

# 铁促进土壤有机碳累积作用研究进展<sup>\*</sup>

王璐莹<sup>1, 2</sup> 秦 雷<sup>1</sup> 吕宪国<sup>1</sup> 姜 明<sup>1</sup> 邹元春<sup>1†</sup>

(1 中国科学院东北地理与农业生态研究所湿地生态与环境重点实验室, 长白山湿地与生态吉林省联合重点实验室, 长春 130102)

(2 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘 要** 土壤中总有机碳的含量可反映土壤的有机质含量进而反映土壤肥力水平。在众多的有机碳累积的影响因子中, 铁在土壤有机碳的累积方面发挥着“捕获”有机碳并形成“锈汇”的重要作用。本文总结了前人的研究成果, 得出土壤有机碳的固持机制主要包括团聚体的物理保护、矿物质的化学保护、微生物的生物保护以及有机碳自身的保护, 并以前两者为主, 且铁紧密地参与到物理、化学和生物保护机制中的结论。这说明铁在土壤有机碳累积过程中起重要作用。铁通过促进团聚体的形成、与有机碳发生共沉淀和吸附作用以及影响微生物活性的方式分别参与到物理、化学和生物保护机制中。有机碳自身的保护作用主要体现在一部分有机碳的抗分解性。建议今后更多地关注氧化还原性质活跃的、生态服务功能显著的土壤系统的有机碳固持及碳汇功能恢复机制, 更加注重不同机制的定量化研究及重要性对比研究, 加强模拟实验研究, 更好地实现理论服务于实践。

**关键词** 土壤有机碳; 铁氧化物; 团聚体; 共沉淀; 吸附; 微生物

**中图分类号** S153.6<sup>+</sup>21 **文献标识码** A

土壤有机碳的总量可以反映土壤有机质的总量, 土壤有机质的总量又可以表征土壤肥力<sup>[1]</sup>。据调查, 我国土壤碳密度在世界上处于较低水平, 尤其以表层土壤有机碳密度最为显著<sup>[2]</sup>。表明我国生态系统的总体质量较低。即使如此, 土壤仍是陆地生态系统中的最大的有机碳库, 在全球的碳循环过程中发挥着非常重要的作用<sup>[3]</sup>。在积极应对全球气候变化的过程中, 通过土壤固碳来减少温室气体的排放是主要手段之一。我国土壤有机碳密度低, 因此具有较大的固碳减排的空间。由此可见, 探究土壤有机碳的稳定机制不仅可以提高土壤肥力, 还是应对全球气候变化的重要举措。目前公认的土壤有机碳的稳定机制有四种: 物理保护、化学保护、生物保护和土壤有机碳的自身的抗分解性<sup>[4]</sup>。在有机碳稳定过程中, 铁作为在土壤中含

量高且氧化还原性质活跃的的金属元素, 起到了重要的作用。但是目前关于铁在土壤有机碳累积的不同机制中的作用的研究较少。本文将对四种土壤有机碳的稳定机制的作用过程分别做以阐述, 并剖析铁在每种机制中所起到的作用, 以期阐明铁在促进土壤有机碳累积过程中的重要性, 促进铁的生物地球化学循环研究。此外, 本文将根据已有研究提出建议, 以期今后的科研工作起到指向性作用。

## 1 铁在土壤中的赋存形态

铁在地壳内的数量仅次于氧、硅和铝, 位居第4, 在地壳中含量丰富且氧化还原性质活跃<sup>[5]</sup>。土壤中的铁几乎以氧化铁的形态存在, 成土过程中母质风化的产物经过再积淀是土壤中氧化铁的主要

<sup>\*</sup> 国家重点研发专项 (2016YFC0500408) 资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2016YFC0500408)

<sup>†</sup> 通讯作者Corresponding author, E-mail: zouyc@iga.ac.cn

作者简介: 王璐莹 (1994—), 女, 辽宁人, 硕士研究生, 主要从事生物地球化学循环研究。E-mail: wangluying@iga.ac.cn

收稿日期: 2018-02-26; 收到修改稿日期: 2018-04-21; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-05-24

成因,矿物中的铁在风化作用下游离在硅酸盐外,成为了氧化铁。观察结果表明,凡是有氧化铝存在的土壤中均含有氧化铁,但反之,含有氧化铁的土壤中却不一定含有氧化铝。由此可知,氧化铁广泛分布于各类土壤中<sup>[6]</sup>。土壤中常见的氧化铁为赤铁矿、磁赤铁矿、针铁矿、纤铁矿、水铁矿和氢氧化铁凝胶<sup>[6-7]</sup>。土壤中氧化铁的主要存在形态包括:游离态氧化铁( $\text{Fe}_d$ )、无定型态氧化铁( $\text{Fe}_o$ )和络合态氧化铁( $\text{Fe}_p$ )<sup>[8]</sup>。游离态氧化铁指土壤中排除在层状硅酸盐组成部分之外的铁,主要是土壤黏粒中的铁氧化物和水化合物<sup>[7, 9]</sup>,也可定义为可以用连二亚硫酸钠-柠檬酸钠-重碳酸钠(DCB)法提取的氧化铁<sup>[6]</sup>。土壤中或土壤粘粒中的游离态铁氧化物在全铁( $\text{Fe}_T$ )中所占的百分数即为铁的游离度( $100 \times \text{Fe}_d/\text{Fe}_T$ ),对反映土壤风化程度具有重要意义<sup>[6, 10-11]</sup>。土壤中的无定形铁指能用草酸铵提取的氧化铁,是游离态氧化铁中的一部分,活性较高,比表面积较大,不发生X射线衍射的水合氧化铁<sup>[10, 12-13]</sup>。无定形铁在游离态铁中所占的百分比叫做氧化铁的活化度( $100 \times \text{Fe}_o/\text{Fe}_d$ ),可判定土壤的发生特征和土类,反映某些成土环境对土壤发生的影响<sup>[10, 13]</sup>, $(1-100 \times \text{Fe}_o/\text{Fe}_d)$ 表示氧化铁的老化程度<sup>[7]</sup>。游离氧化铁与无定形氧化铁( $\text{Fe}_o$ )的差值为晶质氧化铁<sup>[10]</sup>。络合态铁( $\text{Fe}_p$ )能够与土壤腐殖质形成络合物,即能被焦磷酸钠提取的那部分氧化铁<sup>[6]</sup>,属于无定形物质,但是由于不能完全被草酸铵缓冲液提取,因此,并不完全包含于无定形铁中<sup>[14]</sup>。络合态铁占游离态铁的百分比为铁的络合度( $100 \times \text{Fe}_p/\text{Fe}_d$ )<sup>[15]</sup>,土壤络合铁的含量和络合度与有机质含量正相关,是铁离子在土壤中迁移转化的主要原因之一<sup>[10]</sup>。

## 2 土壤中有有机碳的累积机制

### 2.1 团聚体的物理保护作用

按粒径大小分组可将土壤有机碳分成颗粒有机碳(POC)和矿质结合态有机碳(MOC,  $<53 \mu\text{m}$ ),其中,颗粒有机碳又可分为粗颗粒有机碳(cPOC,  $>250 \mu\text{m}$ )和细颗粒有机碳(fPOC,  $53 \sim 250 \mu\text{m}$ )<sup>[16-17]</sup>。其中, $>250 \mu\text{m}$ 的为大团聚体, $<250 \mu\text{m}$ 的为微团聚体<sup>[18]</sup>,两者又可细分为粗大团聚体、细大团聚体、微团聚体粉和粉-黏

团聚体<sup>[19]</sup>。70%以上的SOC存在于 $<53 \mu\text{m}$ 的微团聚体中<sup>[20]</sup>。但一般土壤大团聚体中土壤有机碳(SOC)浓度较微团聚体高<sup>[21-22]</sup>,这是因为微团聚体被有机质胶结成了大团聚体<sup>[23]</sup>,大团聚体中正在分解的植物根系和各类菌丝也会提高其SOC浓度。一部分有机碳主要被包裹于土壤团聚体颗粒内,这种作用主要存在于粗颗粒(cPOC,  $>250 \mu\text{m}$ )和细颗粒(fPOC,  $53 \sim 250 \mu\text{m}$ )中。很多学者对团聚体对土壤有机碳的物理保护作用进行了研究,土壤中约有90%的有机碳储存在团聚体中,故将其认为是土壤有机碳累积的重要的机制之一。团聚体对土壤有机碳的物理保护机制较为复杂,受到团聚体的密度、孔隙度、持水量、粒径大小、抗拉强度、土壤类型、土层深度等多种因素的影响,且二者之间相互作用、相互制约,但是团聚体对有机碳的物理保护作用存在饱和点<sup>[21, 24-29]</sup>。

### 2.2 矿物质的化学保护作用

土壤团聚体可以通过物理保护和化学保护两种作用来促进有机碳的累积。通过化学作用被保护的这部分有机碳被吸附于土壤团聚体颗粒表面,主要存在于矿物结合态中(MOC,  $<53 \mu\text{m}$ ),这一过程中黏土矿物和金属氧化物起到主要作用,氢键、离子交换、晶体结构、比表面积等均会影响黏土矿物对有机质的吸附,与有机碳形成有机-无机复合体<sup>[4, 24, 30-31]</sup>。矿物结合态有机碳的化学稳定性较高,是惰性有机碳,土壤中细矿物颗粒对有机碳的吸附作用被认为是土壤固持有机碳的重要机制之一<sup>[24, 32-36]</sup>。

### 2.3 微生物的生物保护作用

描述土壤微生物活性的指标包括:土壤微生物生物量碳、微生物菌系总量、功能菌系总量、铁还原菌总量<sup>[37]</sup>。在自然状态下,湿地土壤碳循环的过程大致是:湿地植物通过光合作用吸收大气中的 $\text{CO}_2$ 和 $\text{H}_2\text{O}$ 转化成有机物储存在植物体内并释放出氧气,植物残体或根系残体会在土壤中沉积形成有机质,土壤微生物的分解作用可将有机质分解并释放 $\text{CO}_2$ 和 $\text{CH}_4$ 到大气中。研究表明,土壤有机碳每年通过微生物分解作用向大气中释放的碳是68~100 Pg,约占大气中 $\text{CO}_2$ 储量的10%<sup>[38-39]</sup>。在气候和水文条件的影响下,微生物的活性和酶活性会受到影响,蔗糖酶会促进有机质分解,促进微生物生长繁殖,同时,微生物又会刺激酶的活性增



强。总体而言，土壤的微生物活性与水分含量正相关，在土壤水分丧失的情况下，微生物的活性受到抑制，植物残体的分解速率降低，有机质得到累积<sup>[40-43]</sup>。

2.4 有机碳的自身保护作用

有机碳自身的保护作用主要来源于有机碳的难降解性。土壤的有机碳中，碳水化合物、蛋白质类物质等易降解，且多分布于表层土壤中。而深层

土壤中的有机碳来源、化学组成等均不同于表层土壤，多为芳香类多聚物、木质素、多酚、真菌和放线菌的合成产物等均难以降解的物质，这部分有机碳具有较强的抗分解性，对土壤中有机碳的累积起到重要作用<sup>[4, 44-45]</sup>。

通过对前人的研究进行总结，将上述的四种土壤有机碳稳定机制进行了对比分析，结果如表1所示。

表1 土壤有机碳的稳定机制

| Table 1 Stability mechanism of soil organic carbon |                             |                          |            |                    |           |
|--|-----------------------------|--------------------------|------------|--------------------|-----------|
| 稳定机制   | 主要方式                        | 适用范围                     | 土层深度       | 主导因素               | 参考文献      |
| Stabilizing mechanism                              | Main way                    | Scope of application     | Soil depth | Controlling factor | Reference |
| 物理保护   | 团聚体                         | 微团聚体                     | 表层         | 粒径                 | [ 29 ]    |
| Physical preservation                              | Aggregates                  | Micro-aggregates         | Surface    | Size               |           |
| 化学保护   | 矿物质                         | 可溶性有机碳                   | 表层         | 矿物质类型              | [ 46 ]    |
| Chemical preservation                              | Minerals                    | Dissolved organic carbon | Surface    | Type of mineral    |           |
| 生物保护   | 微生物                         | 活性有机碳                    | 表层         | 微生物活性              | [ 42 ]    |
| Biological preservation                            | Microbes                    | Active organic carbon    | Surface    | Microbial activity |           |
| 自身保护   | 抗分解性                        | 惰性有机碳                    | 深层         | 难降解性               | [ 45 ]    |
| Self-preservation                                  | Resistance to decomposition | Inert organic carbon     | Deep       | Recalcitrance      |           |

3 铁促进土壤有机碳稳定的方式

3.1 铁促进土壤团聚体的形成

土壤团聚体是经过一系列物理、化学、生物作用形成的，主要依靠土壤中的有机、无机胶结物质以及有机无机复合体。铁铝氧化物表面活性高，是重要的无机胶结物<sup>[47-49]</sup>。铁铝氧化物对团聚体形成的促进作用主要表现在有机质含量不高、但铁铝氧化物含量较高的酸性土壤中，三价铁和三价铝氧化物对土壤团聚体的形成和稳定起着重要作用<sup>[47, 50]</sup>。与氧化铝相比，铁氧化物更广泛地存在于各类土壤中，因此，铁氧化物对团聚体形成的作用更为普遍。铁氧化物稳定团聚体主要是依靠在溶液中充当絮凝剂、在黏粒和有机分子之间充当胶结剂和充当凝胶沉淀在粘粒表面<sup>[51-52]</sup>。铁氧化物的结晶度会对团聚体产生影响，低结晶的铁氧化物较结晶度高的铁氧化物对有机碳的稳定作用更强<sup>[53]</sup>。且不同形态的铁氧化物对团聚体的影响程度不同，团聚体的稳定性与游离态铁的含量正相关，通过络合作用与有机碳

形成化学稳定性有机碳，增强土壤团聚体的张力强度，提高团聚的稳定性<sup>[50, 54-55]</sup>。羟基可作为金属离子配位体与其他配位体进行交换，并在土壤中充当絮凝剂来促进大团聚体的形成，而无定型铁正是氧化铁中活性羟基的主要贡献者，此外，相比于游离态铁，无定型铁氧化物还具有更大的表面积和更高的表面活性，具有更强的胶结能力<sup>[56-58]</sup>。络合态铁氧化物为铁氧化物与有机质的胶结产物，其自身的属性决定了其对大团聚体形成的促进作用<sup>[58]</sup>。因此，与游离态铁相比，无定形态和络合态铁氧化物对大团聚体的形成和稳定的作用更大<sup>[58]</sup>。

3.2 铁与土壤中溶解性有机碳发生共沉淀

土壤中铁氧化物不仅可以作为胶结剂参与形成土壤团聚体颗粒，从而形成对有机碳的物理隔离保护<sup>[15, 59]</sup>，还可以与可溶性有机碳发生共沉淀<sup>[60-62]</sup>。共沉淀的本质跟3.1部分内容是相同的，结果都是形成闭蓄态有机质从而降低有机碳的生物有效性、提高有机碳的稳定性以促进有机碳在土壤中的累积。研究表明，土壤中有机碳对Fe<sup>3+</sup>有巨大的亲和力，但是对

$\text{Fe}^{2+}$ 没有<sup>[63]</sup>。因此,与有机碳发生共沉淀的为三价铁氧化物<sup>[63]</sup>。土壤中的 $\text{Fe}^{2+}$ 在一般土壤中很快会被氧化为 $\text{Fe}^{3+}$ ,然后发生水解反应形成铁氧化物,这些铁氧化物如果是在有机碳存在的情况下同时形成的,就会发生共沉淀<sup>[64-65]</sup>。铁氧化物与有机碳的共沉淀作用可以固持的OC:Fe可达6~10<sup>[61]</sup>,具有较高的有机碳固持容量。有机碳分子与铁离子的共沉淀不是一次完成的,而是随着铁、碳周期性的扩散聚集,形成了一层一层类似洋葱的结构<sup>[46-66]</sup>,这种模式下,OC:Fe比可达10,有利于减缓微生物对有机碳的分解<sup>[67]</sup>。一旦处于厌氧环境中,铁还原导致闭蓄态结构被破坏,原本包裹在结构体内部的有机碳得以释放,这部分有机碳由于与铁氧化物之间的结合较为松散而将被优先降解,“洋葱”结构逐渐解体,OC:Fe比率逐渐降低<sup>[46]</sup>。与铝氧化物相比之下,吸附在铁矿物表面的有机碳较难降解,可以继续维持有机碳的相对稳定性<sup>[60]</sup>。Nierop等<sup>[68]</sup>发现80%以上的溶解性有机碳(DOC)与 $\text{Fe}^{3+}$ 发生共沉淀,大分子DOC优先被沉淀出来,而小分子DOC将继续存在于土壤溶液中,等待与新输入的铁离子发生吸附作用或共沉淀作用。

### 3.3 铁吸附土壤中可溶性有机碳

铁氧化物对可溶性有机碳的吸附作用的产生是由于:木质素纤维对铁铝氧化物的氧化分解作用需要在金属表面和酸性有机配体尤其是那些与芳香族有关的配体之间形成强络合键<sup>[60]</sup>,主要包括配位体交换和阳离子架桥两种吸附机制<sup>[69]</sup>,吸附力的强度受表面面积、土壤pH、氧化物形态及含量等多种复杂因素的影响<sup>[31, 69-71]</sup>。在淀积层土壤中,铁氧化物是最重要的吸附剂,而淋溶层土壤中硅酸盐的贡献较大。土壤比表面积并不能很好地表征有机碳稳

定潜势,短期碳周转受到有机碳内在的抗分解性和外部颗粒物的控制,而长期效应则受到铁矿物表面吸附的控制<sup>[72-73]</sup>。在对泥炭地的研究中,水铁矿吸附有机大分子的能力高于纤铁矿和针铁矿,但在海洋环境中,以针铁矿对有机碳的吸附作用为主<sup>[74]</sup>。研究表明,铁氧化物对溶解态有机碳的吸附作用存在饱和点,有机碳的吸附量随着初始较小的C:Fe比率线性增加,然后在达到一个较大的C:Fe比率时逐渐接近最大值,研究表明,由于饱和吸附量的存在,铁氧化物能固持的最大C:Fe比为1.0<sup>[61-64]</sup>。

### 3.4 铁对土壤中微生物的影响

微生物在铁碳循环过程中具有一定的驱动作用,其驱动的铁碳循环过程有两种方式:一种是生活在厌氧环境中的光能自养铁氧化菌为了满足自身的生存需要,利用固定 $\text{CO}_2$ 合成生物量,这一过程中, $\text{Fe}^{2+}$ 是唯一的电子供体<sup>[75-77]</sup>;另一种是在铁还原菌与产甲烷菌同时存在的厌氧环境中,两者由于竞争还原 $\text{Fe}^{3+}$ 而抑制甲烷的产生,从而使有机碳得到累积<sup>[76,78-79]</sup>。而在微生物驱动的铁碳循环过程中,铁是细菌的潜在能量来源, $\text{Fe}^{2+}$ 和 $\text{Fe}^{3+}$ 可分别作为无机营养细菌的电子受体和厌氧铁呼吸的末端电子受体<sup>[80]</sup>。铁可以通过影响团聚体、有机质等来间接影响微生物的活性和微生物量<sup>[39, 81-83]</sup>。 $\text{Fe}^{2+}$ 可为微生物提供营养, $\text{Fe}^{3+}$ 对微生物存在抑制作用, $\text{Fe}^0$ 可为微生物提供电子受体和营养物质<sup>[79]</sup>。过量的铁可以通过影响微生物的活性间接影响土壤有机碳的固持<sup>[85]</sup>。一项在水稻田中进行外源输入 $\text{Fe}^{2+}$ 的研究也显示,当 $\text{Fe}^{2+}$ 含量超过土壤微生物的耐受范围时,会产生铁毒胁迫,导致土壤微生物活性降低,并抑制水稻的生长<sup>[37]</sup>。

上述铁促进土壤有机碳稳定方式的对比见表2。

表2 铁在土壤有机碳稳定方式中的作用

Table 2 Roles of iron in soil organic carbon stabilization

| 稳定方式<br>Stabilizing mechanism | 土壤类型<br>Type of soil      | 主导因素<br>Controlling factor                 | 参考文献<br>Reference |
|-------------------------------|---------------------------|--|-------------------|
| 团聚体<br>Aggregates             | 酸性土壤<br>Acid soil         | 三价铁<br>$\text{Fe}^{3+}$                    | [47]              |
| 共沉淀<br>Co-precipitation       | 酸碱度变化大<br>Varying pH      | 三价铁<br>$\text{Fe}^{3+}$                    | [63]              |
| 吸附<br>Adsorption              | 淀积层土壤<br>Illuvial soil    | 三价铁<br>$\text{Fe}^{3+}$                    | [73]              |
| 微生物活性<br>Microbial activity   | 各类土壤<br>All types of soil | 三价铁、过量的铁<br>$\text{Fe}^{3+}$ , Excess iron | [84]              |

## 4 展 望

尽管近三十年来有机碳固持已经得到国内外众多研究者的关注, 但仍然存在很大的可继续探究的空间。针对已有研究, 未来关于铁对土壤有机碳累积作用的研究应着眼于以下几个方面。

1) 之前国内关于铁对土壤有机碳累积作用的研究多集中在森林、草地、农田等土地类型和中国南方土壤中, 主要目的是提高土壤肥力增加农作物产量等, 对于北方土壤比如对有地球之肾之称的湿地土壤的研究比较欠缺, 故今后的研究要更多地面向生态保护和恢复的研究。更为重要的是, 在铁促进有机碳累积的机制中, 氧化还原过程是重要的机制之一, 因此, 更应加强氧化还原活跃的土壤系统中铁促进有机碳累积的作用与机制的研究, 以及对氧化还原活跃土壤系统中的机制与已有的主要针对好氧土壤系统中的机制的差异的研究。

2) 目前已有的铁对土壤有机碳的固持机理的研究, 多为定性描述和简单的相关分析, 国外近五年内有关于铁氧化物对有机碳的共沉淀和吸附解吸作用的研究, 但是国内有机碳固持机理的定量描述、不同土壤中不同稳定机理的相对重要性评估等研究缺乏, 故建议加强对机理的定量研究, 并能阐明不同机理在有机碳保护中的相对重要性。

