型（图5）。在这个概念模型中，微塑料的影响主要归因于变化

在土壤生物物理环境中影响大葱的生长和其他反应。支持信息中给出了该因果模型的详细解释。土壤与水相互作用的变化及其对水循环的影响（持水量、蒸散量和水分饱和期的持续时间）与从微型微生物活动到流域水管理的许多过程有关。27,30,31同样，由原始PA珠引发的微生物活性和土壤成分的变化可能会产生一系列生物地球化学后果。此外，陆生植物为陆生和水生食物网提供大部分有机碳。这种有机物在自然生态系统中的命运取决于其数量、质量和空间分布。26从这个意义上说，植物生物量（图3F）、碳氮比（图3E）和生物量分配（图2B）的变化对大陆

生物地球化学和生态系统功能。

聚醚砜（PES）是最常见的环境微塑性塑料类型，5,6包括其在用作农业改良剂的污水污泥中的存在。PES作为大多数其他微塑料，显著提高了地下生物量（洋葱鳞茎和根），对地上生物量影响较小。总生物量较高，通常被用作植物生产力的最终指标，26,32是许多微塑性处理的结果。然而，具有不同性质（即更大、更小或不同组成）的塑料颗粒很可能在土壤和植物中引发非常不同的反应。因此，目前还不能假定微塑料对植物的总体积极影响。

总之，我们的发现暗示了普遍存在的微塑性

污染可能对农业生态系统和一般陆地生物多样性产生影响。需要进一步研究微塑料对其他植物物种、颗粒类型和环境条件的潜在影响，以进一步揭示这类人为颗粒可能引发的陆地环境变化的全部范围。

# 相关内容

\*支持信息

支持信息在ACS出版物网站DOI:10.1021/ACS.est.9b01339上免费提供。

库、数据导入、贝叶斯统计推断（所有贝叶斯线性模型，包括模型和MCMC诊断评估、读者注释和推断注释）（TXT）

实验结果（TXT）

图和因果模型的详细讨论（PDF）

# 作者信息

通讯作者

\*电话：+4916097721207。电子邮件：machado@igb-berlin.de。

兽人

安德森·阿贝尔·德·苏扎·马查多：0000-0001-6969-7430

笔记

作者声明没有竞争性的财务利益。

# 确认书

我们感谢Sabine Buchert，Gabriele的帮助

埃尔齐格基特、伯纳德·里克特和维布克·克莱纳。通过与Corrie Bartelheimer、India Mansour、Carlos Aguilar、Yudi Lozano和Diana R.Andrade Linares的讨论，实验设计和数据解释得到了极大的改进。这项工作得到了达勒姆研究学校荣誉计划的支持，该计划由德国福斯特大学-沙夫特分校（grant#0503131803）资助，伊拉斯谟-穆杜斯联合博士学位计划SMART由欧盟EACEA资助。M、 R.承认ERC的高级补助金“逐步变化”。

# 参考文献

（1） Galloway，T.S.；Cole，M.；Lewis，C.微塑性的相互作用

整个海洋生态系统的残骸。2017，（5），0116年。*纳特。生态进化1*

（2） de Souza Machado，A.A.；Kloas，W.；Zarfl，C.；Hempel，S.；Rillig，

M、 微型塑料是对陆地生态系统的新威胁。

*地球改变生物。*2018, *24* （4） ，1405年−1416.

（3） Geyer，R.；Jambeck，J.R.；Law，K.L.。所有塑料制品的生产、使用和命运。2017年，（7），e1700782。*科学。副词。3*

（4） Nizzetto，L.；Futter，M.；Langaas，S.。农业土壤是城市来源的微型塑料垃圾场吗？2016年，（20），10777-10779。*环境。科学。技术。50*

（5） Zhang，G.S.；Liu，Y.F.土壤中微塑料的分布

中国西南地区的聚合组分。2018年，*科学。全环境。*

*642*, 12-20个。

（6） Henry，B.；Laitala，K.；Klepp，I.G.服装和

家用纺织品：将微塑料纳入环境可持续性评估的前景。2019,483-494。*科学。全环境。652*

（7） Horton，A.A.；Walton，A.；Spurgeon，D.J.；Lahive，E.；Svendsen，

C、 淡水和陆地环境中的微型塑料：评估当前的理解，以确定知识差距和未来的研究重点。2017年，127——*科学。全环境。586*

141.