3) 目前国内外对于微生物对有机碳累积的作用研究还不够深入, 关于铁在促进微生物稳定有机碳过程中的作用的研究还处在推理阶段, 没有明确的结论及相应的数据支撑, 在今后的研究中更多地关注微生物驱动的铁碳耦合机制以探究铁如何通过影响微生物来间接影响有机碳的累积是很有必要的。

4) 目前此类研究多集中在室内分析实验, 而对已有理论的应用性研究相对欠缺, 往往很多理论经不住实践的检验, 或是所得结论不具有代表性, 因此对理论的应用也就成了科学研究中的薄弱环节。建议在以后的研究中将室内试验与模拟培养试验相结合, 以探究已有的有机碳固持机理的实用性, 尽量做到理论服务于实践。

## 参 考 文 献

- [ 1 ] 谢驾阳. 地表覆盖和施氮对西北旱地土壤有机碳氮及供氮能力的影响. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2009

- Xie J Y. Effect of surface mulching and nitrogen application on soil nitrogen supply capacity and organic C and N on north-west dryland ( In Chinese ). Yangling, Shaanxi: Northwest Agriculture and Forestry University, 2009
- [ 2 ] 潘根兴. 中国土壤有机碳库及其演变与应对气候变化. 气候变化研究进展, 2008, 4 ( 5 ): 282—289  
Pan G X. Soil organic carbon stock, dynamics and climate change mitigation of China ( In Chinese ). Advances in Climate Change Research, 2008, 4 ( 5 ): 282—289
- [ 3 ] 周莉, 李保国, 周广胜. 土壤有机碳的主导影响因子及其研究进展. 地球科学进展, 2005, 20 ( 1 ): 99—105  
Zhou L, Li B G, Zhou G S. Advances in controlling factors of soil organic carbon ( In Chinese ). Advances in Earth Science, 2005, 20 ( 1 ): 99—105
- [ 4 ] 刘满强, 胡锋, 陈小云. 土壤有机碳稳定机制研究进展. 生态学报, 2007, 27 ( 6 ): 2642—2650  
Liu M Q, Hu F, Chen X Y. A review on mechanisms of soil organic carbon stabilization ( In Chinese ). Acta Ecologica Sinica, 2007, 27 ( 6 ): 2642—2650
- [ 5 ] 何念祖. 植物的铁营养. 土壤学进展, 1986 ( 1 ): 21—25  
He N Z. The iron nutrition of plants ( In Chinese ). Progress in Soil Science, 1986 ( 1 ): 21—25
- [ 6 ] 于天仁, 王振权. 土壤分析化学. 北京: 科学出版社, 1988  
Yu T R, Wang Z Q. Soil analytical chemistry ( In Chinese ). Beijing: Science Press, 1988
- [ 7 ] 陈家坊, 何群, 邵宗臣. 土壤中氧化铁的活化过程的探讨. 土壤学报, 1983, 20 ( 4 ): 387—393  
Chen J F, He Q, Shao Z C. Study on the activation process of iron oxides in soil ( In Chinese ). Acta Pedologica Sinica, 1983, 20 ( 4 ): 387—393
- [ 8 ] 张元一, 张元福. 几种土壤中不同形态铁及无定形硅铝的比较研究. 黑龙江八一农垦大学学报, 1989 ( 1 ): 19—24  
Zhang Y Y, Zhang Y F. Compared study on different morphological iron and amorphous silica and alumium in the various soils ( In Chinese ). Journal of Heilongjiang August First Land Reclamation University, 1989 ( 1 ): 19—24
- [ 9 ] 陈家坊. 土壤胶体中的氧化物. 土壤通报, 1981, 18 ( 2 ): 44—49  
Chen J F. The oxide in the soil colloid ( In Chinese ). Chinese Journal of Soil Science, 1981, 18 ( 2 ): 44—49
- [ 10 ] 何群, 陈家坊. 土壤中游离铁和络合态铁的测定. 土



- 壤, 1983, 15 (6): 242—244
- He Q, Chen J F. Determination of free iron and complex iron in soil (In Chinese). *Soils*, 1983, 15 (6): 242—244
- [11] 邹元春, 吕宪国, 姜明. 不同开垦年限湿地土壤铁变化特征研究. *环境科学*, 2008, 29 (3): 814—818
- Zou Y C, Lü X G, Jiang M. Characteristics of the wetland soil iron under different ages of reclamation (In Chinese). *Environmental Science*, 2008, 29 (3): 814—818
- [12] 迟光宇, 张兆伟, 陈欣, 等. 羟胺浸提-可见分光光度法测定土壤无定形铁. *光谱学与光谱分析*, 2008, 28 (12): 2931—2934
- Chi G Y, Zhang Z W, Chen X, et al. Determination of amorphous iron oxides in soil by hydroxylamine extraction-spectrophotometry (In Chinese). *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2008, 28 (12): 2931—2934
- [13] 许祖诒, 陈家坊. 土壤中无定形氧化铁的测定. *土壤通报*, 1980, 11 (6): 32—34
- Xu Z Y, Chen J F. Determination of amorphous iron oxide in soil (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 1980, 11 (6): 32—34
- [14] 何群, 陈家坊, 许祖诒. 土壤中氧化铁的转化及其对土壤结构的影响. *土壤学报*, 1981, 18 (4): 326—334
- He Q, Chen J F, Xu Z Y. Influence of transformation of iron oxides on soil structure (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1981, 18 (4): 326—334
- [15] 熊毅. 土壤胶体. 第一册. 北京: 科学出版社, 1983
- Hseung Y. Soil colloids (In Chinese). 1 st vol. Beijing: Science Press, 1983
- [16] 李林森, 程淑兰, 方华军, 等. 氮素富集对青藏高原高寒草甸土壤有机碳迁移和累积过程的影响. *土壤学报*, 2015, 52 (1): 183—193
- Li L S, Cheng S L, Fang H J, et al. Effect of nitrogen enrichment on transfer and accumulation of soil organic carbon in alpine meadows on the Qinghai-Tibetan Plateau (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52 (1): 183—193
- [17] 刘中良, 宇万太. 土壤团聚体中有机碳研究进展. *中国生态农业学报*, 2011, 19 (2): 447—455
- Liu Z L, Yu W T. Review of researches on soil aggregate and soil organic carbon (In Chinese). *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19 (2): 447—455
- [18] Tisdall J M, Oades J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *European Journal of Soil Science*, 1982, 33 (2): 141—163
- [19] Cambardella C A, Elliott E T. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 1994, 58 (1): 123—130
- [20] 窦森, 王其存, 代晓燕. 土壤有机培肥对微团聚体组成及其碳、氮分布和活性的影响. *吉林农业大学学报*, 1991, 13 (2): 43—48
- Dou S, Wang Q C, Dai X Y. Effect of improving soil fertility by organic materials on the composition, C, N distribution and activity of microaggregates (In Chinese). *Journal of Jilin Agricultural University*, 1991, 13 (2): 43—48
- [21] Jastrow J, Miller R. Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: Feedbacks through organomineral associations//Lal R, Kimble J M, Follett R F, et al. *Soil processes and the carbon cycle*. Boca Raton, Fla: CRC Press, 1998: 207—223
- [22] Six J, Elliott E T, Paustian K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32 (14): 2099—2103
- [23] Elliott E T. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 1986, 50 (3): 627—633
- [24] Six J, Conant R T, Paul E A, et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for c-saturation of soils. *Plant and Soil*, 2002, 241 (2): 155—176
- [25] Six J, Paustian K, Elliott E T, et al. Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64 (2): 681—689
- [26] 娄鑫. 温带森林次生演替中土壤团聚体及其有机碳保护机制研究—以长白山为例. 北京: 中国科学院大学, 2013
- Lou X. Effect of succession stages on stability of water stable aggregate and the protect of SOM in Temperate Forest—A case study in Changbai Mountain (In Chinese). Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2013
- [27] 潘根兴, 周萍, 李恋卿, 等. 固碳土壤学的核心科学问题与研究进展. *土壤学报*, 2007, 44 (2): 327—337
- Pan G X, Zhou P, Li L Q, et al. Core issues and research progresses of soil science of C sequestration (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44

- (2): 327—337
- [28] 周萍, 宋国茜, 潘根兴, 等. 南方三种典型水稻土长期试验下有机碳积累机制研究 I. 团聚体物理保护作用. 土壤学报, 2008, 45 (6): 1063—1071  
Zhou P, Song G H, Pan G X, et al. SOC accumulation in three major types of paddy soils under long-term agro-ecosystem experiments from south China I. Physical protection in soil micro-aggregates (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2008, 45 (6): 1063—1071
- [29] 张延, 梁爱珍, 张晓平, 等. 土壤团聚体对有机碳物理保护机制研究. 土壤与作物, 2015, 4 (2): 85—90  
Zhang Y, Liang A Z, Zhang X P, et al. Progress in soil aggregates physical conservation mechanism for organic carbon (In Chinese). Soil and Crop, 2015, 4 (2): 85—90
- [30] Lützow M V, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, et al. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions —A review. European Journal of Soil Science, 2006, 57 (4): 426—445
- [31] 宋华萍. 赤红壤区粘土矿物对土壤有机质的固存与转化机理的研究. 南宁: 广西大学, 2015  
Song H P. Latosolic red soil area of clay mineral of the sequestration and transformation mechanism of soil organic matter (In Chinese). Nanning: Guangxi University, 2015
- [32] Hamer U, Marschner B, Brodowski S, et al. Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. Organic Geochemistry, 2004, 35 (7): 823—830
- [33] Hassink J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. Plant and Soil, 1997, 191 (1): 77—87
- [34] 蔡岸冬, 徐香茹, 张旭博, 等. 不同利用方式下土壤矿物结合态有机碳特征与容量分析. 中国农业科学, 2014, 47 (21): 4291—4299  
Cai A D, Xu X R, Zhang X B, et al. Capacity and characteristics of mineral associated soil organic carbon under various land uses (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2014, 47 (21): 4291—4299
- [35] 姬强, 孙汉印, 王勇, 等. 土壤颗粒有机碳和矿物质结合有机碳对4种耕作措施的响应. 水土保持学报, 2012, 26 (2): 132—137  
Ji Q, Sun H Y, Wang Y, et al. Responses of soil particulate organic carbon and mineral-bound organic carbon to four kind of tillage practices (In Chinese). Journal of Soil and Water Conservation, 2012, 26 (2): 132—137
- [36] 唐光木, 徐万里, 周勃, 等. 耕作年限对棉田土壤颗粒及矿物结合态有机碳的影响. 水土保持学报, 2013, 27 (3): 237—241  
Tang G M, Xu W L, Zhou B, et al. Effects of cultivation years on particulate organic carbon and mineral-associated organic carbon in cotton soil (In Chinese). Journal of Soil and Water Conservation, 2013, 27 (3): 237—241
- [37] 陈娜, 廖敏, 张楠, 等.  $\text{Fe}^{2+}$ 对水稻生长及土壤微生物活性的影响. 植物营养与肥料学报, 2014, 20 (3): 651—660  
Chen N, Liao M, Zhang N, et al. Effects of exogenous ferrous on rice growth and soil microbial activities (In Chinese). Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2014, 20 (3): 651—660
- [38] Raich J W, Potter C S, Bhagawati D. Interannual variability in global soil respiration, 1980-94. Global Change Biology, 2002, 8: 800—812
- [39] 李英, 韩红艳, 王文娟, 等. 黄淮海平原不同土地利用方式对土壤有机碳及微生物呼吸的影响. 生态环境学报, 2017, 26 (1): 62—66  
Li Y, Han H Y, Wang W J, et al. Effects of different land use types on soil organic carbon and microbial respiration in Huang-Huai-Hai Plain (In Chinese). Ecology and Environmental Sciences, 2017, 26 (1): 62—66
- [40] Albuquerque A L S, Mozeto A A. C: N:P ratios and stable carbon isotope compositions as indicators of organic matter sources in a riverine wetland system (Mojí-Guacu River, Sao Paulo Brazil). Wetlands, 1997, 17 (1): 1—9
- [41] Tanner C C, Sukias J P S, Upsdell P. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy waste waters. Water Research, 1998, 32 (10): 3046—3054
- [42] 王洪丽, 孟凡涛. 试论影响森林土壤微生物活性的因素. 科技创新与应用, 2015 (33): 290—290  
Wang H L, Meng F T. The factors that affect the microbial activity of forest soil (In Chinese). Technology Innovation and Application, 2015 (33): 290—290
- [43] 王龙昌, 玉井理, 永田雅辉, 等. 水分和盐分对土壤微生物活性的影响. 垦殖与稻作, 1998 (3): 40—42  
Wang L C, Tamai R, Nagata M, et al. Effects of water and salt on soil microbial activity (In Chinese). Reclaiming and Rice Cultivation, 1998 (3): 40—42

- [44] Liang C, Balser T C. Preferential sequestration of microbial carbon in subsoils of a glacial-landscape to posequence, Dane County, WI, USA. *Geoderma*, 2008, 148 (1): 113—119
- [45] 周艳翔, 吕茂奎, 谢锦升, 等. 深层土壤有机碳的来源、特征与稳定性. *亚热带资源与环境学报*, 2013, 8 (1): 48—55  
Zhou Y X, Lv M K, Xie J S, et al. Sources, Characteristics and stability of organic carbon in deep soil (In Chinese). *Journal of Subtropical Resources and Environment*, 2013, 8 (1): 48—55
- [46] Lalonde K, Mucci A, Ouellet A, et al. Preservation of organic matter in sediments promoted by iron. *Nature*, 2012, 483 (7388): 198—200
- [47] 陈山. 不同利用方式土壤团聚体稳定性及其与有机质和铁铝氧化物的关系. 武汉: 华中农业大学, 2012  
Chen S. Stability of soil aggregates under different land use patterns and relationships with organic matter and iron-aluminum oxides (In Chinese). Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2012
- [48] 郭杏妹, 吴宏海, 罗媚, 等. 红壤酸化过程中铁铝氧化物矿物形态变化及其环境意义. *岩石矿物学杂志*, 2007, 26 (6): 515—521  
Guo X M, Wu H H, Luo M, et al. The morphological change of Fe/Al-oxide minerals in red soils in the process of acidification and its environmental significance (In Chinese). *Acta Petrologica et Mineralogica*, 2007, 26 (6): 515—521
- [49] 王清奎, 汪思龙. 土壤团聚体形成与稳定机制及影响因素. *土壤通报*, 2005, 36 (3): 415—421  
Wang Q K, Wang S L. Forming and stable mechanism of soil aggregate and influencing factor (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2005, 36 (3): 415—421
- [50] Barral M T, Arias M, Guérif J. Effects of iron and organicmatter on the porosity and structural stability of soil aggregates. *Soil & Tillage Research*, 1998, 46 (3/4): 261—272
- [51] Goldberg S. Effect of saturating cation, pH, and aluminum and iron oxide on the flocculation of kaolinite and montmorillonite. *Clays and Clay Minerals*, 1987, 35 (3): 220—227
- [52] 谭文峰, 周素珍, 刘凡, 等. 土壤中铁铝氧化物与黏土矿物交互作用的研究进展. *土壤*, 2007, 39 (5): 726—730  
Tan W F, Zhou S Z, Liu F, et al. Advancement in the study on interactions between iron-aluminum (Hydro-) oxides and clay minerals in soil (In Chinese). *Soils*, 2007, 39 (5): 726—730
- [53] Kleber M, Mikutta R, Torn M S, et al. Poorly crystalline mineral pH area protect organic matter in acid subsoil horizons. *European Journal of Soil Science*, 2005, 56 (6): 717—725
- [54] 汪超. 黑垆土有机碳在团聚体中的分配及其保护机制. *土壤*, 2015, 47 (1): 49—54  
Wang C. Distribution and preservation mechanisms of organic carbon in aggregates of Heilu soil (In Chinese). *Soils*, 2015, 47 (1): 49—54
- [55] 胡国成, 章明奎. 氧化铁对土粒强胶结作用的矿物学证据. *土壤通报*, 2002, 33 (1): 25—27  
Hu G C, Zhang M K. Mineralogical evidence for strong cementation of soil particles by iron oxides (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33 (1): 25—27
- [56] Hou T, Xu R K, Zhao A Z. Interaction between electric double layers of kaolinite and Fe/Al oxides in suspensions. *Journal of Colloid & Interface Science*, 2007, 310 (2): 670
- [57] 邵宗臣, 陈家坊. 几种氧化铁的离子吸附特性研究. *土壤学报*, 1984, 21 (2): 153—162  
Shao Z C, Chen J F. Study on ion adsorption characteristics of some iron oxides (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1984, 21 (2): 153—162
- [58] 王小红, 杨智杰, 刘小飞, 等. 中亚热带山区土壤不同形态铁铝氧化物对团聚体稳定性的影响. *生态学报*, 2016, 36 (9): 2588—2596  
Wang X H, Yang Z J, Liu X F, et al. Effects of different forms of Fe and Al oxides on soil aggregate stability in mid-subtropical mountainous area of southern China (In Chinese). *Acta Ecological Sinica*, 2016, 36 (9): 2588—2596
- [59] Six J, Bossuyt H, Degryze S, et al. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, 2004, 79 (1): 7—31
- [60] Kaiser K, Guggenberger G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organicmatter in soils. *Organic Geochemistry*, 2000, 31 (7): 711—725
- [61] Wagai R, Mayer L. Sorptive stabilization of organicmatter in soils by hydrous iron oxides. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 2007, 71 (1): 25—35
- [62] Han L F, Sun K, Jin J, et al. Some concepts of soil organic carbon characteristics and mineral interaction from a review of literature. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 94: 107—121
- [63] Riedel T, Zak D, Biester H, et al. Iron traps



- terrestrially derived dissolved organicmatter at redox interfaces. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110 (25): 10101—10105
- [64] Chen C, Dynes J J, Wang J, et al. Properties of fe-organicmatter associations via coprecipitation versus adsorption. *Environmental Science and Technology*, 2014, 48 (23): 13751—13759
- [65] Mikutta R, Lorenz D, Guggenberger G, et al. Properties and reactivity of Fe-organic matter associations formed by coprecipitation versus adsorption: Clues from arsenate batch adsorption. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2014, 144: 258—276
- [66] Ransom B, Bennett R H, Baerwald R, et al. TEM study of in situ organicmatter on continentalmargins: Occurrence and the “monolayer” hypothesis. *Marine Geology*, 1997, 138 (1/2): 1—9
- [67] Guggenberger G, Kaiser K. Dissolved organicmatter in soil: challenging the paradigm of sorptive preservation. *Geoderma*, 2003, 113 (3): 293—310
- [68] Nierop K G J, Jansen B, Verstraten J M. Dissolved organic matter, aluminium and iron interactions: Precipitation induced by metal/carbon ratio, pH and competition. *Science of the Total Environment*, 2002, 300 (1/2/3): 201—211
- [69] 徐基胜, 赵炳梓. 可溶性有机碳在典型土壤上的吸附行为及机理. *土壤*, 2017, 49 (2): 314—320  
Xu J S, Zhao B Z. Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on different typical soils in China (In Chinese). *Soils*, 2017, 49 (2): 314—320
- [70] Kothawala D N, Moore T R, Hendershot W H. Soil properties controlling the adsorption of dissolved organic carbon to mineral soils. *Soil Science Society of America Journal*, 2009, 73 (6): 1831—1842
- [71] 李太魁, 王小国, 朱波. 紫色土可溶性有机碳的吸附-解吸特征. *农业环境科学学报*, 2012, 31 (4): 721—727  
Li T K, Wang X G, Zhu B. Adsorption and desorption characteristics of dissolved organic carbon (DOC) on the purple soils (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31 (4): 721—727
- [72] Kögelknabner I, Guggenberger G, Kleber M, et al. Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2008, 171 (1): 61—82
- [73] Paul E A. The nature and dynamics of soil organicmatter: Plant inputs, microbial transformations, and organicmatter stabilization. *Soil Biology & Biochemistry*, 2016, 98: 109—126
- [74] 赵彬, 姚鹏, 于志刚. 有机碳-氧化铁结合对海洋环境中沉积有机碳保存的影响. *地球科学进展*, 2016, 31 (11): 1151—1158  
Zhao B, Yao P, Yu Z G. The effect of organic carbon-iron oxide association on the preservation of sedimentary organic carbon in marine environments (In Chinese). *Advances in Earth Science*, 2016, 31 (11): 1151—1158
- [75] Widdel F, Schnell S, Heising S, et al. Ferrous iron oxidation by anoxygenic phototrophic bacteria. *Nature*, 1993, 362 (6423): 834—836
- [76] 陈蕾, 张洪霞, 李莹, 等. 微生物在地球化学铁循环过程中的作用. *中国科学: 生命科学*, 2016, 46 (9): 1069—1078  
Chen L, Zhang H X, Li Y, et al. The role of microorganisms in the geochemical iron cycle (In Chinese). *Scientia Sinica (Vitae)*, 2016, 46 (9): 1069—1078
- [77] Melton E D, Swanner E D, Behrens S, et al. The interplay of microbially mediated and abiotic reactions in the biogeochemical Fe cycle. *Nature Reviews Microbiology*, 2014, 12: 797—808
- [78] Lovley D R, Phillips E J P. Competitive mechanisms for inhibition of sulfate reduction and methane production in the zone of ferric iron reduction in sediments. *Applied & Environmental Microbiology*, 1987, 53: 2636—2641
- [79] Bond D R, Lovley D R. Reduction of Fe (III) oxide by methanogens in the presence and absence of extracellular quinones. *Environmental Microbiology*, 2002, 4 (2): 115—124
- [80] 胡敏, 李芳柏. 土壤微生物铁循环及其环境意义. *土壤学报*, 2014, 51 (4): 683—698  
Hu M, Li F B. Soil microbe mediated iron cycling and its environmental implication (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51 (4): 683—698
- [81] Castro H, Fortunel C, Freitas H. Effects of land abandonment on plant litter decomposition in a Montado system: Relation to litter chemistry and community functional parameters. *Plant and Soil*, 2010, 333 (1/2): 181—190
- [82] Kara O, Baykara M. Changes in soil microbial biomass and aggregate stability under different land uses in the northeastern Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, 186 (6): 3801—3808
- [83] 钟文辉, 蔡祖聪. 土壤管理措施及环境因素对土壤微

- 生物多样性影响研究进展. 生物多样性, 2004, 12 (4): 456—465
- Zhong W H, Cai Z C. Effect of soil management practices and environmental factors on soil microbial diversity: A review (In Chinese). Biodiversity Science, 2004, 12 (4): 456—465
- [84] 汪桂芝. 不同价态铁元素对厌氧微生物降解2, 4, 6-三氯酚的影响及特性研究. 湖南湘潭: 湘潭大学, 2013
- Wang G Z. Effect and characteristic of different valence forms of iron on 2, 4, 6-trichlorophenol degradation by anaerobic microorganism (In Chinese). Xiangtan, Hunan: Xiangtan University, 2013
- [85] Kaiser K, Zech W. Soil dissolved organic matter sorption as influenced by organic and sesquioxide coatings and sorbed sulfate. Soil Science Society of America Journal, 1998, 62 (1): 129—136

## Progress in Researches on Effect of Iron Promoting Accumulation of Soil Organic Carbon

WANG Luying<sup>1,2</sup> QIN Lei<sup>1</sup> LÜ Xianguo<sup>1</sup> JIANG Ming<sup>1</sup> ZOU Yuanchun<sup>1†</sup>

(1 Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment & Jilin Provincial Joint Key Laboratory of Changbai Mountain Wetland and Ecology, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, China)

(2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract** The content of total organic carbon in soil is a major indicator reflecting the content of total organic matter and further on soil fertility. There are numerous factors that affect accumulation of organic carbon in soil. Among them, iron plays an essential role in “capturing” organic carbon and forming “rust sink”, thus promoting accumulation of soil organic carbon. A number of scholars have studied stabilizing mechanisms of soil organic carbon. In this paper, attempts were made to summarize the studies that had been done. It is found that the stabilizing mechanisms mainly include physical preservation of aggregates, chemical preservation of minerals, biological preservation of microorganisms and preservation of organic carbon *per se*. Among the four mechanisms, the first two are the main ones. Iron is closely involved in the mechanisms of physical, chemical and biological preservations. In physical preservation, iron promotes formation of soil aggregates. In chemical preservation, iron adsorbs and precipitates with organic carbon. At the same time, iron affects activity of soil microorganisms in biological preservation. All indicate that iron plays an important role in soil organic carbon accumulation. And the protective effect of organic carbon *per se* is mainly reflected in the anti-decomposition of a certain portion of organic carbon. In the end, the authors put forward several suggestions. More attention should be paid to the mechanisms of organic carbon sequestration and functional recovery of the carbon sink in the soil systems that are active in oxidation reduction and remarkable in ecological service function, to quantitative researches on and comparison between the different mechanisms in importance, and to simulation experiments, so as to better realize the goal of theory serving practice.

**Key words** Soil organic carbon; Iron oxide; Aggregate; Co-precipitation; Adsorption; Microorganism

(责任编辑: 卢 萍)

# 不同方法预测苏南农田土壤有机质空间分布对比研究\*

谢恩泽<sup>1, 2</sup> 赵永存<sup>1, 2†</sup> 陆访仪<sup>1, 2</sup> 史学正<sup>1, 2</sup> 于东升<sup>1, 2</sup>

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

(2 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘 要** 准确把握土壤有机质(SOM)的空间分布规律对于土壤资源的高效持续利用具有重要意义。以江苏南部为研究区,以辅助因子与SOM的相关性强弱及辅助因子的可获取性为切入点,运用普通克里格(OK)、回归克里格(RK)和随机森林(RF)方法,结合地形、气候、土壤类型、土壤理化性质和施肥、碳投入等辅助数据预测了苏南地区农田SOM含量(0~20 cm)的空间分布。结果表明,三种方法预测的SOM空间分布总体趋势相似,表现为东高西低,但局部分异还存在差异;OK预测的精度最低,100次预测的均方根误差(RMSE)均值为 $6.97 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。RK和RF的预测精度则均高于OK方法,表现为整合与SOM相关性最强的辅助因子全氮(TN)时,RK和RF预测的RMSE分别降低至 $5.25 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $4.97 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,而移除相关性最强的辅助因子TN后,RK和RF预测的RMSE亦较OK方法低,分别为 $6.21 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $6.29 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;移除TN后,RK的预测精度稍高于RF,表明在其他辅助数据与SOM相关性相对较弱的条件下,RK方法有助于提高本研究区SOM预测精度;同时,尽管RK和RF的预测精度依然较OK高,但RK和RF对SOM方差的解释度则分别由51%和55%降低至了29%和28%。这表明,目前容易获取且相对廉价的辅助数据,对本研究区的SOM空间预测方面,还面临着数据质量低、预测精度不足等问题。

**关键词** 空间预测;克里格插值模型;随机森林预测模型;有机质

**中图分类号** S159 **文献标识码** A

土壤有机质(Soil organic matter, SOM)是土壤的重要组成部分,尽管只占土壤总质量的很小一部分,但其作为土壤肥力形成的基础,不但影响土壤质量及关键功能,而且在陆地生态系统物质循环中扮演重要角色<sup>[1-3]</sup>。因此,利用不同空间预测方法对比预测农田SOM,对于准确把握SOM的空间分布规律和土壤资源管理的科学决策,进而保障粮食安全、气候安全及土壤安全具有重要意义。

地统计学方法广泛用于土壤属性空间预

测<sup>[4]</sup>。而克里格法是最准确,强大的插值方法之一<sup>[5]</sup>。徐尚平等<sup>[6]</sup>基于半方差函数和普通克里格方法分析了内蒙古地区SOM含量的空间结构特征;Mushtaq等<sup>[7]</sup>采用普通克里格方法描绘了克什米尔农业区土壤微量元素的空间分布;Heba等<sup>[8]</sup>则利用普通克里格方法对尼罗河三角洲地区的土壤碳库和氮库的空间分布特征进行了深入分析。这些结果表明,克里格方法在不同区域、不同土壤性质的空间变化中均能得到较好的预测结

\* 国家自然科学基金项目(41471177)和国家重点研发计划(2017YFA0603002)项目资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41471177) and the National Key Research and Development Program of China (No. 2017YFA0603002)

† 通讯作者Corresponding author, E-mail: yczhao@issas.ac.cn

作者简介: 谢恩泽(1993—),男,安徽池州人,博士研究生,主要从事土壤有机碳空间预测及不确定性评价研究。E-mail: ezxie@issas.ac.cn

收稿日期: 2017-11-25;收到修改稿日期: 2018-01-29;优先数字出版日期(www.cnki.net): 2018-04-11



果。遥感和数字制图技术的快速发展,为空间预测提供了大量廉价且与土壤形成过程直接或间接相关的辅助数据,比如,DEM、植被指数及生物量、光谱反射率、数字化的土壤图、土地利用/覆盖图等。这些辅助数据提供了关于土壤性质变异性的先验信息,从而使得整合辅助数据先验信息的回归克里格等混合建模方法得到了快速发展。Hengl等<sup>[9]</sup>以土壤图和DEM获取的地形因子为辅助数据,采用回归克里格方法预测了克罗地亚SOM的空间分布;Andrew等<sup>[10]</sup>则采用回归克里格方法整合红外光谱数据,大大提高了土壤全碳、氮等土壤属性的预测精度。回归克里格方法不但反映了辅助因子对土壤属性空间分异的潜在影响,同时,趋势项的分离和残差的再预测也使得其空间预测精度通常要优于普通克里格方法。近年来,随机森林作为经典的机器学习模型之一,由于具有处理高维度数据、防止过度拟合、提供辅助因子的重要性度量等优势,在土壤空间预测,特别是地形分异明显地区的土壤空间预测中也逐渐得到广泛应用。比如,Mareike等<sup>[11]</sup>在厄瓜多尔南部高程起伏1.7~3.2 km的安第斯山脉典型区中,利用随机森林方法成功地预测了土壤质地的空间分布;Dharumarajan等<sup>[12]</sup>以印度南部安得拉邦阿嫩达布尔区的Bukkarayasamudrum mandal为研究区,在高程(295~595 m)较复杂多变的情况下利用地形、植被等辅助数据,采用随机森林方法预测了土壤有机碳、pH和电导率的空间分布;而Zhi等<sup>[13]</sup>则通过随机森林方法并整合DEM获取的地形因子、遥感影像获取的光谱反射率及植被指数等辅助数据预测了青藏高原地区高山草毡层的空间分布。随机森林方法在地形复杂且人为活动影响相对较弱的区域土壤空间预测中得到了较为成功的应用,而在地形平坦、人为影响强烈的地区应用效果则依然不清楚。

上述研究可以看出,不同预测方法利用辅助因子在平原地区的应用仍需进一步探讨。所以,选择地势平坦的江苏南部(苏南)为研究区,以影响土壤生态系统服务功能的关键因子SOM为研究对象,以辅助因子与SOM的相关性强弱及辅助因子的可获取性为切入点,通过回归克里格和随机森林方法与传统的普通克里格方法对比分析来研究不同空间预测方法对该区SOM空间分布预测的影响,

以便为准确预测该区SOM空间分布规律,进而为通过科学调控不同区域SOM来实现关键土壤生态系统服务功能提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区为江苏省南部地区(30° 44' ~32° 16' N, 118° 29' ~121° 19' E)。该区属北亚热带季风气候,四季分明,雨量充沛,年均温16℃,年均降雨量1 000 mm。全区地势西高东低,太湖平原地区地势平坦,河流湖泊较多,主要土壤类型为水稻土,沿江地区则以灰潮土为主。研究区西部及西南部多为丘陵、低山岗地,土壤类型主要为黄棕壤。研究区农耕条件优越,工业经济发展迅速,城镇化水平较高,是长三角地区经济最为发达的地区之一。

### 1.2 数据来源与处理

土壤采样点位置根据该区20世纪80年代第二次土壤普查结果进行布设,共413个(图1),采样时间为2000年,采样深度为0~20 cm。采样同时记录了样点的GPS位置信息以及环境条件和主要农业管理措施信息。土壤有机质(SOM)含量采用重铬酸钾氧化-外加热法测定,全氮采用半微量开氏法测定,有效磷采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定,速效钾采用乙酸铵浸提-火焰光度法测定,pH采用电位法(土:水=1:2.5)测定,机械组成采用吸管法测定<sup>[14]</sup>。其中,土壤全氮、有效磷、速效钾、pH及黏粒含量主要用于SOM空间预测的辅助土壤属性因子。

SOM空间预测的其他辅助因子数据包括:20世纪80年代初始SOM含量(Initial SOM, SOM1980),来源于研究区各县/区的土壤普查报告;江苏省1:20万土壤图;江苏省30 m分辨率DEM计算的主要地形因子,包括高程(Elevation, Elev)、坡度(Slope)、平面曲率(Plane curvature, Planc)、剖面曲率(Profile curvature, Profc)和复合地形指数(Compound terrain index, CTI);1 km×1 km的年均气温(Mean annual temperature, Mat)和降雨量(Mean annual precipitation, Map)数据(1976—2005年平均,来源于碳专项)。除了上述常用于SOM空间辅

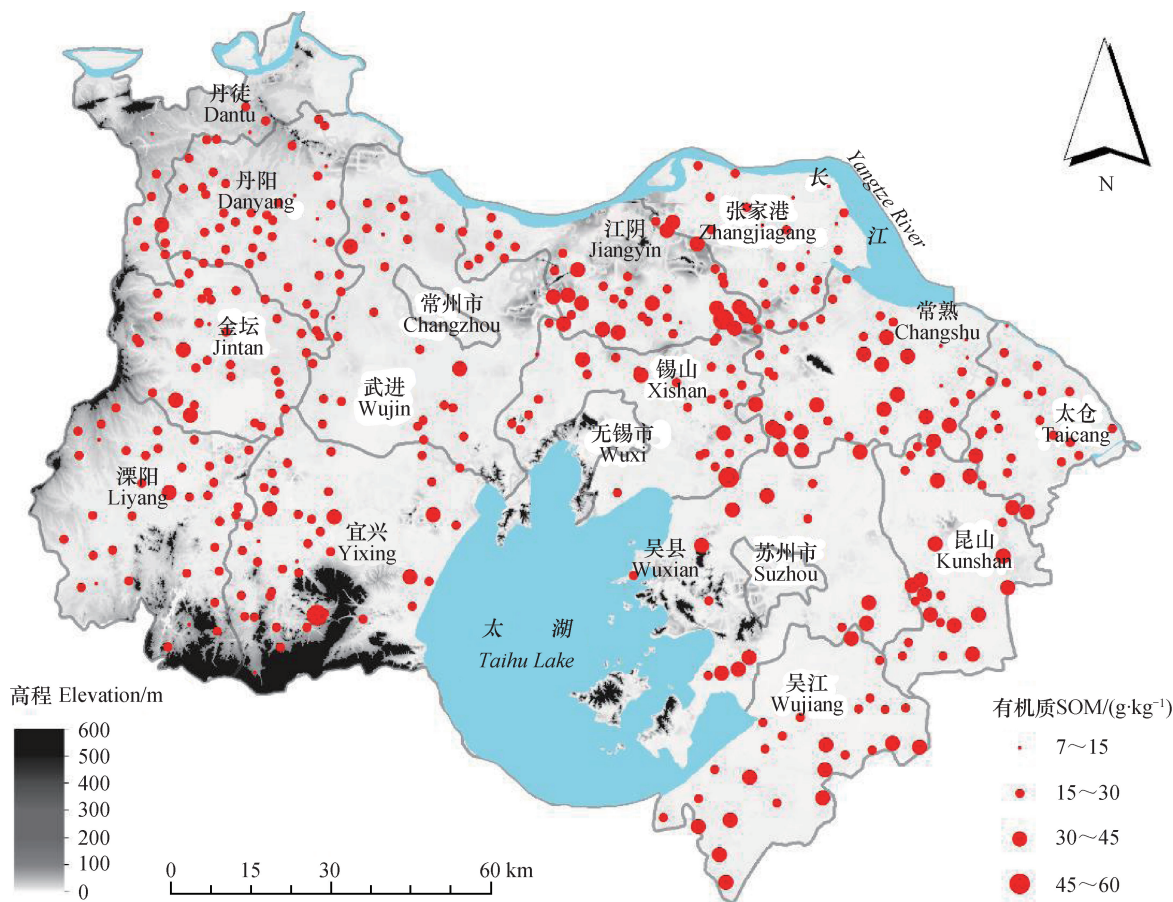


图1 苏南地区地形及土壤采样点分布图

Fig. 1 Topographic map of South Jiangsu and distribution of soil sampling sites

助预测的因子外，本研究也考虑了一些容易获取且免费的数据产品，以检验其在提高SOM空间预测精度中的可行性，这些因子包括：土壤温度（Soil temperature, ST）和土壤湿度（Soil moisture, SM）1 km × 1 km 栅格数据（2000年月平均，分别来源于欧洲中期天气预报中心（ECMWF）和Earthdata）；遥感反演的5 km × 5 km 净初级生产力（Net Primary Production, NPP）数据（1980—2000年平均，来源于北京师范大学）；5 km × 5 km 年均氮肥用量（Nitrogen fertilizer, N-fert）栅格数据（1994—2001年平均，来源于美国国家航空航天局（National Aeronautics and Space Administration, NASA）社会经济数据应用中心）。其中遥感NPP主要用于估算农田作物还田碳输入。农作物碳投入主要包括：秸秆还田、作物根茬残留和作物地下生物量。根据周睿等<sup>[15]</sup>区域农田有机物质的估算方法利用NPP数据进行农田碳投入的碳估算：

$$B_{\text{total}} = \alpha \times \text{NPP}$$

式中， $B_{\text{total}}$  为作物整株生物量（包括地上和地下），单位为 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ （生物量按C计算）；NPP为净初级生产力； $\alpha$ 为碳-干物质系数。由作物的根冠比、收获指数，秸秆还田比例计算农田碳投入。

对于土壤SOM1980、TN、 $A_p$ 、 $A_k$ 、pH和Clay等点位测定数据，采用普通克里格方法预测提取300 m × 300 m 栅格数据，插值后的栅格数据作为SOM空间预测的辅助因子。对于30 m分辨率DEM计算得到的Elev、Slope、Planc、Profc和CTI等辅助预测因子，采用邻域平均法将尺度降至300 m × 300 m 栅格，以消减土壤样点可能存在的GPS定位误差对空间预测的影响。而对于空间分辨率相对较低的ST、SM、和N-fert等辅助预测数据则采用普通克里格方法插值将尺度升至300 m × 300 m 栅格作为SOM空间预测的辅助因子。

### 1.3 SOM空间预测辅助因子的筛选

首先，采用皮尔森相关分析对SOM空间预测的辅助因子进行初步筛选。表1相关分析的结果表

明, Clay、SOM1980、TN、Ak、pH、SD、CT、Elev、Profc、Mat、Map、InputC、SM、ST、N-fert共15个辅助预测因子与SOM含量显著相关, 可潜在地用于SOM含量空间分布预测。

表1 土壤有机质含量与辅助预测因子的相关系数

| Table 1 Pearson correlation coefficients between soil organic matter content and auxiliary factors |           |               |                |                 |            |           |
|--|-----------|---------------|----------------|-----------------|------------|-----------|
| 初始有机质SOM1980   | 全氮<br>TN  | 有效磷<br>Ap     | 速效钾<br>Ak      | pH              | 黏粒<br>Clay | 水稻土<br>SD |
| 0.54**   | 0.75**    | -0.10         | 0.15*          | -0.18*          | 0.28**     | 0.17*     |
| 潮土   | 土壤温度      | 土壤湿度          | 年均温            | 年均降雨量           | 高程         | 坡度        |
| CT   | ST        | SM            | Mat            | Map             | Elev       | Slope     |
| -0.22**  | 0.44**    | 0.41**        | 0.28**         | 0.18**          | -0.24**    | 0.07      |
| 平面曲率<br>Planc  | 剖面曲率Profc | 地形复合指数<br>CTI | 根茬碳投<br>InputC | 氮肥施用量<br>N-fert |            |           |
| -0.13  | 0.16*     | 0.10          | -0.30**        | 0.35**          |            |           |

注: \*表示相关性显著 ( $P<0.05$ ); \*\*表示相关性极显著 ( $P<0.01$ ) Note: \* denotes significant correlation ( $P<0.05$ ); \*\*denotes extremely significant correlation ( $P<0.01$ )

其次, 对于皮尔森相关分析初步筛选的15个辅助预测因子, 进一步采用逐步回归分析进行筛选, 以便避免因子间的共线性效应。同时, 为探讨辅助预测因子与SOM相关性强弱对不同空间预测方法预测精度的潜在影响, 在逐步回归分析过程中, 考虑了保留相关性最强的辅助预测因子TN和移除TN两种情况以便进行对比分析。逐步回归的筛选主要是以最小信息准则 (AIC) 为衡量标准, 通过选择最小的AIC信息统计量, 来达到

删除变量的目的, 直到当去掉某一因子时AIC均增加, 逐步回归分析终止, 达到最优模型。由此得到, 保留相关性最强的辅助预测因子TN的条件下, 逐步回归筛选得到的SOM辅助预测因子分别为: TN、SOM1980、SD、Mat、SM、Clay; 移除与SOM相关性最强的TN预测因子的条件下, 逐步回归保留的辅助预测因子包括SD、Elev、Mat、InputC、Map、ST和SOM1980共七个因子 (表2)。

表2 土壤有机质 (SOM) 预测辅助因子的逐步回归分析

| Table 2 Stepwise regression analysis of auxiliary factors for prediction of soil organic matter (SOM) |                            |        |  |                            |        |
|---|----------------------------|--------|--|----------------------------|--------|
| 去除相关性强辅助因子<br>Removal of highly related auxiliary factors   |                            |        | 保留相关性强辅助因子<br>Retainment of highly related auxiliary factors |                            |        |
| 模型AIC: 766.13   |                            |        | 模型AIC: 665.82  |                            |        |
| 模型保留因子<br>Model reserved factors  | 因子系数<br>Factor coefficient | AIC    | 模型保留因子<br>Model reserved factors                             | 因子系数<br>Factor coefficient | AIC    |
| 年均温Mat  | -6.08                      | 766.46 | 年均温Mat   | -3.02                      | 666.33 |
| 高程Elev  | -0.14                      | 767.05 | 水稻土SD  | 1.74                       | 666.47 |
| 土壤温度ST  | 5.69                       | 767.25 | 黏粒Clay   | 0.10                       | 667.17 |
| 年均降雨量Map  | 0.04                       | 767.64 | 初始有机质SOM1980   | 0.11                       | 667.35 |
| 水稻土SD   | 3.12                       | 769.45 | 土壤湿度SM   | 2.00                       | 668.18 |
| 根茬碳投入InputC   | -0.02                      | 770.12 | 全氮TN   | 12.78                      | 771.02 |
| 初始有机质SOM1980  | 0.39                       | 797.60 | -  | -                          | -      |



### 1.4 SOM的空间预测方法

普通克里格 (Ordinary kriging, OK): 基于土壤属性的空间自相关性, 通过邻近的相关观测点的权重均值来预测采样点位置的土壤属性<sup>[16]</sup>。本文通过SOM含量半方差函数及拟合参数, 采用OK方法预测SOM空间分布。

回归克里格 (Regression kriging, RK): 首先基于逐步回归分析保留的辅助预测因子, 采用多元线性回归 (MLR) 对SOM进行预测, 然后对多元回归预测的SOM残差进行OK预测, 最后将回归预测值与残差的OK预测值相加得到SOM的预测值<sup>[8]</sup>。

随机森林 (Random forest, RF): 首先基于逐步回归筛选的预测因子和SOM观测数据, 对随机森林模型中的关键参数每次分裂向量数 (mtry) 进行参数优化, 然后采用经参数优化后的RF模型对SOM空间分布进行预测。参数优化过程中, 分裂节点随机向量数量ntree设定为1 000, 以预测误差最小化为目标函数, 通过遍历比较确定mtry的最优值<sup>[17]</sup> (根据预测因子的个数设置mtry参数为1~7, 并进行建模), 以运行100次的平均RMSE结果寻找最优参数。结果表明, 当保留与SOM相关性最强的预测因子TN时, mtry最优值为4, 而移除相关性最强的辅助因子TN时, mtry最优值为1。