（8） Rillig，M.C.陆地生态系统和土壤中的微塑性？

-2012年，（12），6453-6454。*环境。科学。技术。46*

（9） Rochman，C.M.从水槽到源头的微塑料研究。

*科学类*2018, *360* （6384），第28页−29.

（10） Ng，E.-L.；Huerta Lwanga，E.；Eldridge，S.M.；Johnston，P.；Hu，

H、 -W.；Geissen，V.；Chen，D.《农业生态系统中的微塑性和纳米塑性污染概述》。2018年，1377-1388年。*科学。全环境。627*

（11） Scheurer，M.；Bigalke，M.。瑞士漫滩土壤中的微塑料。2018年，（6），3591-3598。*环境。科学。技术。52*

（12） 富勒，S.；高塔姆，A.测量微塑料的程序

使用加压抽液。2016年，*环境。科学。技术。50*

（11） ，5774-5780。

（13） 韦尔塔·朗加，E.；格特森，H.；古伦，H.；彼得斯，P。；

萨兰基，T.；范德普洛格，M.；贝塞林，E.；科尔曼，A.A.；盖森，

五、 将垃圾中的微塑料掺入地龙的洞穴中。2017年，523-531。*环境。波卢斯。220*

（14） 刘，H.F.；杨，X.M.；刘，G.B.；梁，C.T.；薛，S.；陈，

H、 Ritsema，C.J.；Geissen，V.。中国黄土土壤中溶解有机质对微塑性添加的响应。2017年，907-917。*化学层185*

（15） 德索扎·马查多，A.A.；刘，C.W.；直到，J.；克拉斯，W。；

Lehmann，A.；Becker，R.；Rillig，M.C.。微塑料对土壤生物物理环境的影响。2018年，（17年），*环境。科学。技术。52*

9656-9665个。

（16） Qi，Y.；Yang，X.；Pelaez，A.M.；Huerta Lwanga，E.；Beriot，N。；

Gertsen，H.；Garbeva，P.；Geissen，V.《土壤-植物系统中的宏观和微观塑料：地膜残留对小麦（Triticum aestivum）生长的影响》。2018年，1048——*科学。全环境。645*

1056.

（17） Rillig，M.C.；Mardatin，N.F.；Leifheit，E.F.；Antunes，P.M.。丛枝菌根真菌的菌丝体增加了土壤的拒水性，足以维持水稳定的土壤团聚体。

*土壤生物。生物化学。*2010, *42* （7） ，1189年−1191.

（18） Verbruggen，E.；Jansa，J.；Hammer，E.C.；Rillig，M.C.。丛枝菌根真菌能稳定土壤中的凋落物衍生碳吗？2016年，（1），261-269。*J。埃科尔。104*

（19） Green，V.S.；Stott，D.E.；Diack，M.荧光素测定

双乙酸酯水解活性：土壤样品的优化。2006年，（4），693-701。*土壤生物。生物化学。38*

（20） 麦戈尼格尔，T.P.；米勒，M.H.；埃文斯，D.G.；费尔柴尔德，G.L。；

�� Swan, J. A. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular arbuscular mycorrhizal fungi. 1990, (3), 495−501.*New Phytol. 115*

(21) H., Wickham, W., C, L., Henry, T. L., Pedersen, K., Takahashi,

C., Wilke, K., Woo, RStudio , 3.1.0; 2018.*ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics*

(22) Team, R. C. . In R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2015.*R: A language and environment for statistical computing*

(23) J., Gabry, I., Ali, S., Brilleman, J., Buros Novik, AstraZeneca, Trustees of Columbia University,S., Wood, R Core Team, D., Bates, M., Maechler, B., Bolker, S., Walker, B., Ripley, W., Venables, P.-C., Burkner, B., Goodrich , 2018.*rstanarm: Bayesian Applied Regression Modeling via Sta*

(24) Palmer, R. J. Polyamides, Plastics. 2001, 251 DOI: 10.1002/0471440264.pst251.*Encyclopedia of Polymer Science and Technology*

(25) Rillig, M. C.; de Souza Machado, A. A.; Lehmann, A.; Klümper,

U. Evolutionary implications of microplastics for soil biota. 2019, , 3.*Environ. Chem. 16*

(26) Faucon, M.-P.; Houben, D.; Lambers, H. Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. 2017, (5), 385−394.*Trends Plant Sci. 22*

(27) Brouwer, C.; A. G., M Heibloem Irrigation Water Management:

Training Manual No. 1 - Introduction to Irrigation. http://www.fao. org/docrep/r4082e/r4082e00.htm#Contents.