### 1.5 空间预测精度分析

SOM的空间预测精度采用独立验证进行评价。为了使模型每次验证的结果覆盖到整个样点数据集, 将样点数据集分成预测集和验证集进行三折独立验证 (即将样点数据随机分成三份, 分三次取其中两份为预测数据集, 一份为验证数据集), 循环执行三折独立验证100次, 通过比较100次得到的验证数据点位置上SOM均方根误差进行空间预测精度分析。其中, 均方根误差 (RMSE) 的计算公式为:

$$\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (z_i^{\wedge} - z_i)^2}$$

式中,  $z_i^{\wedge}$  为第*i*个样点的预测值;  $z_i$  为第*i*个样点的实际值;  $n$  为样点个数。RMSE的结果越小表明预测精度越高。

本研究中辅助数据的筛选、尺度转换等数据处理均采用R软件进行分析, 其中OK、RK和RF及空间预测精度分析采用R语言编程计算, SOM空间分

布采用Arcmap10.2软件进行制图。

## 2 结 果

### 2.1 SOM含量的描述性统计特征

研究区413个样点的描述统计分析 (图2) 结果表明, 农田土壤耕层SOM平均含量为29.29 g·kg<sup>-1</sup>, 中值与均值较为接近, 为28.79 g·kg<sup>-1</sup>, 高于江苏北部的黄淮平原和东部滨海平原, 略高于江淮平原地区<sup>[18]</sup>; 标准差为7.18 g·kg<sup>-1</sup>, 变异系数 (CV) 为25%, 变异程度中等; SOM含量介于7.75~58.31 g·kg<sup>-1</sup>之间, 极差为50 g·kg<sup>-1</sup>。SOM含量的频率分布直方图表现为稍向均值右侧偏离, 偏度系数为0.35, 峰度值为0.75, 表现为近似正态分布。

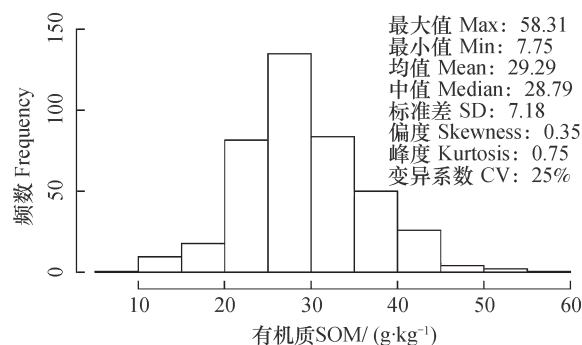


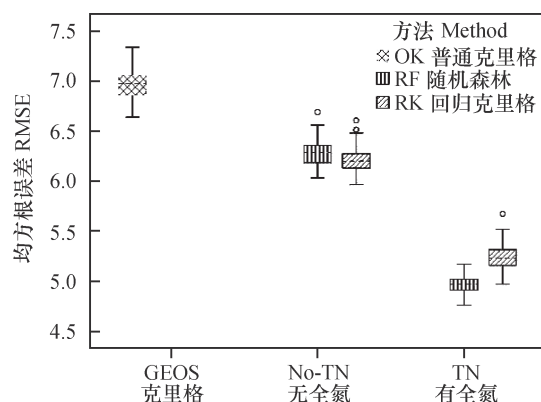
图2 土壤有机质含量的描述统计及频数分布直方图

Fig. 2 Descriptive statistics and histogram of soil organic matter (SOM) contents

### 2.2 不同空间预测方法的预测精度

从不同空间预测方法100次三折独立验证的结果 (图3) 来看。OK方法的预测误差最大, 空间预测的均方根误差 (RMSE) 均值为6.97 g·kg<sup>-1</sup>, 仅能解释SOM方差的9.7%; 当整合与SOM相关性最强的辅助预测因子TN后, RK和RF预测方法的RMSE均值分别降低至5.25 g·kg<sup>-1</sup>和4.97 g·kg<sup>-1</sup>, 分别降低了25%和29%, 同时, RK和RF方法预测结果对SOM方差的解释程度分别提高到了51%和55%, RF方法均方根误差的四分位距亦较RK方法小, 表明整合与SOM相关性最强的辅助预测因子TN时, RF方法预测的稳健性更好。然而, 当不整合与SOM相关性最强的辅助预测因子TN时, 进入空间预测过程的其余辅助预测因子与SOM的相关性减弱 (表1、表2), RK和RF方法预测的RMSE均值也分别增加至6.21 g·kg<sup>-1</sup>和6.29 g·kg<sup>-1</sup>, 相应

的SOM方差解释程度亦分别降低至29%和28%，同时，RK方法均方根误差的四分位距也较RF方法稍小，表明在不整合与SOM相关性强的辅助因子TN时，RK方法预测的精度及稳健性较RF方法稍好。此外，尽管不整合与SOM相关性最强的辅助预测因子TN时，SOM的预测精度要较整合辅助预测因子TN时低，但其预测精度依然较OK方法高。



注：GEOS表示克里格方法；TN代表考虑全氮因子；No-TN代表不考虑全氮因子 Note: GEOS stands for kriging method; TN for the factor of total TN; No-TN for exclusion of the factor of TN

图3 不同空间预测方法的预测误差对比

Fig. 3 Comparison between the spatial prediction methods in deviation

### 2.3 SOM的空间分布特征

从不同方法预测的SOM含量空间分布图来看（图5），SOM含量空间分布的总体趋势大体一致，主要表现为研究区西部的丹阳-金坛-溧阳一线含量相对较低，SOM含量变化范围集中在15~35 g·kg<sup>-1</sup>，而研究区东部到东南部的常熟-昆山-吴江一线SOM含量相对较高，大多数为25~45 g·kg<sup>-1</sup>。OK方法预测的SOM含量空间分布模式表现为具有较多的、局部分布的岛状高值区和低值区，且岛状区域分布较为零散。与OK方法相比，RK和RF两种方法预测的SOM空间分布的低值区连续性稍好，同时，昆山南部和吴江南部的SOM高值区也得到了更好的表达。然而，考虑到是否整合与SOM相关性最强的辅助预测因子时，RK和RF两种方法预测的SOM空间分布也存在一定的差异性。当在空间预测过程中整合了与SOM相关性最强的辅助预测因子（比如TN）时，除了RF方法能够进一步表达太仓东部地区的SOM低值区外，RK和RF两种方法预测的SOM空间分布基本完全一致；当

移除与SOM相关性最强的辅助预测因子TN后，其余辅助预测因子与SOM的相关性较弱，此时，与RK方法预测的SOM空间分布模式相比，RF预测结果中，研究区西部丹阳-金坛-溧阳一线的SOM含量低值区范围变大，同时研究区东部的SOM高值区的范围亦明显增加。

## 3 讨 论

### 3.1 不同方法的预测精度

在样点数量及样点空间位置不变的条件下，OK方法的空间预测精度在很大程度上取决于待预测目标土壤属性的空间变异结构<sup>[19]</sup>。从SOM含量半方差函数的拟合结果来看（表3），研究区SOM含量的空间相关性较弱，其中块金值与基台值的比值高达83%，表明耕作、施肥等随机因素的强烈影响削弱了SOM的空间自相关性<sup>[20]</sup>，可能是导致OK方法预测精度低的主要原因之一。

整合与SOM具有一定相关性的辅助预测因子后，RK和RF方法均能在一定程度上提高SOM的空间预测精度。Knotters<sup>[21]</sup>和Ahmed<sup>[22]</sup>研究结果表明，在插值方法中使用辅助因子有两个重要特性需要考虑，首先是辅助因子和目标变量之间的相关性强弱，其次是预测的残差是否具有一定的空间结构性。当整合与SOM相关性较强的辅助预测因子（比如TN）后，RF的预测精度显著提高，表明RF方法预测精度主要受目标变量与辅助预测因子间的相关性强弱所控制。而对于RK方法而言，整合高相关性的辅助预测因子的预测精度也较不整合时要高，但由于整合高相关性的辅助预测因子后分离出的残差缺乏空间相关性而导致RK方法的预测精度低于RF方法。

在不整合高度相关的辅助预测因子TN的条件下，RK方法预测精度仍然较RF方法稍高，表明RK方法的预测精度除了与目标变量（比如本研究中的SOM）和辅助因子间的相关性强弱有关外<sup>[23]</sup>，还在很大程度上受目标变量多元回归（MLR）预测残差的空间变异结构影响<sup>[24]</sup>。比如，从整合与不整合辅助预测因子TN的MLR残差的半方差函数对比来看（表3），在辅助数据与SOM相关性较强的条件下（整合TN后），由于SOM的大部分趋势组分被MLR所分离，导致SOM的残差半方差函数基

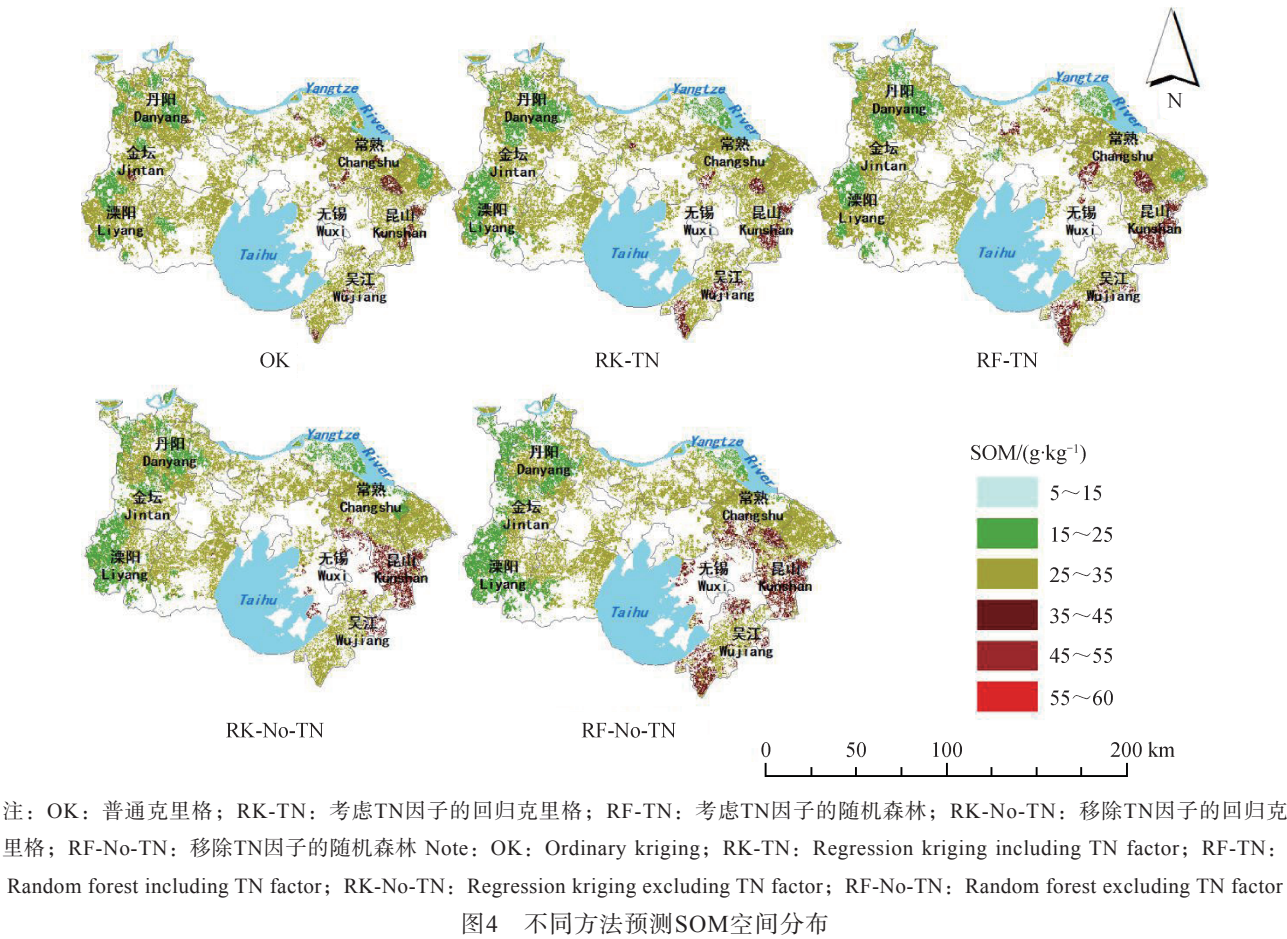


Fig. 4 SOM spatial distribution maps based on prediction using different prediction methods

表3 土壤有机质含量的半方差函数模型及拟合参数

| Table 3 Semi-variogram model and fitting parameters of soil organic matter content |                 |                |             |                          |              |               |              |
|--|-----------------|----------------|-------------|--------------------------|--------------|---------------|--------------|
| 变量<br>Variables  | 模型<br>Models    | 块金值<br>Nuggets | 基台值<br>Sill | 块金值/基台值<br>Nugget/Sill/% | 变程<br>Ranges | 决定系数<br>$R^2$ | 残差平方和<br>RSS |
| 普通克里格<br>OK  | 球状<br>Spherical | 35             | 42          | 83                       | 22 000       | 0.17          | 148          |
| 保留全氮的回归克里格<br>RK-TN  | 线性<br>Linear    | 27             | 27          | 100                      | —            | 0.09          | 59           |
| 去除全氮的回归克里格<br>RK-No-TN   | 球状<br>Spherical | 29             | 37          | 78                       | 12 000       | 0.34          | 50           |

本为纯块金效应，即趋势性组分预测精度高而残差预测精度降低；而在辅助数据与SOM的相关性较弱的条件下（不整合TN），尽管辅助数据MLR分离的SOM趋势组分相对较少，但SOM残差的半方差函数相比于整合TN条件下依然具有一定的结构性，从而残差的预测精度能够有所提升。从数据来源分析，由于土壤全氮含量获取成本较高，而移除全氮因子后回归模型中保留的气象、DEM、土壤

图及初始SOM含量等辅助预测数据（表1）则相对较为容易获取，因此，从这一点来看，在辅助预测数据与SOM有相关性，但相关性相对较弱的条件下，传统的RK方法在本研究区SOM空间预测上仍然具有较高的应用价值。

3.2 不同方法预测结果局限性

本研究区地势平坦，DEM获取的地形因子在SOM预测应用中还有一定的局限性，同时，本研



究区土壤受人为活动影响强烈,目前容易获取、相对廉价且可能用于辅助SOM空间预测的数据在提高本研究区SOM空间预测精度方面还面临诸多挑战。比如,相对于本研究区的面积( $2.7\text{万km}^2$ )而言,尽管土壤湿度、温度、氮肥施用量等辅助数据比较容易获取,但依然存在空间分辨率相对较低,难以和SOM观测点数据进行尺度匹配等问题。Li<sup>[25]</sup>利用RK方法预测SOM空间分布的研究结果表明,目标变量和辅助因子的空间尺度匹配性直接影响SOM的空间预测精度。因此,如何对现有容易获取且廉价但相对粗糙的辅助数据进行尺度转换以便更好地识别辅助数据与SOM间潜在的相关性是未来需要进一步研究的问题。此外,对本研究区而言,SOM除了受土壤类型等环境因子影响外,SOM含量特别是表层SOM含量还受施肥、耕作、秸秆管理等农业管理措施的强烈影响<sup>[26]</sup>。作物残茬的C输入是影响农田土壤SOM含量的重要因素之一<sup>[27]</sup>,整合土壤C输入来预测SOM的空间分布不但能在一定程度上间接地反映农业管理措施等人为活动对SOM空间分布区域差异性的潜在影响,也可能在一定程度上提高SOM空间预测精度。然而,从本研究区C输入与SOM间的相关性分析来看,其直接的相关性还相对较弱。这不但与NOAA AVHRR遥感数据估算的NPP空间分辨率相对较低且存在混合像元等问题有关,也与研究区的农田土壤C输入来源相对复杂(比如,除了根茬C输入外还有有机肥等C输入等)有关。因此,在平原地区人为活动因子影响强烈的条件下,寻找与SOM相关性强的、容易获取且廉价的其他辅助预测替代因子,或者开发适宜的辅助数据降尺度方法以实现辅助数据与SOM实测点数据的尺度匹配,将是实现平原地区强烈人为作用影响下SOM空间有效预测的重要途径之一。

## 4 结 论

OK、RK和RF三种方法对苏南地区农田表层SOM含量空间预测结果的对比分析表明:(1)三种方法预测的SOM空间分布总体趋势大体一致,总体表现为东高西低,但SOM空间分布的局部细节存在一定的差异性。从预测精度来看,OK方法预测的平均RMSE为 $6.97\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,RK和RF在保留

相关性最强的辅助因子TN时平均RMSE分别为 $5.25\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $4.97\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,而在移除相关性最强的辅助因子TN后,平均RMSE分别为增加至 $6.21\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $6.29\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,因此,RK和RF预测精度均较OK要高,且RK和RF均随辅助因子与SOM的相关性变强而预测精度增加。(2)RK和RF的预测精度存在一定的差异,表现为保留相关性最强的TN时,RF的预测精度较RK要高,但移除TN后,RK较RF精度稍高。因此,考虑到TN的获取成本及移除TN后进行预测模型的辅助因子可获取性问题,RK方法在辅助因子与SOM相关性较弱的条件下对本研究区依然有较高的应用价值。(3)RK和RF的预测精度均与辅助因子和SOM间的相关性强弱有关,但目前能够通过公开途径免费获取的相关辅助数据对于本研究区而言还存在分辨率相对较低等问题,因此,如何寻找与SOM相关性强的、容易获取且廉价的其他辅助因子预测替代因子,或者开发适宜的辅助因子降尺度方法以实现辅助因子与SOM实测数据的尺度匹配,将是实现平原地区强烈人为作用影响下SOM空间预测的重要挑战。

## 参 考 文 献

- [1] 黄昌勇,徐建明.土壤学.第3版,北京:中国农业出版社,2000:1—380  
Huang C Y, Xu J M. Pedology (In Chinese). 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 1—380
- [2] 张法升,曲威,尹光华,等.基于多光谱遥感影像的表层土壤有机质空间格局反演.应用生态学报,2010,21(4):883—888  
Zhang F S, Qu W, Yin G H, et al. Spatial pattern of surface soil organic matter based on remotely sensed multispectral image (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2010, 21(4): 883—888
- [3] Jenny H. Factors of soil formation. Soil Science, 1941, 42(5): 415
- [4] Sauer T J, Cambardella C A, Meek D W. Spatial variation of soil properties relating to vegetation changes. Plant and Soil, 2006, 280: 1—5
- [5] Rama M P, Jiro K, Shinya T. A kriging method of interpolation used to map liquefaction potential over alluvial ground. Engineering Geology, 2013, 152: 26—37
- [6] 徐尚平,陶澍,曹军,等.内蒙古土壤pH值、黏粒和有机质含量的空间结构特征.土壤通报,2001,32(4):145—148



- Xu S P, Tao S, Cao J, et al. Spatial structure pattern of soil pH, clay and organic matter contents in the Inner Mongolia area (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2001, 32 (4): 145—148
- [ 7 ] Mushtaq A W, Wani J A, Bhat M A, et al. Mapping of soil micronutrients in Kashmir agricultural landscape using ordinary kriging and indicator approach. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 2013, 41 (2): 319—329
- [ 8 ] Heba E, Mohamed A, Adel A A, et al. Spatial variation of soil carbon and nitrogen pools by using ordinary kriging method in an area of north Nile Delta, Egypt. *Catena*, 2014, 113: 70—78
- [ 9 ] Hengl T, Heuvelink G B M, Stein A. A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging. *Geoderma*, 2004, 120: 75—93
- [ 10 ] Andrew S, Ganesh P, Keith S. Evaluating regression-kriging for mid-infrared spectroscopy prediction of soil properties in western Kenya. *Geoderma Regional*, 2017, 10: 39—47
- [ 11 ] Mareike L, Bruno G, Bernd H. Uncertainty in the spatial prediction of soil texture comparison of regression tree and random forest models. *Geoderma*, 2012, 170: 70—79
- [ 12 ] Dharumarajan S, Hegde R, Singh S K. Spatial prediction of major soil properties using random forest techniques- A case study in semi-arid tropics of South India. *Geoderma Regional*, 2017, 10: 154—162
- [ 13 ] Zhi J J, Zhang G L, Yang F, et al. Predicting mattic epipedons in the northeastern Qinghai-Tibetan Plateau using random forest. *Geoderma Regional*, 2017, 10: 1—10
- [ 14 ] 张甘霖, 龚子同. 土壤调查实验室分析方法. 北京: 科学出版社, 2012: 1—254
- Zhang G L, Gong Z T. Soil survey laboratory methods (In Chinese). Beijing: Science Press, 2012: 1—254
- [ 15 ] 周睿, 潘贤章, 王昌坤, 等. 区域农田有机物质投入量的估算方法——以陕西长武县为例. *土壤*, 2013, 45 (5): 862—867
- Zhou R, Pan X Z, Wang C K, et al. Estimation method for inputs of organic matter to regional farmland-Taking Changwu County as a case study (In Chinese). *Soils*, 2013, 45 (5): 862—867
- [ 16 ] 苏晓燕, 赵永存, 杨浩, 等. 不同采样点数量下土壤有机质含量空间预测方法对比. *地学前缘*, 2011, 18 (6): 34—40
- Su X Y, Zhao Y C, Yang H, et al. A comparison of predictive methods for mapping the spatial distribution of soil organic matter content with different sampling densities (In Chinese). *Earth Science Frontiers*, 2011, 18 (6): 34—40
- [ 17 ] 赵北庚. 基于R语言randomForest包的随机森林建模研究. *计算机光盘软件与应用*, 2015 (2): 152—153
- Zhao B G. The research of random forest model based on random Forest package by using R language (In Chinese). *Computer CD Software and Applications*, 2015 (2): 152—153
- [ 18 ] 沈雨. 基于模型和GIS的江苏省农田土壤有机碳动态研究. 南京: 南京农业大学, 2003
- Shen Y. Simulation and prediction of soil organic carbon dynamics in Jiangsu Province based on model and GIS techniques (In Chinese). Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2003
- [ 19 ] 秦耀东. 土壤空间变异研究中的半方差问题. *农业工程学报*, 1998, 14 (4): 42—47
- Qin Y D. Semi-variogram problems in soil spatial variability (In Chinese). *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 1998, 14 (4): 42—47
- [ 20 ] Hu K L, Li H, Li B G, et al. Spatial and temporal patterns of soil organic matter in the urban-rural transition zone of Beijing. *Geoderma*, 2007, 141: 302—310
- [ 21 ] Knotters M, Brus D J, Oude Voshaar J H. A comparison of kriging, co-kriging and kriging combined with regression for spatial interpolation of horizon depth with censored observations. *Geoderma*, 1995, 67: 227—246
- [ 22 ] Ahmed S, De Marsily G. Comparison of geostatistical methods for estimating transmissivity using data on transmissivity and specific capacity. *Water Resources Research*, 1987, 23: 1717—1737
- [ 23 ] Watt M S, Palmer D J. Use of regression kriging to develop a carbon: Nitrogen ratio surface for New Zealand. *Geoderma*, 2012, 183: 49—57
- [ 24 ] 赵永存, 史学正, 于东升, 等. 不同方法预测河北省土壤有机碳密度空间分布特征的研究. *土壤学报*, 2005, 42 (3): 379—385
- Zhao Y C, Shi X Z, Yu D S, et al. Different methods for prediction of spatial patterns of soil organic carbon density in Hebei Province, China (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42 (3): 379—385
- [ 25 ] Li Y. Can the spatial prediction of soil organic matter contents at various sampling scales be improved by using regression kriging with auxiliary information. *Geoderma*, 2010, 159: 63—75
- [ 26 ] 杨帆, 徐洋, 崔勇, 等. 近30年中国农田耕层土壤有

机质含量变化.土壤学报, 2017, 54 (5): 1047—1056

Yang F, Xu Y, Cui Y, et al. Variation of soil organic matter content in cropland of China over the last three decades (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54 (5): 1047—1056

[27] Anyanzwa H, Okalebo J R, Othieno C O, et al. Effects of conservation tillage, crop residue and cropping systems on changes in soil organic matter and maize-legume production: A case study in Teso District. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2010, 88: 39—47

## Comparison Analysis of Methods for Prediction of Spatial Distribution of Soil Organic Matter Contents in Farmlands South Jiangsu, China

XIE Enze<sup>1,2</sup> ZHAO Yongcun<sup>1,2†</sup> LU Fangyi<sup>1,2</sup> SHI Xuezheng<sup>1,2</sup> YU Dongsheng<sup>1,2</sup>

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract** 【Objective】 Soil organic matter (SOM) plays a key role in maintaining soil quality and functions and crop productively and a critical role in global C recycling. Therefore, knowledge and understandings of spatial distribution patterns of SOM are important to sustainable utilization of soil resources, guarantee of food security, and mitigation of the momentum of global climate change. 【Method】 A total of 413 cropland topsoil samples (0~20 cm) were collected from the southern parts of Jiangsu Province for analysis of SOM contents, and ordinary kriging (OK), regression kriging (RK), and random forest (RF) methods were employed for mapping spatial distribution of SOM contents. Auxiliary data such as soil type, topographic factors derived from DEM, climate, soil temperature and moisture, soil properties, and agricultural management practices (N fertilization rate and C input by crop residues) varying in spatial resolution were first scaled into grids 300 m in resolution using either the kriging interpolation or neighborhood averaging method, and then the auxiliary factors screened by a stepwise-regression process were used in RK and RF predictions of SOM. Moreover, to identify impacts of the correlations between auxiliary factors and SOM content on spatial prediction of SOM contents in accuracy, the root mean square errors (RMSE) derived by RK and RF methods were also compared between the situations of removing and retaining the auxiliary factor with highest correlation coefficient. 【Result】 The SOM spatial distribution patterns derived with the OK, RK and RF methods were quite similar, that is to say, SOM contents in the eastern parts of the study area are relatively high, whereas those in the western parts are low. But local differences did exist in detail of SOM distribution prediction between the methods can be intuitively observed. The OK method was the lowest in prediction accuracy, with mean RMSE being  $6.97 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$  and lower than the RK and RF methods, of which the mean RMSE of the RK and RF methods was lowered down to 5.25 and  $4.97 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , respectively, when total nitrogen (TN) of the auxiliary factors that were most closely related to SOM was integrated. However, when TN of these auxiliary factors was removed, the RMSE predicted with RK and RF was lower than that with OK, being 6.21 and  $6.29 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , respectively, while the average explained variance was decreased to 29% and 28%, respectively. However, the RK and RF methods are still better than the OK method, as the RMSE derived by OK was as high as  $6.97 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , and the explained variance of OK was only 9.7%. 【Conclusion】 RK and RF are both higher than OK in prediction accuracy, however, the difference in prediction accuracy between RK and RF depends

on degree of the correlation between the auxiliary factors and SOM. When auxiliary factors most closely related to SOM, such as TN was included in the prediction, RF was better than RK; while those were excluded, RK was slightly better than RF, indicating that RK is still promising due to the relatively high-cost of TN measurement. In addition, prediction accuracy of RF largely depends on degree of the correlation between the auxiliary data and SOM, when TN was removed from the RF prediction, the predicted RMSE increased significantly, indicating that the current easily attainable and available low-cost auxiliary are still facing many challenges in improving SOM prediction accuracy in plain regions with strong anthropogenic influences. Consequently, developments of new scaling methodology for raw auxiliary data or new higher resolution auxiliary data for quantifying relationships between auxiliary data and SOM are critical for improving accuracy of the prediction of SOM in plain areas with intensifying anthropogenic influences.

**Key words** Spatial prediction; Kriging; Random forest models; Soil organic matter

(责任编辑：檀满枝)

# 淳化黄土—古土壤序列黏土矿物分布特征及古环境意义\*

张青青<sup>1, 3</sup> 黄菁华<sup>1, 2</sup> 姚 军<sup>4</sup> 胡斐南<sup>1, 2</sup> 霍 娜<sup>4</sup> 尚应妮<sup>4</sup> 常闻谦<sup>4</sup>  
赵世伟<sup>1, 2†</sup>

(1 中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心, 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西杨凌 712100)

(2 西北农林科技大学, 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西杨凌 712100)

(3 中国科学院大学, 北京 100049)

(4 西北农林科技大学资源环境学院, 陕西杨凌 712100)

**摘 要** 黄土-古土壤序列是记录第四纪气候环境变化的良好信息载体之一。以黄土高原南缘陕西省淳化黄土-古土壤序列为研究对象, 通过X射线衍射法对黄土-古土壤剖面黏土矿物进行定性半定量分析, 调查不同土层黏土矿物相对含量及伊利石/绿泥石比值(I/C值)的变化规律, 并结合伊利石结晶度的变化特征, 探讨不同土层黏土矿物特征所对应的气候变化规律, 揭示黄土高原南部地区在更新世时期的气候环境演变规律。结果表明: (1) 淳化剖面黏土矿物的相对含量、I/C值以及伊利石结晶度IC值在反演古气候方面具有较好的指示性。(2) 淳化剖面不同土层的黏土矿物类型基本相同, 但其相对含量存在差异。在WL-3~S5阶段, 即早更新世至中更新世中期, 黏土矿物的组合类型为伊利石-蒙脱石-绿泥石-高岭石-蛭石, 其中早更新世至中更新世早期(WL-3~L11阶段), 伊利石相对含量相对偏低, 气候以温凉为主, 而中更新世中期(S10~S5阶段), 伊利石相对含量上升, 但蒙脱石、绿泥石含量均降低, 气候相对温湿; 在中更新世晚期(L5~S1阶段), 黏土矿物的组合类型改变为伊利石-绿泥石-蛭石-高岭石-蒙脱石, 以伊利石和绿泥石为主, 气候较为干冷。黏土矿物类型及含量表明淳化地区从早更新世早期到中更新世晚期气候环境总体干冷化, 并经历了温凉-温湿-干冷的变化过程。(3) I/C值以及伊利石结晶度IC值从剖面底部到顶部均经历了由小到大再到小的过程, 它们与黏土矿物的含量所反映的气候变化规律一致。本研究有助于探索黄土高原南部地区在更新世时期的气候环境变化, 为全面了解更新世黄土高原不同地区第四纪气候环境演变提供依据。

**关键词** 淳化黄土-古土壤序列; 黏土矿物; 伊利石结晶度; 古气候

**中图分类号** S153 **文献标识码** A

黄土高原完整的黄土-古土壤序列是记录第四纪生物气候环境变化的良好信息载体之一, 常用来探讨黄土高原第四纪季风气候与成壤环境的变化

规律, 揭示该地区古气候环境的演化模式<sup>[1-2]</sup>。目前, 科学工作者已通过分析黄土-古土壤地层中的粒度、磁化率、分子化石、颜色、氮稳定同位素等

\* 国家自然科学基金项目(31500449)、中国科学院西部之光项目(XAB2015B05)和中国科学院黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室开放基金项目(A314021402-1515)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 31500449), West Light Foundation of the Chinese Academy of Sciences (No. XAB2015B05) and Open Fund of State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Chinese Academy of Sciences (No. A314021402-1515)

† 通讯作者Corresponding author, E-mail: swzhao@ms.iswc.ac.cn

作者简介: 张青青(1992—), 女, 山西运城人, 硕士研究生, 主要从事土壤化学与环境研究。E-mail: qqzhang19921119@163.com

收稿日期: 2017-11-20; 收到修改稿日期: 2017-12-08; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2018-04-11



的分布特征,对黄土-古土壤序列中蕴含的古气候环境信息进行了一系列研究<sup>[3-7]</sup>。而近年来,有关黏土矿物在沉积物中的分布特征及其对古环境气候的指示意义也得到了日益广泛的关注。黏土矿物作为地表风化作用中的产物,广泛存在于第四纪沉积物中,且其形成和转化与气候条件等因素密切相关<sup>[8]</sup>。气候(主要是温度和降雨量)对黏土矿物的类型与含量起决定性作用。在不同气候条件下,由于风化作用的类型和强度不同,从而沉积物的发育程度不同,进而导致形成的黏土矿物类型及结构特征也有所差异<sup>[9]</sup>。与其他古气候替代指标,例如孢粉等相比,黏土矿物不仅可以指示较长时间尺度气候环境的演变,也可作为短时间尺度(几十年)的气候变化指标<sup>[10]</sup>,并因其可以剔除后期沉积、成壤的影响,以及其亚结构对环境变化非常敏感等优点,已被广泛地应用于古气候方面的研究<sup>[11]</sup>。

已有研究发现我国不同气候带黄土中的黏土矿物组合具有明显的地带性特征<sup>[12]</sup>。黄土中的黏土矿物组合特征及其含量不仅可反映物源的古环境信息,也可指示黄土堆积期后的生物气候环境。殷科等<sup>[13]</sup>通过研究临夏地区黄土-古土壤沉积物的黏土矿物相对含量变化特征,推测出末次间冰期以来临夏地区可能经历相对暖湿—冷干—相对暖湿—冷干的气候转变。孙仲秀<sup>[14]</sup>对东北风成黄土-古土壤黏土矿物的变化特征进行分析,研究表明:夏季风强烈时期古土壤层的伊利石的含量、I/C值较高,冬季风强烈时期黄土层的伊利石的含量、I/C值较低,且黏土矿物所反映的气候变化特征与古气候指标深海氧同位素曲线反映的冰期—间冰期的交替特征相一致。因此研究黄土沉积物中黏土矿物的组成、含量及晶型结构特征,对于推测黄土形成时期不同地区的气候环境具有重要意义。但目前有关黄土-古土壤中黏土矿物与第四纪气候环境的研究区仍以黄土高原的中部以及北部为主,对水热条件相对较好的黄土高原南缘区域研究较少。已有少数关于黄土高原南部地区黄土沉积物的研究,包括地磁学、古生物学等方面特征的研究,也多集中于探索全新世时期古气候的演变规律<sup>[15-16]</sup>,而较少有关于更新世时期古气候环境的报道。

因此,本文以黄土高原南缘的陕西淳化黄土-古土壤剖面为研究对象,通过分析剖面上不同黄土层与古土壤层中黏土矿物的含量与组合类型、伊

利石与绿泥石的比值(I/C值)以及伊利石结晶度(IC值)的变化,探讨不同土层黏土矿物特征所对应的气候变化规律,揭示早更新世至中更新世淳化黄土-古土壤序列形成与该地区古气候环境演变的对应关系,为全面认识更新世黄土高原不同地区的气候环境演变提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况与样品采集

供试土壤采自淳化黄土-古土壤剖面,该剖面位于陕西咸阳北部的淳化县秦庄沟(34° 48' 07" N, 108° 41' 28" E),属于黄土高原南部地区(图1)。剖面总厚度约82 m,自下而上包括:早更新世午城黄土、中更新世离石黄土、晚更新世马兰黄土以及全新世黄土(即WL-3~S0),属于发育连续且完整的黄土-古土壤地层序列。该区主要受东亚季风影响,属于暖温带半湿润气候,年平均气温10.4℃,年均降水量为610 mm,降雨多集中在7—9月份且多以暴雨形式出现。

本研究选取淳化剖面形成于早更新世早期至中更新世的黄土与古土壤层的土壤样品(WL-3~S1)进行分析。其中复合古土壤层S5依据土层特征划分为上、中、下三层采样,分别标记为S5-1、S5-2、S5-3,除S9与L10每层采集6个样品外,其余土层均按厚度每层均匀采集3个样品作为重复,共采集土样114个。将采集到的土壤样品自然风干,去除根系和石砾过2 mm孔筛,磨细待用。

本研究剖面所取样各层的特征自上而下描述如下:

#### (1) 离石黄土上部:

S1: 10YR 5/6,棱柱状结构,黏粒胶膜和次生碳酸盐随裂隙和生物孔隙发育,厚0.91 m。

L2: 7.5YR 7/4,疏松,多孔,碳酸盐呈白色小点分布,厚6.50 m。

S2: 7.5YR 6/4,黏化层团粒结构明显,碳酸盐呈白色斑点,底部钙结核稀疏分布,厚2.00 m。

L3: 10YR 6.5/4,疏松,多孔,有少量碳酸钙小结核,厚3.92 m。

S3: 7.5YR 6/6,底部钙结核稀疏分布,厚1.90 m。

L4: 10YR 7/4,多虫孔,碳酸钙结核分布于

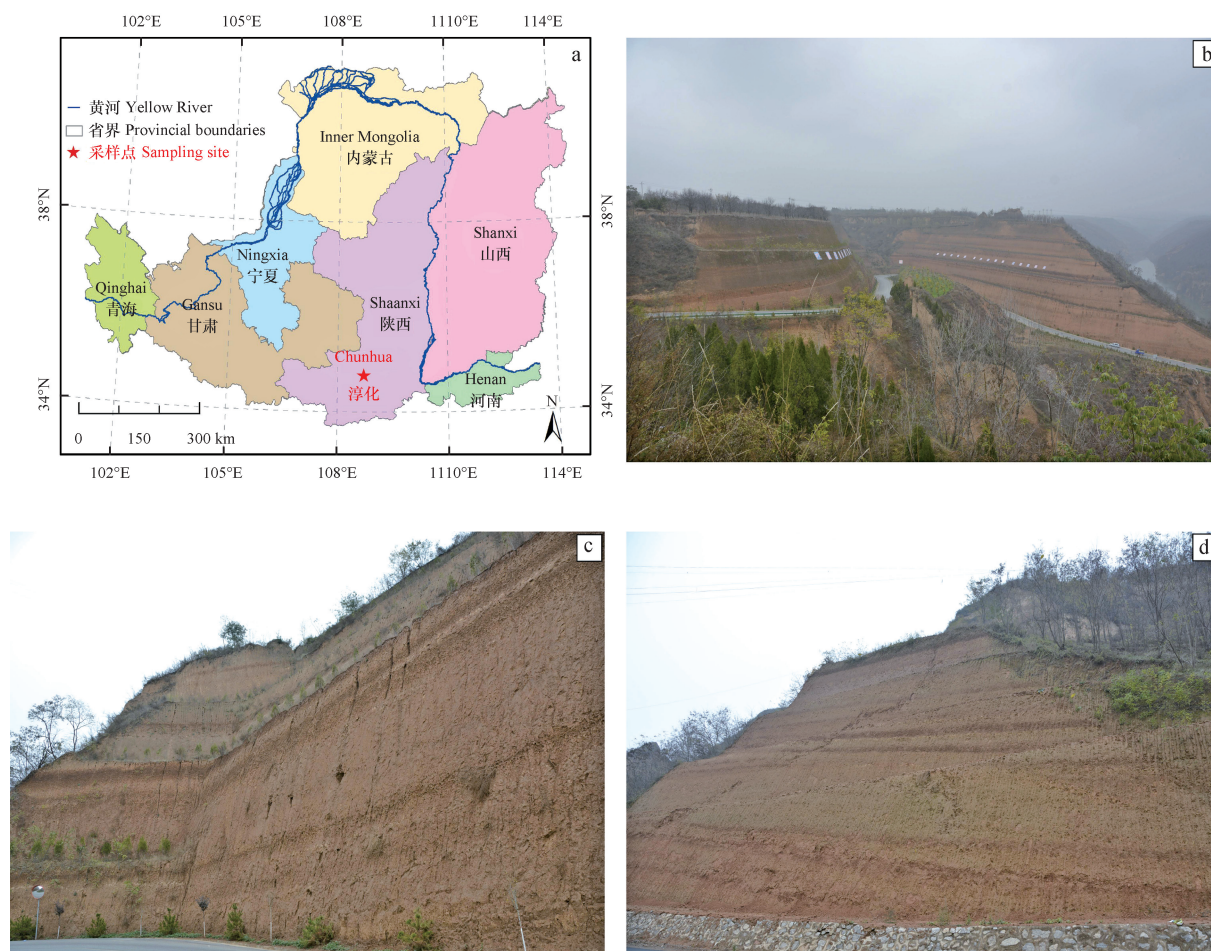


图1 淳化黄土-古土壤剖面地理位置及照片

Fig. 1 Location and photographs of the Chunhua loess-paleosol profile

顶部, 底部有少量的蜗牛化石, 厚3.30 m。

S4: 10YR 5.5/6, 可见蚯蚓孔道和昆虫形成的丸粒, 零星分布有菌丝状和管状碳酸盐, 厚2.30 m。

L5: 7.5YR 7/4, 顶部有浅白色渗透状的钙结核, 底部含疏松的碳酸盐渗透物, 厚4.20 m。

离石黄土下部:

S5-1: S5复合古土壤层第一层, 10YR 5.5/6, 红黑色铁锰胶膜沿节理、裂隙分布, 厚2.33 m。

S5-2: S5复合古土壤层第二层, 10YR 6/6, 有铁锰物质分布, 厚2.08 m。

S5-3: S5复合古土壤层第三层, 7.5YR 6/6, 未见白色碳酸钙分布, 厚1.97 m。

L6: 7.5YR 7/4, 有黑色铁锰质斑点分布, 厚4.50 m。

S6: 7.5YR 6/6, 黏粒胶膜较少, 底部有少量钙质结核, 厚1.05 m。

L7: 7.5YR 7/3, 致密结实, 碳酸盐呈斑状或

沿孔分布, 厚1.93 m。

S7: 7.5YR 6/4, 白色钙膜呈网脉和薄膜状分布, 未见黏粒胶膜, 厚1.08 m。

L8: 7.5YR 7/4, 白色碳酸盐呈细网状分布, 厚1.94 m。

S8: 7.5YR 6/6, 白色碳酸盐沿裂隙、孔洞分布, 厚1.50 m。

L9: 上砂质黄土层, 10YR 7/3, 具有少量大孔和大量黑褐色小斑点, 底部有红色黏质丸粒, 少量钙质小结核零星分布, 厚5.75 m。

S9: 7.5YR 6/6, 有大孔、根孔和虫孔分布, 厚1.55 m。

L10: 7.5YR 6.5/4, 有少量斑状白色碳酸盐、菌丝及零星小结核, 厚1.15 m。

S10: 7.5YR 6/6, 根孔、虫孔发育, 碳酸盐沿根孔或呈白点状分布, 厚1.55 m。

L11: 7.5YR 7/4, 白色碳酸盐沿根孔分布, 含



少量黑褐色锰质斑点, 厚4.00 m。

S11: 7.5YR 6/4, 少量碳酸盐沿根孔分布, 厚0.70 m。

L12: 10YR 7/4, 有碳酸盐菌丝分布, 厚1.25 m。

S12: 7.5YR 7/4, 碳酸盐以假菌丝状分布, 厚0.80 m。

L13: 7.5YR 7/4, 底部近古土壤处有红色黏土质掺杂, 厚1.10 m。

S13: 7.5YR 6/6, 有花瓣结构, 厚0.70 m。

L14: 7.5YR 7/4, 有红色黏土质混杂现象, 厚1.50 m。

S14: 7.5YR 6/6, 碳酸盐呈菌丝状分布, 厚0.80 m。

L15: 下砂质黄土层, 7.5YR 7/4, 具有大量黑色小点, 碳酸盐呈斑点和菌丝状分布, 含零星小结核, 厚7.60 m。

## (2) 午城黄土:

WS-1: 7.5YR 6/6, 厚0.60 m。WL-1: 7.5YR 7/4, 厚1.00 m。WS-2: 7.5YR 7/4, 厚0.70 m。WL-2: 7.5YR 7/4, 厚1.90 m。WS-3: 7.5YR 6/6, 厚0.70 m。WL-3: 7.5YR 7/3, 厚1.40 m。

## 1.2 实验与测试方法

取10 g过2 mm孔筛的土壤样品, 分别用0.2 mol·L<sup>-1</sup>的稀盐酸和10%的双氧水去除碳酸盐和有机质, 用0.5 mol·L<sup>-1</sup>氢氧化钠调节土壤悬液pH为7.3, 经过超声波分散, 根据Stokes自由沉降法提取小于2 μm黏粒。将黏粒分别制成镁饱和甘油定向片(Mg-glycerol)、钾饱和定向片(K-25℃), 以及钾饱和定向片加热300℃和500℃(2h)(K-300℃、K-500℃)共四种处理进行分析。黏土矿物的分析测试均在中国科学院南京土壤研究所进行, 应用日本理学Ultima IV射线衍射仪进行测试分析, 仪器参数设置为X光管: Cu靶, 管压40 kV, 管流40 mA, 滤波: 石墨单色器, 扫描步长0.02°, 扫描速度2°·min<sup>-1</sup>。