(28) Bender, S. F.; W, C.; van der Heijden, Marcel G.A. An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineer-

ing for Agricultural Sustainability. 2016, (6), 440−452.*Trends Ecol. Evol. 31*

(29) Wan, Y.; Wu, C.; Xue, Q.; Hui, X. Effects of plastic

contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. 2019, , 576−582.*Sci. Total Environ. 654*

(30) Bergmann, J.; Verbruggen, E.; Heinze, J.; Xiang, D.; Chen, B.;

Joshi, J.; Rillig, M. C. The interplay between soil structure, roots, and microbiota as a determinant of plant-soil feedback. 2016, (21), 7633−7644.*Ecol Evol 6*

(31) Barros, N.; Gomez-Orellana, I.; Feijoó, S.; Balsa, R. The effect

of soil moisture on soil microbial activity studied by microcalorimetry.

*Thermochim. Acta* 1995, *249*, 161−168.

(32) Kattge, J.; Díaz, S.; Lavorel, S.; Prentice, I. C.; Leadley, P.; Bönisch, G.; Garnier, E.; Westoby, M.; Reich, P. B.; Wright, I. J.;

Cornelissen, J. H. C.; Violle, C.; Harrison, S. P.; Van Bodegom, P. M.; Reichstein, M.; Enquist, B. J.; Soudzilovskaia, N. A.; Ackerly, D. D.; Anand, M.; Atkin, O.; Bahn, M.; Baker, T. R.; Baldocchi, D.; Bekker, R.; Blanco, C. C.; Blonder, B.; Bond, W. J.; Bradstock, R.; Bunker, D. E.; Casanoves, F.; Cavender-Bares, J.; Chambers, J. Q.; Chapin Iii, F. S.; Chave, J.; Coomes, D.; Cornwell, W. K.; Craine, J. M.; Dobrin, B.

H.; Duarte, L.; Durka, W.; Elser, J.; Esser, G.; Estiarte, M.; Fagan, W. F.; Fang, J.; Fernańdez-Meńdez, F.; Fidelis, A.; Finegan, B.; Flores, O.; Ford, H.; Frank, D.; Freschet, G. T.; Fyllas, N. M.; Gallagher, R. V.; Green, W. A.; Gutierrez, A. G.; Hickler, T.; Higgins, S. I.; Hodgson, J. G.; Jalili, A.; Jansen, S.; Joly, C. A.; Kerkhoff, A. J.; Kirkup, D.; Kitajima, K.; Kleyer, M.; Klotz, S.; Knops, J. M. H.; Kramer, K.; Kühn, I.; Kurokawa, H.; Laughlin, D.; Lee, T. D.; Leishman, M.; Lens, F.;

Lenz, T.; Lewis, S. L.; Lloyd, J.; Llusia,̀J.; Louault, F.; Ma, S.;

Mahecha, M. D.; Manning, P.; Massad, T.; Medlyn, B. E.; Messier, J.; Moles, A. T.; Müller, S. C.; Nadrowski, K.; Naeem, S.; Niinemets, Ü.; Nöllert, S.; Nüske, A.; Ogaya, R.; Oleksyn, J.; Onipchenko, V. G.;

Onoda, Y.; Ordoñez, J.; Overbeck, G.; Ozinga, W. A.; Patiño, S.; Paula, S.; Pausas, J. G.; Peñuelas, J.; Phillips, O. L.; Pillar, V.; Poorter, H.; Poorter, L.; Poschlod, P.; Prinzing, A.; Proulx, R.; Rammig, A.; Reinsch, S.; Reu, B.; Sack, L.; Salgado-Negret, B.; Sardans, J.; Shiodera, S.; Shipley, B.; Siefert, A.; Sosinski, E.; Soussana, J.-F.; Swaine, E.; Swenson, N.; Thompson, K.; Thornton, P.; Waldram, M.;

Weiher, E.; White, M.; White, S.; Wright, S. J.; Yguel, B.; Zaehle, S.; Zanne, A. E.; Wirth, C. TRY − a global database of plant traits. 2011, (9), 2905−2935.*Glob Change Biol. 17*