分析土壤样品的四种处理的X射线衍射图谱特征峰, 根据所得的衍射数据(晶面间距d值和相对强度)与矿物的标准数据(国际衍射数据中心ICDD, 粉末衍射文件PDF)进行对比鉴定矿物种类, 并通过分析Mg-glycerol处理样品中矿物的最强衍射峰与标准矿物最强衍射峰比值求得各矿物的相对百分含量。

伊利石结晶度用Kübler指数来表征, 即用Mg-glycerol图谱1.0 nm衍射峰处的半高宽表征<sup>[17]</sup>(IC, 单位为°Δ2θ)。根据Diekmann等<sup>[18]</sup>分类标准, IC < 0.4°Δ2θ, 表示伊利石结晶度非常好, 0.4°Δ2θ < IC < 0.6°Δ2θ, 表示伊利石结晶度好, 0.6°Δ2θ < IC < 0.8°Δ2θ, 表示伊利石结晶度中等, IC > 0.8°Δ2θ, 表示伊利石结晶度差。

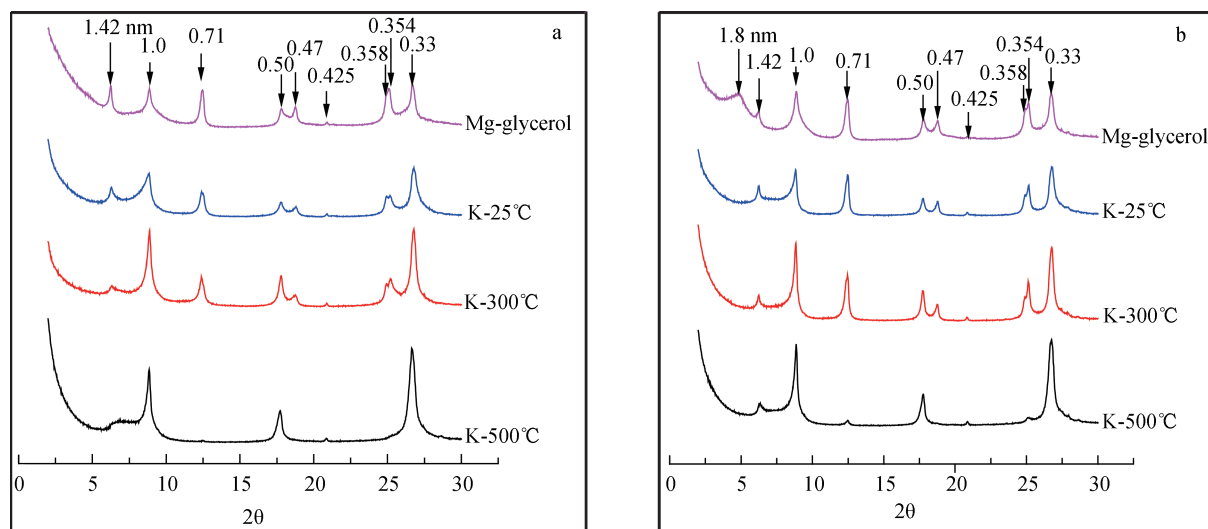
## 2 结 果

### 2.1 黏土矿物定性特征

本研究中, 依据土壤样品X衍射图谱衍射峰的位置变化来对黏土矿物进行定性分析。结果表明, 淳化黄土-古土壤剖面不同土层间的黏土矿物种类较为相似, 除S3和WL-1土层中不存在蒙脱石或含有极少量检测不出来的蒙脱石, 其余黄土与古土层均含有伊利石、蒙脱石、高岭石、绿泥石、蛭石。本文以古土壤S3和黄土L4为例描述黏土矿物的定性分析结果(图2)。在这两个土层的四种图谱中均存在1.0 nm、0.5 nm、0.33 nm的衍射峰, 且位置未发生变动, 表明黏土矿物中伊利石的存在。在图2b中, Mg-glycerol图谱1.8 nm处有弱的宽峰及较高的背景基台值, K-25℃饱和处理后的1.8 nm衍射峰收缩至1.0 nm, 这说明黄土层L4中含有少量的弱晶型蒙脱石和(或)伊/蒙混层矿物<sup>[19]</sup>。而在图2a中, Mg-glycerol图谱中1.8 nm衍射峰不存在, 表明S3不含或含有极少量检测不出来的蒙脱石。相对于Mg-glycerol图谱, K-25℃图谱中1.4 nm峰的峰强减弱, 并向低d值偏移, 使得1.0 nm峰峰强相对增强, K-300℃图谱中1.0 nm处出现了一个强峰, 这说明该土层同时含有蛭石类矿物和绿泥石, 在K-500℃图谱中仍有1.4 nm峰的存在表明黏土矿物中含有绿泥石。Mg-glycerol图谱中0.71 nm的峰在K-500℃处理的图谱中消失, 这意味着存在一定量的高岭石。0.425 nm处微弱峰的存在说明含有少量的石英。

### 2.2 黏土矿物的相对含量分布特征

淳化黄土-古土壤剖面不同土层黏土矿物半定量的分析结果(图3)表明, 剖面不同土层的黏土矿物组合类型和数量存在差异。在整个黄土-古土壤剖面上, 黏土矿物以伊利石为主



注: a: 古土壤层S3; b: 黄土层L4 Note: a: Paleosol layer S3; b: Loess layer L4

图2 淳化剖面代表性土壤样品黏土矿物X射线衍射图

Fig. 2 XRD patterns of the clay minerals in representative soil samples of the Chunhua profile

(26%~63%), 其次是蒙脱石(0~39%), 绿泥石(2%~21%)与高岭石(1%~19%)含量相近, 蛭石含量相对较少。总体上, 古土壤层中的蒙脱石和绿泥石含量低于下伏黄土层, 而伊利石、蛭石含量高于下伏黄土层, 高岭石含量虽在古土壤层中含量略高, 但总体差别不明显。整个剖面从下往上蒙脱石含量总体呈减少趋势, 伊利石含量经历了由小(WL-3~L11)–大(S10~S5-1)–小(L5~S1)的变化, 蛭石含量则表现出相反的趋势: 由大(WL-3~L11)–小(S10~S6)–大(L6~S1)。高岭石含量在剖面不同土层中随时间尺度的变化趋势与绿泥石基本相同, 呈增高趋势。根据剖面垂向黏土矿物含量变化特征, 可将剖面上所有土层分为3个阶段进行分析:

阶段 I: WL-3~L11, 形成于早更新世至中更新世早期, 此时各黏土矿物的相对含量波动幅度较小, 特别是绿泥石、高岭石和蛭石。伊利石的变化范围为26%~46%, 平均含量为37.3%; 蒙脱石的变化范围为0~39%, 平均为25.7%; 绿泥石的变化范围为11%~18%, 平均值为12.9%; 高岭石的变化范围为10%~17%, 平均为11.3%; 蛭石的变化范围为7%~10%, 平均为8.3%。总体上, 阶段I的黏土矿物组合类型为伊利石–蒙脱石–绿泥石–高岭石–蛭石。

阶段 II: S10~S5-1, 形成于中更新世的中

期, 此时各黏土矿物的相对含量波动幅度仍较小, 黏土矿物组合类型仍为伊利石–蒙脱石–绿泥石–高岭石–蛭石, 相较于阶段I, 伊利石的含量变高, 蒙脱石、绿泥石、高岭石以及蛭石的含量降低。主要表现为: 伊利石相对含量变化范围为40%~63%, 蒙脱石为12%~34%, 绿泥石为2%~12%, 高岭石为1%~16%, 蛭石为2%~11%。

阶段 III: L5~S1, 形成于中更新世的晚期, 各黏土矿物的相对含量在不同土层间波动强烈。该阶段土壤中黏土矿物仍以伊利石为主, 相对含量变化范围为35%~56%。蒙脱石为0~29%, 绿泥石为11%~21%, 高岭石为9%~19%, 蛭石为5%~24%。相较于阶段 I 和阶段 II, 此阶段的绿泥石、高岭石以及蛭石含量增加, 蒙脱石含量降低。至于伊利石, 其含量介于阶段 I 和阶段 II 之间。此时的黏土矿物组合类型为伊利石–绿泥石–蛭石–高岭石–蒙脱石。

### 2.3 伊利石/绿泥石(I/C)的分布特征

图4表明, 淳化黄土-古土壤剖面上古土壤层伊利石/绿泥石(I/C值)在1.55~7.29之间, 黄土层变化幅度则更为显著, 为1.86~31.50。在整体趋势上, 古土壤层的I/C值高于其下伏黄土层。同黏土矿物的相对含量划分阶段一样, I/C值在剖面上的变化也可以划分为同样的3个阶段: 在I阶段, I/



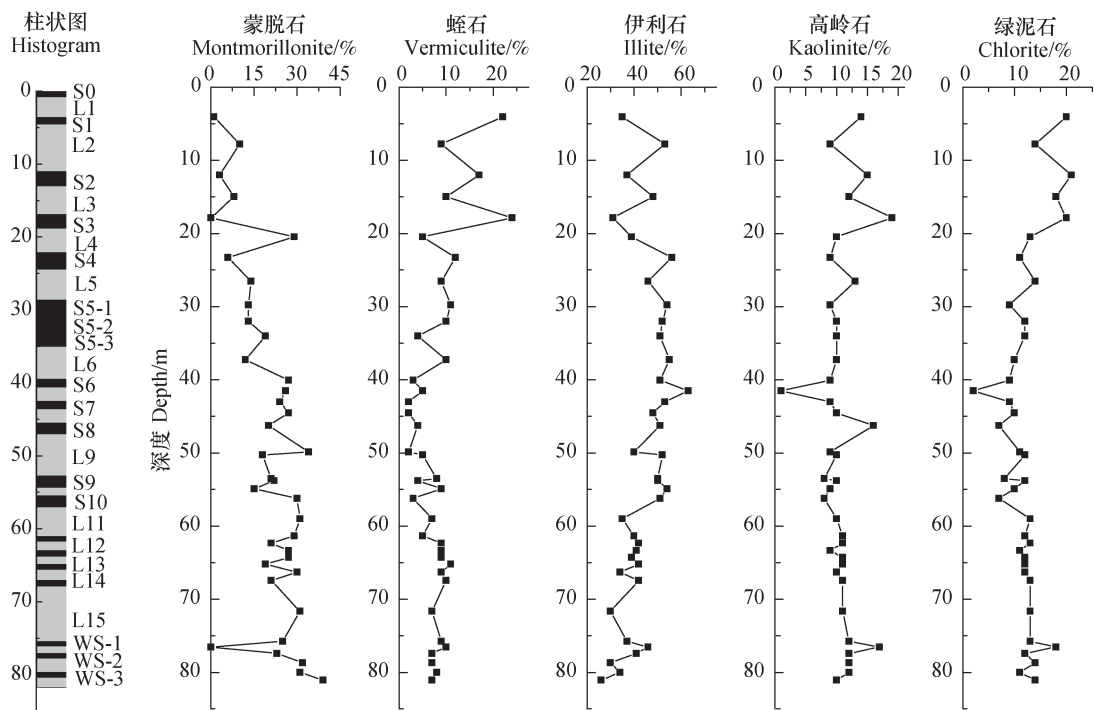
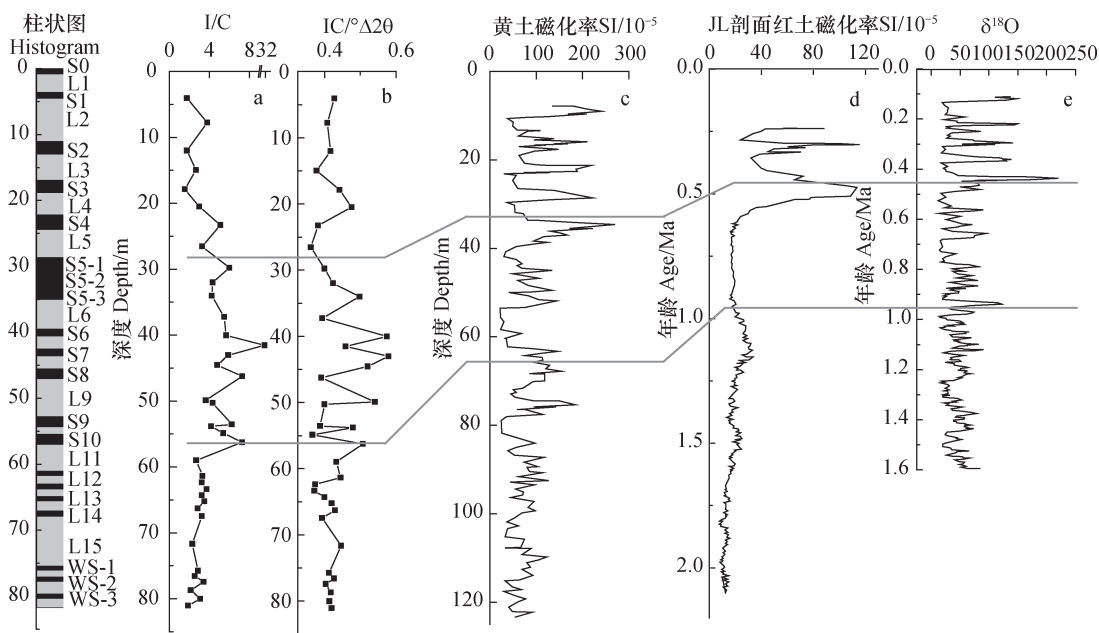


图3 淳化黄土-古土壤黏土矿物相对含量变化曲线

Fig. 3 Variation curves of relative contents of the clay mineral in the Chunhua loess-paleosol profile



注：a.伊利石/绿泥石（I/C）；b.伊利石结晶度IC值；c.洛川黄土-古土壤磁化率<sup>[20]</sup>；d.庐山JL剖面红土磁化<sup>[21]</sup>；e.北印度洋深海氧同位素<sup>[22]</sup> Note: a. Ratio of illite to chlorite (I/C); b. Illite crystallinity (IC value); c. Magnetic susceptibility of the Luochuan loess-paleosol profile<sup>[20]</sup>; d. Magnetic susceptibility of the JL Red Earth profile in Lushan area<sup>[21]</sup>; e. Oxygen-isotope in the deep sea of North Indian Ocean<sup>[22]</sup>

图4 淳化黄土-古土壤伊利石/绿泥石（I/C）及伊利石结晶度特征（IC值）与其他气候指标的对比

Fig. 4 Comparison of I/C ratios and IC value in the Chunhua loess-paleosol profile with other climate indexes

C值波动不大，介于1.86～3.73之间；在II阶段I/C I/C值有所增加且在L7时期，I/C达到了最大；在III  
波动幅度较大，介于3.64～35.10之间，相对I阶段 阶段 I/C逐渐降低，介于1.55～5.09之间，波动幅

度介于I阶段和II阶段之间。

## 2.4 伊利石结晶度的分布特征

图4表明, 淳化剖面古土壤层的IC值在 $0.37^{\circ}2\theta \sim 0.58^{\circ}2\theta$ 之间, 黄土层为 $0.36^{\circ}2\theta \sim 0.54^{\circ}2\theta$ , 且古土壤层的伊利石结晶度IC值明显低于其下伏黄土层。淳化剖面黄土及古土壤层的伊利石结晶度均属于非常好与好之间的过渡类型。与黏土矿物的相对含量以及I/C值相似, 在整个剖面上IC值也划分为同样的3个阶段。在I阶段, IC值较低, 且波动幅度较小, 介于 $0.37^{\circ}2\theta \sim 0.45^{\circ}2\theta$ 之间; 在II阶段, IC值逐渐变大, 且波动幅度变大, 介于 $0.37^{\circ}2\theta \sim 0.58^{\circ}2\theta$ 之间; 至III阶段, IC值又开始变小, 介于 $0.36^{\circ}2\theta \sim 0.48^{\circ}2\theta$ 之间, 且平均值低于阶段I。

## 3 讨 论

### 3.1 淳化剖面黏土矿物相对含量分布特征及其古环境意义

黏土矿物广泛存在于第四纪沉积物中, 在沉积和埋藏作用过程中可发生转变, 其形成和转化与所处环境变化密切相关。近年来, 黏土矿物已成为研究古环境变化的一类重要指标, 科研工作者通过调查沉积物中黏土矿物的成分、组合特征、含量变化以及结晶度来研究古气候环境, 取得了一系列成果<sup>[23-24]</sup>。在黏土矿物中, 伊利石是一种较稳定的矿物, 由母质中硅酸盐矿物在弱碱性、气温较低及少雨的环境条件下风化形成, 因此, 气候寒冷干燥、淋滤作用弱有利于伊利石的形成和保存<sup>[25]</sup>。而如果气候转为湿热, 伊利石晶格混层中的 $K^+$ 不断淋失时可导致其向蛭石及蒙脱石发生转化。如果湿热气候进一步持续或加剧, 化学风化将进行的更加彻底, 层间碱金属(主要为 $K^+$ )继续流失, 伊利石可进一步转变为高岭石。蒙脱石形成于富盐基、碱性介质条件下, 由云母类矿物脱钾或由辉石、角闪石转化而成, 气候温凉有利于蒙脱石的积累<sup>[26]</sup>, 但相比伊利石的累积环境则要温暖湿润一些。绿泥石的形成环境与伊利石相似, 在风化作用过程中, 水镁片内的二价铁易被氧化, 因此绿泥石只在化学风化作用受到抑制的地区(如冰川或干旱的地表)保存下来<sup>[27]</sup>。绿泥石同伊利石一样指示寒冷干旱的

气候环境。高岭石是由长石、云母和辉石在潮湿气候环境和酸性介质中强烈淋滤而成, 常指示高温多雨、强烈风化的环境, 其主要分布于热带和亚热带土壤<sup>[28]</sup>。蛭石是在微酸性环境中淋滤而形成的, 大多产生于云母和水云母的进一步脱钾, 也可以由蒙脱石或绿泥石转变而来, 属于中等风化强度的产物, 主要分布于温带和亚热带地区土壤中<sup>[29]</sup>。

本研究发现, 淳化黄土-古土壤剖面上不同土层黏土矿物类型相似, 但矿物相对含量变化特征在三个阶段差异显著, 这也指示了黄土高原淳化地区从早更新世以来古气候的阶段性的变化。在阶段I, 黏土矿物以伊利石和蒙脱石为主, 绿泥石和高岭石为辅, 反映了淳化早更新世到中更新世早期持续性的温凉的气候。阶段II, 黏土矿物仍以伊利石和蒙脱石为主, 绿泥石与高岭石相差不大。但与I阶段相比, 阶段II含有较少的蒙脱石与绿泥石, 较高的伊利石, 表明降雨量增加, 化学淋滤作用增强<sup>[30]</sup>, 淳化在中更新世的中期气候相对早更新世阶段更为温湿。阶段III黏土矿物以伊利石和绿泥石为主, 与阶段I相比, 所受的化学风化程度较弱, 表明淳化在中更新世的晚期气候相对早更新世及中更新世早期更趋于干冷。总体上, 黏土矿物的组合影响因素较多, 这一定程度上影响其对古气候事件的分辨率, 因此, 在分析黏土矿物类型与相对含量基础上, 需进一步分析伊利石与绿泥石的比值(I/C值)和伊利石结晶度IC值。

### 3.2 淳化剖面伊利石/绿泥石(I/C值)的古环境意义

除了可以通过分析黏土矿物含量及组合类型来判断土壤风化程度外, 各黏土矿物含量比值也可作为判断气候环境变化的指标。Zhao等<sup>[31]</sup>根据在风化成土过程的早期阶段, 绿泥石易被风化为蛭石、蒙脱石、蛭石/绿泥石混层矿物等黏土矿物, 而伊利石由于抗风化程度较高容易被保存下来, 且绿泥石的风化速率大于伊利石, 故用伊利石/绿泥石(I/C)判别黏土矿物的风化强度及成壤环境。I/C越大, 则气候温暖湿润。本研究结果表明, 在淳化剖面上黏土矿物的I/C值从阶段I到阶段III, 经历了由小到大再到小的过程, 且阶段I的I/C值小于阶段III。在I阶段I/C值波动不大, 说明此阶段风化作用较弱, 降雨量少, 气温较低, 气候较为温凉; 而在II阶段I/C波动幅度变大, 说明此阶段风化作用增

强,降雨量增加,气温升高,气候相对温湿;而在III阶段 I/C逐渐降低,风化作用强度变弱,气候相比阶段I更为干冷。这与黏土矿物的相对含量变化所反映的气候状况相一致。

### 3.3 淳化剖面伊利石结晶度的古环境意义

伊利石结晶度(IC)主要反映了伊利石晶体的大小、膨胀晶层矿物的多少,并指示黏土矿物在沉积过程中的水解能力<sup>[32]</sup>。当环境处于高温和强降雨量的状态,伊利石晶层中的 $K^+$ 淋失, $K^+$ 淋失程度越强,结晶度越差;而在化学风化程度低的干冷气候条件下,伊利石易于保存、其结晶度较高<sup>[33]</sup>。故较高的伊利石结晶度指示低温、干燥的气候环境,而较低的结晶度值反映沉积物中的伊利石形成于高温和强降雨量的湿热气候条件下。贾伟丽等<sup>[34]</sup>采用X射线衍射法分析了环县、长武和渭南3个剖面末次间冰期以来黄土-古土壤样品中黏粒( $<2\mu m$ )的伊利石结晶度,结果表明黄土高原中南部的长武与渭南剖面能很好地反映冰期与间冰期轮回特征,且伊利石结晶度能记录黄土高原东亚夏季风环流演化信息。彭淑贞和郭正堂<sup>[35]</sup>分析比较西峰赵家川第四纪黄土与古土壤样品的伊利石结晶度,表明黄土中的伊利石结晶度IC值低于古土壤,并验证了黄土沉积物中的伊利石结晶度变化能很好地反映气候环境差异。在本研究中,从阶段I到阶段III,IC值经历了由小到大的过程,且阶段I的IC值小于阶段III。根据IC值越低,伊利石结晶度越高,气候越为干冷的规律,可以推断出自早更新世至中更新世晚期,淳化地区经历了温凉-温湿-干冷的气候变化。这仍同黏土矿物的含量变化以及I/C值所反映的气候条件一致。

综上所述,淳化剖面各土层黏土矿物的相对含量、I/C值以及伊利石结晶度IC值均反映了从早更新世至中更新世晚期气候总体干冷化,并经历了温凉-温湿-干冷的气候变化。通过与洛川剖面250万年以来磁化率的变化<sup>[20]</sup>进行对比(图4c),发现淳化剖面伊利石结晶度与洛川剖面磁化率的变化趋势相一致,均表现为在古土壤层的峰值较高,在黄土层的峰值较低,反映了黄土-古土壤序列的形成经历了多次冷暖干湿交替的气候变化,且指示了更新世时期古气候的阶段变化。赵璐璐等<sup>[36]</sup>对成都盆地红土的黏土矿物进行测试,结果表明自早更新世中晚期以来经历了湿热

(1.2Ma~1.0Ma)-温凉(1.0Ma~0.7Ma)-温湿(0.7Ma~0.4Ma)-干冷(0.4Ma B.P.)的变化过程。朱丽东等<sup>[21]</sup>根据庐山JL剖面红土磁化率的高低变化(图4d),将早更新世以来的气候划分为以下几个阶段:2.1Ma~0.9Ma气候温暖湿润,0.9Ma~0.59Ma时期夏季风异常强烈,0.59Ma~0.4Ma气候干湿交替明显,而0.4Ma~0.24Ma期间气候逐渐趋于干冷。Kawagata等<sup>[22]</sup>通过对北印度洋722钻孔处海水温度变化的研究,其深海氧同位素含量指示了在距今1.6Ma以来海水变冷的趋势(图4e)。这些研究结果均与淳化剖面黏土矿物相对含量变化、I/C值和伊利石结晶度IC值所反映的早更新世到中更新世晚期的气候变化规律相一致。

再对比分析黄土高原中北部的兰州、洛川等黄土-古土壤剖面黏土矿物的相对含量及类型组合<sup>[12]</sup>,不难发现:兰州剖面的黏土矿物组合类型与淳化剖面在中更新世晚期相一致,而洛川剖面的黏土矿物类型与淳化剖面早更新世至中更新世的中期相一致,但由兰州剖面到洛川剖面,再至淳化剖面,伊利石以及绿泥石的含量逐渐降低,而蒙脱石、高岭石与蛭石的含量均增加。季俊峰等<sup>[37]</sup>对洛川剖面的伊利石结晶度进行测试,结果表明黄土样品的IC值相差不大,在 $0.24^\circ\Delta 2\theta \sim 0.25^\circ\Delta 2\theta$ 之间,平均为 $0.25^\circ\Delta 2\theta$ ,而古土壤样品的IC值大于 $0.27^\circ\Delta 2\theta$ 。与此相比,淳化剖面无论黄土层还是古土壤层,其伊利石结晶度IC值均大于洛川剖面。根据黏土矿物的相对含量、组合类型与IC值对气候的指示性,可以判断出早更新世至中更新世时期,从黄土高原北部至南部黄土沉积物遭受的风化作用逐渐增强,黏土矿物均发生不同程度的转变,总体上,黄土高原南部淳化剖面黏土矿物特征所反映的气候相较黄土高原中北部,更为温暖,降雨量更多。

## 4 结 论

淳化剖面黏土矿物的相对含量、I/C值以及伊利石结晶度IC值在反演古气候方面具有较好的指示性。淳化剖面在WL-3~S5阶段,即早更新世至中更新世的中期,其沉积物中黏土矿物组成类型为伊利石-蒙脱石-绿泥石-高岭石-蛭石,但相比

WL-3 ~ L11阶段, S10 ~ S5阶段具有较高的伊利石和较少的绿泥石与蒙脱石;而在L5 ~ S1阶段,即中更新世的晚期,沉积物的黏土矿物组合类型发生改变,表现为:伊利石-绿泥石-蛭石-高岭石-蒙脱石。这些黏土矿物含量的变化揭示了从早更新世至中更新世以来,淳化地区气候总体干冷化,并经历了温凉-温湿-干冷的气候环境。I/C值同IC值一致,在剖面上从下到上均经历了由小到大再到小的过程,这与黏土矿物的含量变化所反映的气候环境演变规律相一致。

### 参 考 文 献

- [ 1 ] 刘东生. 黄土与环境. 北京: 科学出版社, 1985  
Liu D S. Loess and environment (In Chinese). Beijing: Science Press, 1985
- [ 2 ] 龚子同, 陈鸿昭, 刘良梧. 中国古土壤与第四纪环境. 土壤学报, 1989, 26 (4): 379—387  
Gong Z T, Chen H Z, Liu L W. Paleosols and quaternary environment in China (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 1989, 26 (4): 379—387
- [ 3 ] An Z S, Kukla G J, Porter S C, et al. Magnetic susceptibility evidence of monsoon variation on the Loess Plateau of central China during the last 130,000 years. Quaternary Research, 1991, 36 (1): 29—36
- [ 4 ] Ding Z L, Derbyshire E, Yang S L, et al. Stacked 2.6 - Ma grain size record from the Chinese loess based on five sections and correlation with the deep-sea  $\delta^{18}O$  record. Paleoclimatology, 2002, 17 (3): 5-1-5-21
- [ 5 ] 刘卫国, 张普, 孙有斌, 等. 黄土高原中部7~2Ma期间古植被变化的分子化石证据——以赵家川剖面为例. 第四纪研究, 2008, 28 (5): 806—811  
Liu W G, Zhang P, Sun Y B, et al. Molecule fossil evidence for paleovegetation changes in the central of Chinese Loess Plateau during 7~2Ma—Zhaojiachuan profiles as an example (In Chinese). Quaternary Sciences, 2008, 28 (5): 806—811
- [ 6 ] Wang Q S, Song Y G, Zhao Z J, et al. Color characteristics of Chinese loess and its paleoclimatic significance during the last glacial-interglacial cycle. Journal of Asian Earth Sciences, 2016, 116: 132—138
- [ 7 ] Liu J C, Liu W G. Soil nitrogen isotopic composition of the Xifeng loess-paleosol sequence and its potential for use as a paleoenvironmental proxy. Quaternary International, 2017, 440: 35—41
- [ 8 ] 张乃娴, 万国江, 马玉光. 威宁草海沉积物中的黏土矿物及其环境记录. 地质科学, 2000, 35 (2): 206—211  
Zhang N X, Wan G J, Ma Y G. The clay mineral and its environmental record in the sediment core of Caohai, Weining (In Chinese). Scientia Geologica Sinica, 2000, 35 (2): 206—211
- [ 9 ] 贾相岳. 黄土高原不同水热条件下黄土母质土壤矿物演化特征. 华中农业大学, 2013  
Jia X Y. Mineralogy characteristics of soil evolution on the loess parent materials under different hydrother conditions on the Loess Plateau (In Chinese). Central China Agricultural University, 2013
- [ 10 ] 孙庆峰, 陈发虎, Christophe Colin, 等. 黏土矿物在气候环境变化研究中的应用进展. 矿物学报, 2011, 31 (1): 146—152  
Sun Q F, Chen F H, Colin C, et al. Application progress of clay minerals in the researches of climate and environment (In Chinese). Acta Mineralogica Sinica, 2011, 31 (1): 146—152
- [ 11 ] 黄传琴. 黄土剖面粘粒矿物的组成特征及其环境意义. 中国科学院研究生院 (教育部水土保持与生态环境研究中心), 2011  
Huang C Q. Clay minerals in loess on the Loess Plateau and its environmental significance (In Chinese). Beijing: Graduate University of Chinese Academy of Sciences, 2011
- [ 12 ] 师育新, 戴雪荣, 宋之光, 等. 我国不同气候带黄土中黏土矿物组合特征分析. 沉积学报, 2005, 23 (4): 690—695  
Shi Y X, Dai X R, Song Z G, et al. Characteristics of Clay Mineral Assemblages and Their Spatial Distribution of Chinese Loess in Different Climatic Zones (In Chinese). Acta Sedimentologica Sinica, 2005, 23 (4): 690—695
- [ 13 ] 殷科, 洪汉烈, 高文鹏, 等. 末次间冰期以来临夏地区气候变化的黏土矿物学及地球化学记录. 土壤学报, 2012, 49 (2): 246—259  
Yin K, Hong H L, Gao W P, et al. Clay mineralogical and geochemical records of paleoclimate in Linxia since the last interglacial (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2012, 49 (2): 246—259
- [ 14 ] 孙仲秀. 中国东北典型风成黄土—古土壤序列发生学特征研究. 沈阳农业大学, 2016  
Sun Z X. Pedogenesis of a typical aeolian loess-paleosol sequence in Northeast China (In Chinese). Shenyang Agricultural University, 2016
- [ 15 ] 庞奖励, 黄春长, 刘安娜, 等. 黄土高原南部全新世黄土-古土壤序列若干元素分布特征及意义. 第四纪研



- 究, 2007, 27 (3): 357—364
- Pang J L, Huang C C, Liu A N, et al. Ba/Sr and Rb/Sr ratio of Holocene loess-paleosol sequences and its significance in South Loess Plateau, China (In Chinese). *Quaternary Research*, 2007, 27 (3): 357—364
- [16] 董吉宝, 安芷生, 卢凤艳, 等. 黄土-古土壤中蜗牛化石总数古气候意义探讨. *地球环境学报*, 2015, 6 (5): 291—298
- Dong J B, An Z S, Lu F Y, et al. Discussion on the paleoclimatic implications of total fossil snail counts in loess-paleosol sequences (In Chinese). *Journal of Earth Environment*, 2015, 6 (5): 291—298
- [17] 杨献忠. 伊利石的结晶度及其地质意义综述. *沉积学报*, 1993, 11 (4): 92—98
- Yang X Z. Illite crystallinity and its geological significances (In Chinese). *Acta Sedimentologica Sinica*, 1993, 11 (4): 92—98
- [18] Diekmann B, Petschick R, Gingele F X, et al. Clay mineral fluctuations in Late Quaternary sediments of the southeastern South Atlantic: implications for past changes of deep water advection//Springer, 1996: 621—644
- [19] Territo C, Vieillard P, Righi D, et al. A new simple approach to evaluate pedogenic clay transformation in a Vertic Calcisol. *Journal of Geochemical Exploration*, 2006, 88 (1): 345—349
- [20] 陈骏, 汪永进, 季峻峰, 等. 陕西洛川黄土剖面的 Rb/Sr 值及其气候地层学意义. *第四纪研究*, 1999, 19 (4): 350—356
- Chen J, Wang Y J, Ji J F, et al. Rb/Sr variations and its climatic stratigraphical significance of a loess-paleosol profile from Luochuan, Shaanxi Province (In Chinese). *Quaternary Sciences*, 1999, 19 (4): 350—356
- [21] 朱丽东, 姜永见, 张明强, 等. 庐山 JL 剖面红土磁化率特征及古环境记录. *山地学报*, 2011, 29 (4): 385—394
- Zhu L D, Jiang Y J, Zhang M Q, et al. Characteristics of magnetic susceptibility and its paleoenvironmental records from JL red earth section, Lushan Area (In Chinese). *Journal of Mountain Science*, 2011, 29 (4): 385—394
- [22] Kawagata S, Hayward B W, Gupta A K. Benthic foraminiferal extinctions linked to late Pliocene—Pleistocene deep-sea circulation changes in the northern Indian Ocean (ODP Sites 722 and 758). *Marine Micropaleontology*, 2006, 58 (3): 219—242
- [23] 张磊, 何付兵, 蔡向民, 等. 内蒙古二连盆地西南部第四纪沉积物中粘土矿物特征与古气候指示意义. *第四纪研究*, 2011, 31 (5): 780—790
- Zhang L, He F B, Cai X M, et al. Clay mineralogy and its paleoclimatic indicator of the quaternary sediments in the southwest of erlian basin, Inner Mongolia (In Chinese). *Quaternary Sciences*, 2011, 31 (5): 780—790
- [24] 程峰, 洪汉烈, 顾延生, 等. 广西百色盆地更新世沉积物中粘土矿物特征及其古气候指示意义. *第四纪研究*, 2014, 34 (3): 560—569
- Cheng F, Hong H L, Gu Y S, et al. Clay mineralogy and its paleoclimate interpretation of the Pleistocene sediments in Baise Basin, Southern China (In Chinese). *Quaternary Sciences*, 2014, 34 (3): 560—569
- [25] 汤艳杰, 贾建业, 谢先德. 粘土矿物的环境意义. *地学前缘*, 2002, 9 (2): 337—344
- Tang Y J, Jia J Y, Xie X D. Environment significance of clay minerals (In Chinese). *Earth Science Frontiers* (China University of Geosciences, Beijing), 2002, 9 (2): 337—344
- [26] Keller W D. Environmental aspects of clay minerals. *Journal of Sedimentary Research*, 1970, 40 (3): 788—859
- [27] Gingele F X, De Deckker P, Hillenbrand C D. Late Quaternary fluctuations of the Leeuwin Current and palaeoclimates on the adjacent land masses: clay mineral evidence. *Australian Journal of Earth Sciences*, 2001, 48 (6): 867—874
- [28] Singer A. The paleoclimatic interpretation of clay minerals in sediments — a review. *Earth-Science Reviews*, 1984, 21 (4): 251—293
- [29] Bronger A, Winter R, Sedov S. Weathering and clay mineral formation in two Holocene soils and in buried paleosols in Tajikistan: towards a Quaternary paleoclimatic record in Central Asia. *Catena*, 1998, 34 (1): 19—34
- [30] 郑洪汉, 顾雄飞, 韩家懋, 等. 中国黄土中的粘土矿物及其在地层剖面中的变化趋势—洛川和陇西黄土剖面的初步研究. *第四纪研究*, 1985, 6 (1): 158—165
- Zheng H H, Gu X F, Han J M, et al. Clay minerals in loess of China and their tendency in loess section (In Chinese). *Quaternary Research*, 1985, 6 (1): 158—165
- [31] Zhao L, Ji J F, Chen J, et al. Variations of illite/chlorite ratio in Chinese loess sections during the last glacial and interglacial cycle: Implications for monsoon reconstruction. *Geophysical Research*

- Letters, 2005, 32 (20): L20718
- [32] Eberl D D, Velde B. Beyond the Kübler index. *Clay Minerals*, 1989, 24 (4): 571—577
- [33] 刘莉红, 胡雪峰, 叶玮, 等. 皖南第四纪红土伊利石结晶度值与风化强度的关系. *土壤学报*, 2015, 52 (5): 991—1001
- Liu L H, Hu X F, Ye W, et al. Relationship between illite crystallinity (IC) value and weathering degree of quaternary red clay in southern Anhui Province, Southeast China (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52 (5): 991—1001
- [34] 贾伟丽, 彭淑贞, 张伟, 等. 末次间冰期以来黄土中伊利石结晶度的变化与古环境. *第四纪研究*, 2014, 34 (3): 553—559
- Jia W L, Peng S Z, Zhang W, et al. Variations of illite crystallinity in the Chinese loess deposits since the last interglacial periods and paleoclimatic significance (In Chinese). *Quaternary Sciences*, 2014, 34 (3): 553—559
- [35] 彭淑贞, 郭正堂. 风成三趾马红土与第四纪黄土的粘土矿物组成异同及其环境意义. *第四纪研究*, 2007, 27 (2): 277—285
- Peng S Z, Guo Z T. Clay mineral composition of the tertiary red clay and the quaternary loess-paleosols as well as its environmental implication (In Chinese). *Quaternary Sciences*, 2007, 27 (2): 277—285
- [36] 赵璐璐, 洪汉烈, 殷科, 等. 成都盆地红土沉积物中黏土矿物的特征及其古气候指示意义. *地质科技情报*, 2015, 34 (3): 80—86
- Zhao L L, Hong H L, Yin K, et al. Characteristics and palaeoclimate significance of clay minerals in the red earth sediment in Chengdu Basin (In Chinese). *Geological Science and Technology Information*, 2015, 34 (3): 80—86
- [37] 季俊峰, 陈骏, 王洪涛. 陕西洛川黄土-古土壤剖面中伊利石结晶度——黄土物质来源和古气候环境的指示. *地质论评*, 1997, 43 (2): 181—185
- Ji J F, Chen J, Wang H T. Crystallinity of illite from the Luochuan loess-paleosol sequence, Shaanxi Province-Indicators origin and paleoclimate of loess (In Chinese). *Geological Review*, 1997, 43 (2): 181—185

## Distribution of Clay Minerals in the Chunhua Loess-paleosol Sequence and Its Paleoenvironmental Significance

ZHANG Qingqing<sup>1,3</sup> HUANG Jinghua<sup>1,2</sup> YAO Jun<sup>4</sup> HU Feinan<sup>1,2</sup> HUO Na<sup>4</sup> SHANG Yingni<sup>4</sup>  
CHANG Wenqian<sup>4</sup> ZHAO Shiwei<sup>1,2†</sup>

(1 State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Research Center of Soil and Water Conservation and Ecological Environment, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Education, Yangling, Shaanxi 712100, China)

(2 State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

(3 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

(4 College of Resources and Environment, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

**Abstract** 【Objective】The loess-paleosol sequence on the Loess Plateau of China has been considered as an important information carrier recording changes in the global environment and climate of the Quaternary period. As weathering products of land surface, clay minerals are widely found in Quaternary sediments, and their paleoenvironmental significance has also attracted more and more attention. It has been documented that the formation and transformation of clay minerals is closely related to climatic conditions. However, so far, few studies have been reported on characteristics of the clay mineral in loess-paleosol profiles in the southern part of the Loess Plateau. Besides, previous researches about paleoclimate evolution in the south Loess Plateau focused mainly on Holocene, with little attention to climate changes in the Pleistocene. 【Method】In this paper, a typical loess-paleosol profile of the Loess Plateau was selected in Chunhua County, Shaanxi Province, south of the Loess Plateau as research object. With the

aid of the X-ray diffraction method, qualitative and semi-quantitative analyses of the soil samples from different layers of the Chunhua loess-paleosol profile were carried out for analyzing relative contents of clay minerals, illite/chlorite ratio (I/C value) and illite crystallinity (IC value), as well as regularities of their evolutions, and further for relationships of the characteristics of the clay minerals in the profile with changes in paleoclimate and eventually, for regularities of the evolution of the paleoclimate and paleo-environment in the Pleistocene in the south Loess Plateau. 【Result】Results show: (1) The three indices, i.e. relative content of clay minerals, ratio of illite to chlorite (I/C values) and illite crystallinity (IC value) of the Chunhua loess-paleosol profile are good indicators to be used in reversion of paleoclimate changes in the Pleistocene. (2) All the soil layers of the profile had the same clay minerals, but relative contents of the clay minerals varied significantly from layer to layer. During the period from the early Pleistocene to the mid-middle Pleistocene (WL-3 ~ S5), the clay minerals were composed mainly of illite – montmorillonite – chlorite – kaolinite – vermiculite, and this period could be divided into two stages according to the changes in relative contents of the clay minerals. From the early Pleistocene to the early middle Pleistocene (WL-3 ~ L11), the relative content of illite was comparatively low while the relative content of chlorite was quite high, which indicates that a cool temperate climate prevailed in this period. However, in the mid-middle Pleistocene (S10 ~ S5), the relative content of illite increased, while the relative content of montmorillonite and chlorite decreased, which indicates that the climate was relatively warmer and more humid in this period. In the late middle Pleistocene (L5 ~ S1), the composition of clay minerals turned to be of illite – chlorite – vermiculite – kaolinite – montmorillonite, and the relative contents of illite and chlorite increased, implying a dry-cold climate dominated this period. Therefore, the changes in relative contents of the clay minerals in the Chunhua loess-paleosol profile indicate that from the early Pleistocene to the late middle Pleistocene, the climate generally became dry and cold, and experienced changes from cool temperate to warm wet and to cold dry. (3) The ratio of illite to chlorite (I/C value) and illite crystallinity (IC value) also exhibited phased variations from the bottom to the top of the Chunhua profile, that is increasing first and then decreasing. The distribution of I/C ratio and illite crystallinity indicates that the climate in the Pleistocene underwent an evolution process similar to that of the clay minerals in relative content. 【Conclusion】All the findings in this research are found to be conducive to the exploration of changes in the climate and environment of the south loess-paleosol during the Pleistocene, and may serve a scientific basis for comprehensive exploration of changes in climate and environment of various regions of the Loess Plateau during the Quaternary period of the Pleistocene.

**Key words** Chunhua loess-paleosol sequence; Clay minerals; Illite crystallinity; Paleoclimate

(责任编辑：檀满枝)

# 华北山地土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量/石灰反应垂直分布特征及其发生学解释\*

李 超<sup>1</sup> 张凤荣<sup>1†</sup> 王秀丽<sup>2</sup> 郑亚楠<sup>1</sup> 张天柱<sup>1</sup> 谢 臻<sup>1</sup> 靳东升<sup>3</sup>

(1 中国农业大学土地科学与技术学院, 北京 100193)

(2 河南农业大学资源与环境学院, 郑州 450002)

(3 山西省农业科学院农业环境与资源研究所, 太原 030006)

**摘 要** 为了探究华北山地土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量/石灰反应垂直分布特征及其发生学解释, 对北京市、山西省257个山地土壤剖面的机械组成、 $\text{CaCO}_3$ 含量和石灰反应进行统计分析。结果表明: 华北山地表土的机械组成以粉砂为主, 与黄土相似, 说明黄土降尘是土壤矿物质的重要来源; 海拔>1 500 m的中山和高山地区的剖面, 由于 $\text{CaCO}_3$ 淋洗强, 造成无论何种成土母质,  $\text{CaCO}_3$ 被淋洗出土体, 土壤通体无石灰反应; 海拔介于500~1 500 m的中山地区和低山地区的剖面,  $\text{CaCO}_3$ 淋洗弱, 土壤普遍具有石灰反应, 成土母质对土壤中 $\text{CaCO}_3$ 含量/石灰反应起主导作用, 生物气候条件的影响居于次要地位; 海拔<500 m的低山丘陵地区的剖面, 各土层的 $\text{CaCO}_3$ 含量/石灰反应无明显分布规律。结论: 黄土降尘为华北山地表土输入了碳酸钙, 但由于不同海拔高度地区土壤湿度存在差异, 导致土壤 $\text{CaCO}_3$ 淋溶程度和含量差异明显。淋溶过程强弱导致的土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量/石灰反应垂直分布特征是华北山地土壤的典型发生学特征之一, 不同海拔高度起主导作用的因素有所不同。研究成果可为华北山地土壤调查、发生与分类研究提供参考。

**关键词** 华北地区; 黄土降尘;  $\text{CaCO}_3$ 含量; 石灰反应; 土壤发生

**中图分类号** S159 **文献标识码** A

黄土降尘是地球表层地气系统物质交换的一种形式, 该过程有着重要的环境指征意义, 并在现代地表土壤的演化方面扮演着重要的角色。长时期的降尘沉积可能是现存表土的重要来源。已有研究表明, 华北地区黄土降尘普遍存在, 是表层土壤的重要来源, 我国的黄土高原就是二三百万年以来, 源自中国西北部和中亚内陆的沙漠和戈壁的沙尘沉积的结果<sup>[1]</sup>。降尘对土壤的作用主要是为土壤提供了大量细矿物质颗粒和一些营养元素, 特别是向土

壤表层输入了碳酸钙。土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量作为土壤性质的重要指标, 对土壤的形成和发育、维护植物正常生长具有重要意义<sup>[2-4]</sup>。

国内外相关学者围绕降尘对土壤性质的影响展开了大量研究<sup>[5]</sup>。降尘增加了土壤中的细矿物质颗粒、土壤孔隙度和保水、保肥性, 加速了高山土壤的发育和演化<sup>[6]</sup>。Tiessen等<sup>[7]</sup>研究表明来自撒哈拉沙漠的尘埃造成加纳北部土壤碱性阳离子饱和度较高。Reynolds等<sup>[8]</sup>、Mctainsh和Strong<sup>[9]</sup>

\* 国家自然科学基金项目(41671216)和国家科技基础性工作专项(2014FY110200)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41671216) and the National Science and Technology Basic Work (No. 2014FY110200)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: frzhang@cau.edu.cn

作者简介: 李 超(1991—), 男, 河北邢台人, 博士研究生, 研究方向为土壤与土地调查、土地可持续利用。E-mail: lichaoonongda@163.com

收稿日期: 2018-01-02; 收到修改稿日期: 2018-03-15; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2018-04-11



的研究表明降尘携带有丰富的矿物质营养元素, 可对土壤肥力产生重要影响, 进而影响植被、生物群落和整个生态系统的稳定性。Mizota等<sup>[10]</sup>的研究则为日本、朝鲜不同母质上形成的原生土在土壤发育期间掺入的细石英的风积起源提供了有力证据, 日本土壤颗粒几乎不含 $\text{Ca}^{2+}$ , 而当颗粒含一定量的 $\text{Ca}^{2+}$ , 这些颗粒最可能的来源地就是中国的沙漠或黄土高原。关欣等<sup>[11]</sup>研究表明降尘是造成荒漠风沙区自然土壤积盐及形成黏粒层的重要途径。有研究显示, 美国内华达州和澳大利亚一些受地下水影响地区的土壤中存在的钠化层也是由含钠降尘造成的<sup>[5]</sup>。文倩等<sup>[12]</sup>研究表明降尘对区域土壤的机械组成、土壤积盐、土壤肥力等物理、化学和生物性状具有重要影响。

碳酸钙是干旱区-半干旱区土壤的重要组成部分,  $\text{CaCO}_3$ 含量是反映该区域土壤形成发育程度的重要标志之一。相关研究表明, 碳酸盐在黄土中的淋失程度取决于当地的水热条件, 碳酸钙通常积聚在年降雨量 $<100\text{ mm}$ 的地区<sup>[13]</sup>, 在土壤湿度和植物根系活动均很低的干旱季节, 碳酸盐能够快速沉淀下来<sup>[14]</sup>; 在美国大平原中东部地区, 当年均降雨量超过 $650\text{ mm}$ 时, 表土层( $0\sim25\text{ cm}$ )就不再含有碳酸钙<sup>[15]</sup>; 中国北方粉尘源区表土

$\text{CaCO}_3$ 含量在水平空间上随纬度大致呈自西向东逐渐降低的趋势<sup>[16]</sup>。张凤荣等<sup>[17]</sup>及王秀丽等<sup>[18]</sup>研究发现北京花岗岩上发育的土壤也有石灰性反应, 证实是受风成黄土影响所致, 进一步说明了华北地区黄土降尘普遍存在, 是土壤物质的重要来源。但有关我国黄土降尘区山地土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量垂直分布特征及其发生学解释方面的报道还较为罕见。为此, 本文对北京市和山西省257个山地典型土壤剖面土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量及石灰反应进行统计分析, 并与海拔高度、成土母质、生物气候条件等因素进行相关分析, 旨在揭示华北山地黄土降尘区土壤环境条件对 $\text{CaCO}_3$ 含量或石灰性反应的影响。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集与分析

在分析整理华北地区有关土壤调查和研究资料的基础上, 依据北京市和山西省1:20万地质图、第二次全国土壤普查成果, 考虑成土母质的差异性, 在丘陵( $<500\text{ m}$ )、低山( $500\sim800\text{ m}$ )、中山( $800\sim3\,000\text{ m}$ )、高山( $>3\,000\text{ m}$ )等不同海拔高度区域设置了257个剖面点(图1)。各剖面点土壤环境信息如表1所示。

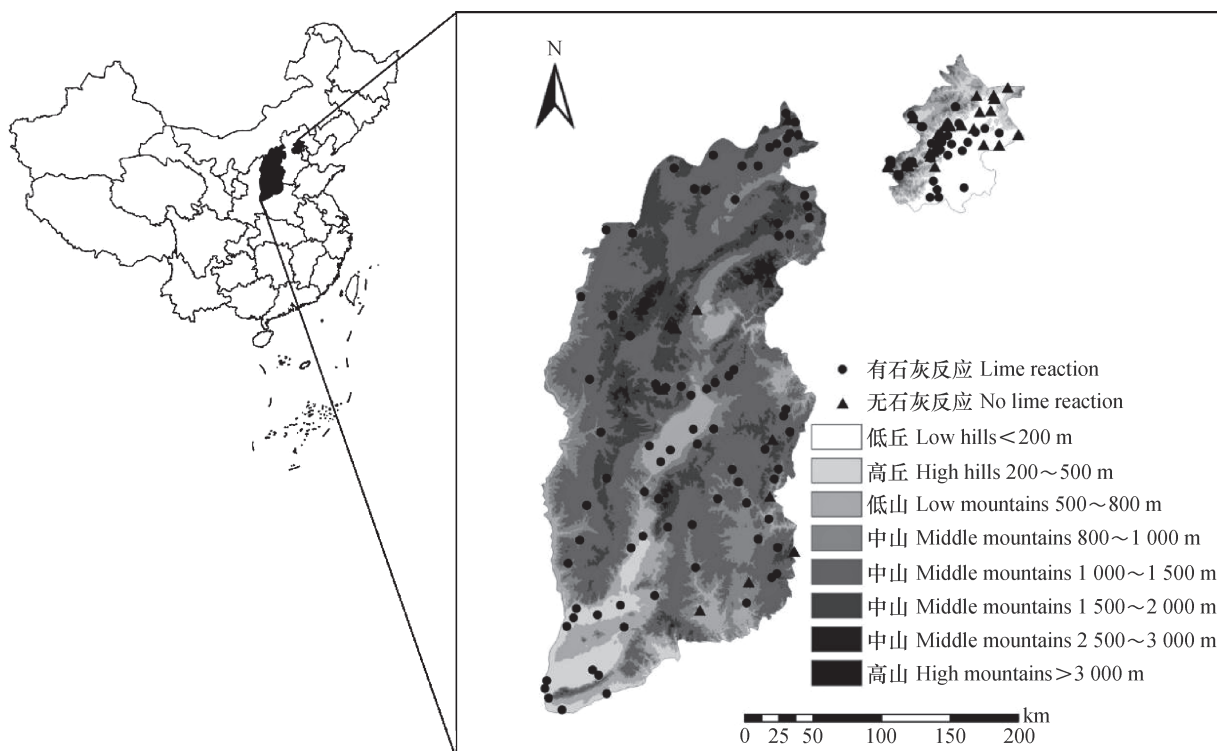


图1 土壤剖面点位置及石灰反应分布图

Fig. 1 Distribution map of the studied soil profiles and lime reaction

表1 不同海拔高度剖面点的土壤环境信息

Table 1 Environmental information of the studied soil profiles relative to elevation

| 地区<br>Region              | 海拔高度<br>Altitudes/m       | 样点数<br>Number<br>of<br>points | 50 cm深度<br>土温状况<br>Soil<br>temperature<br>regime | 年均降雨<br>量<br>Rainfall/<br>mm | 土壤水分状<br>况<br>Soil<br>moisture<br>regime | 成土母质类型<br>Parent materials             | 土地利用类型<br>Landuse types | 植被类型<br>Vegetation<br>type |
|---------------------------|---------------------------|-------------------------------|--|------------------------------|--|--|-------------------------|----------------------------|
| 北京市<br>Beijing<br>City    | 高山<br>High<br>mountains   | >3 000<br>0                   |  |                              |  | -                                      |                         |                            |
|                           |                           | 2 000 ~ 3 000                 | 0  |                              |  | -                                      |                         |                            |
|                           | 中山<br>Middle<br>mountains | 1 500 ~ 2 000<br>8            | 寒性   | 600 ~ 650                    | 湿润/潮湿                                    | 黄土、花岗岩风化<br>坡积物等                       | 林地、荒草地                  | 乔木、旱生灌<br>草等               |
|                           |                           | 1 000 ~ 1 500<br>32           | 冷性/温性  | 500 ~ 600                    | 半干润/湿润                                   | 黄土、花岗岩、安<br>山岩、砂页岩、石<br>灰岩风化残-坡积<br>物等 | 林地、荒草地                  | 乔木、旱生灌<br>草等               |
|                           |                           | 800 ~ 1 000<br>16             | 冷性/温性  | 500 ~ 600                    | 半干润/湿润                                   |  | 林地、荒草地                  | 乔木、旱生灌<br>草等               |
|                           | 低山<br>Low<br>mountains    | 500 ~ 800<br>31               | 冷性/温性  | 500 ~ 600                    | 半干润/湿润                                   | 黄土、花岗岩、安<br>山岩、砂页岩、石<br>灰岩风化残-坡积<br>物等 | 林地、耕地、<br>园地、荒草地        | 乔木、旱生灌<br>草等               |
|                           | 丘陵<br>Hills               | 200 ~ 500<br>28               | 温性   | 450 ~ 600                    | 半干润/湿润                                   | 黄土、花岗岩、白<br>云岩、砾岩、砂页<br>岩风化残-坡积物<br>等  | 耕地、园地、<br>林地、荒草地        | 旱生灌草、乔<br>木等               |
|                           |                           | <200<br>32                    | 温性   | 450 ~ 600                    | 半干润/湿润                                   |  |                         |                            |
| 山西省<br>Shanxi<br>Province | 高山<br>High<br>mountains   | >3 000<br>2                   | 寒冻   | 600 ~ 650                    | 湿润/潮湿                                    | 黄土                                     | 天然草地                    | 草甸植被                       |
|                           |                           | 2 000 ~ 3 000<br>26           | 寒冻/寒性  | 600 ~ 800                    | 湿润/潮湿                                    | 黄土、花岗岩风化<br>坡积物等                       | 天然草地、林<br>地             | 草甸植被、乔<br>木等               |
|                           | 中山<br>Middle<br>mountains | 1 500 ~ 2 000<br>22           | 寒性   | 600 ~ 750                    | 湿润/潮湿                                    | 黄土、花岗岩、紫<br>色砂页岩、石灰岩<br>风化残-坡积物等       | 林地、荒草地                  | 乔木、旱生灌<br>草等               |
|                           |                           | 1 000 ~ 1 500<br>32           | 冷性/温性  | 400 ~ 600                    | 半干润/湿润                                   | 黄土、花岗岩、紫<br>色砂页岩、石灰岩<br>风化残-坡积物等       | 林地、荒草<br>地、耕地           | 乔木、旱生灌<br>草等               |
|                           |                           | 800 ~ 1 000<br>12             | 冷性/温性  | 400 ~ 600                    | 半干润/湿润                                   |  | 林地、荒草<br>地、耕地           | 乔木、旱生灌<br>草等               |
|                           | 低山<br>Low<br>mountains    | 500 ~ 800<br>8                | 冷性/温性  | 400 ~ 600                    | 半干润/湿润                                   | 黄土、花岗岩、紫<br>色砂页岩、石灰岩<br>风化残-坡积物等       | 耕地、林地、<br>荒草地           | 旱生灌草、乔<br>木等               |
|                           | 丘陵<br>Hills               | 200 ~ 500<br>8                | 温性/热性  | 400 ~ 600                    | 半干润/湿润                                   | 黄土、花岗岩、紫<br>色砂页岩、石灰岩<br>风化残-坡积物等       | 耕地、林地、<br>荒草地           | 旱生灌草、乔<br>木等               |
|                           |                           | <200<br>0                     |  |                              |  | -                                      |                         |                            |

按照《野外土壤描述与采样手册》<sup>[19]</sup>，挖掘土壤剖面（宽1.2 m×深1.2~1.5 m或至基岩出露面），观察成土因素、划分发生层次和描述剖面形态。

采集的发生层土样经风干、去杂、比色、研磨、过不同孔径筛后，分别测定机械组成、pH、CaCO<sub>3</sub>含量、阳离子交换量（CEC）、盐基饱和度（BS）、全盐量和交换性钠饱和度（ESP）。其中，土壤机械组成采用吸管法测定；pH采用电位法测定，水浸提（水土比2.5：1）；CaCO<sub>3</sub>含量采用气量法测定<sup>[20]</sup>。

根据《中国土壤系统分类检索（第三版）》<sup>[21]</sup>和《中国土壤系统分类土族和土系划分标准》<sup>[22]</sup>确定各剖面的土壤系统分类归属。

1.2 统计方法

数据处理和统计分析采用Microsoft EXCEL 2013和IBM Statistics SPSS23.0进行，异常值剔除按照“平均值±3倍标准差”方法<sup>[23]</sup>。利用SPSS 23.0，采用单样本Kolmogorov-Smirnov非参数检验（简称“K-S检验”，α=0.01）对257个剖面点的各土壤粒径含量进行正态分布检验，并对不符合正态分布的统计数据转换<sup>[24-25]</sup>。用变异系数来量化符合正态分布的257个剖面点的各土层粒径含量的空间变异程度<sup>[26]</sup>。

2 结 果

2.1 土壤基本理化特征

257个剖面点的表土理化性质测定结果：pH均值为7.84，CaCO<sub>3</sub>含量均值为19.67 g·kg<sup>-1</sup>，交换性

盐基离子以Ca<sup>2+</sup>为主，盐基均呈饱和状态。由各剖面表层土壤颗粒组成可以看出，土壤颗粒组成以粉粒为主，粉粒（0.05~0.002 mm）含量高达37.40%~73.19%，平均含量为54.35%，其次为砂粒（2~0.05 mm），黏粒（<0.002 mm）含量最低，大都在10%~30%左右。这与中国黄土颗粒组成中以粉粒为主的基本特征相似，与有关学者所做的尘粒在空气中悬浮和搬运性能的实验结果<sup>[27-28]</sup>也相吻合。说明各剖面点表土大都具有与黄土性质相似的基本物理性质<sup>[18]</sup>，表土的形成与黄土降尘有关。由各土样黏粒、粉粒、砂粒含量变异系数可以看出，华北黄土降尘山地表土颗粒组成变异性为黏粒>砂粒>粉粒，粉粒含量变异系数<15%，变异水平较低；砂粒和黏粒含量的变异系数均>30%，达到中等变异水平。砂粒、黏粒较高的变异程度，一是由于其含量低，二是受各剖面点的成土母质差异影响造成；而粉粒的低变异性也再次证明了各剖面点表土母质来源主要为黄土降尘。砂粒、粉粒、黏粒含量的K-S检验结果说明它们来源相同。

由于华北地区冬春季多发大气干沉降过程，其黄土物质来源于我国西部、北部的沙漠和戈壁地区，黄土降尘物质中富含碳酸钙，例如2006年4月16—18日的浮尘天气过程中北京市的降尘量高达20 g·m<sup>-2</sup>，且CaCO<sub>3</sub>含量大致为76.8 g·kg<sup>-1</sup>，这也是华北降尘地区表土碳酸钙的主要来源之一<sup>[29-30]</sup>。

依据野外用稀盐酸测定石灰反应（泡沫）程度和实验室测定CaCO<sub>3</sub>含量结果，257个剖面点中，

表2 剖面点的表土颗粒组成分布特征

| Table 2 Mechanical composition of the topsoils of the soil profiles |              |              |               |                  |        |                |                              |
|---|--------------|--------------|---------------|------------------|--------|----------------|------------------------------|
| 土壤颗粒组成<br>Soil particle composition                                 | 最小值<br>Min/% | 最大值<br>Max/% | 平均值<br>Mean/% | 变异系<br>数<br>CV/% | 偏度Skew | 峰度<br>Kurtosis | 分布类型<br>Distribution<br>type |
| 砂粒Sand (2~0.05 mm)  | 8.05         | 39.80        | 25.48         | 33.69            | -0.01  | -1.12          | 正态分布                         |
| 粉粒Silt (0.05~0.002 mm)  | 37.40        | 73.19        | 54.35         | 13.67            | 0.16   | -0.37          | 正态分布                         |
| 黏粒Clay (<0.002 mm)  | 7.11         | 42.40        | 20.17         | 35.49            | 0.99   | 1.15           | 正态分布                         |

82个无石灰反应, 62个为轻度石灰反应, 45个为中度石灰反应, 63个为强石灰反应, 49个为极强石灰反应。 $\text{CaCO}_3$ 含量范围为 $0.1 \sim 251.3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均含量为 $56.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 变异系数为76.93%, 属高变异水平, 具有良好的分异性。

为了分析不同海拔高度表层及表层以下各发生层(深至150 cm)土样 $\text{CaCO}_3$ 含量的分布特征, 借助ArcGIS软件空间分析功能, 将257个剖面点位置信息与高程图进行叠加分析(图1), 按照海拔高度、成土母质等差异, 对257个剖面点表层及表层以下各发生层的石灰反应强度、 $\text{CaCO}_3$ 含量测定结果进行分类汇总、统计分析, 结果表明: (1) 海拔大于1 500 m的中山和高山地区, 合计有58个剖面点, 虽然成土母质分别为不同时期黄土、花岗岩、紫色砂页岩或石灰岩的风化残-坡积物等, 但这些剖面通体均无石灰反应, 实验室测定 $\text{CaCO}_3$ 含量介于 $0.1 \sim 2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。(2) 海拔介于500~1 500 m中山和低山地区, 合计有131个剖面点, 通体具有石灰反应, 但石灰反应强度、 $\text{CaCO}_3$ 含量受成土母质类型的影响, 分异特征明显, 表现为: ①花岗岩发育的土壤(49个剖面点), 其通体多具有轻度-中度石灰反应,  $\text{CaCO}_3$ 含量介于 $9.92 \sim 70.36 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均为 $28.69 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; ②马兰黄土、钙质紫色砂岩、石灰岩等发育的土壤(82个剖面点), 其通体多具有中度-强石灰反应,  $\text{CaCO}_3$ 含量介于 $2.2 \sim 251.3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均为 $79.40 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。(3) 海拔小于500 m丘陵地区, 合计有68个剖面点, 可能是受微地形条件和人为干扰等因素影响, 土体中 $\text{CaCO}_3$ 含量和石灰反应无明显分布规律。

## 2.2 不同海拔高度对土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量分布的影响

为了探讨不同海拔高度对土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量分布的影响, 选取位于不同海拔高度的11个典型剖面点, 从发生学角度分析影响华北地区不同海拔高度山地土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量分异特征的因素。各土壤剖面点所处的地貌和地形部位相似, 均位于华北地区不同海拔高度的山坡上, 按海拔高度分属低山(高程<500 m)、中山(高程介于800~3 000 m)和高山(高程>3 000 m), 其中海拔最低的为位于北京市延庆县八达岭滑雪场的八达岭系, 高程为650 m; 海拔最高的为位于山西省五台县台怀镇北台顶的北台顶系, 高程为3 050 m。成土母质类型包括黄土、花岗岩、石灰岩、紫色砂岩风化残-坡积物

等, 均为华北地区主要的成土母质类型, 各剖面颗粒组成分析结果显示均含有大量粉粒, 说明土壤的形成和发育过程受到黄土降尘影响。各剖面点的土壤环境特征如表3所示, 随着海拔高度的升高, 降雨量、气温、植被类型等生物气候条件分异明显, 植被类型由低山地区指示半干旱半湿润区的旱生灌木, 逐渐过渡为中山和高山地区指示湿润区的乔木林和草原性草甸植被, 基本可反映华北山地不同海拔区域典型植被类型的梯度变化特征。

由各剖面点的生物气候条件可以看出: 随着剖面点所处海拔高度的升高, 降雨量增大、气温降低, 土壤温度状况由温性逐渐过渡为寒冻/寒性, 土壤水分状况由半干润逐渐过渡为湿润/潮湿, 植被也变茂密。

由各剖面点的土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量、石灰反应和pH可以看出: 随着调查剖面所处海拔高度的升高, 土壤中 $\text{CaCO}_3$ 含量、石灰反应强度、pH呈逐渐降低的趋势。

1) 位于海拔较高地区(海拔>1 500 m)的北台顶系、岭底系、荷叶坪系、东台沟系、灵山落叶系、灵山系, 剖面通体均无石灰性反应, 且 $\text{CaCO}_3$ 含量< $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , pH介于6~7.1。其土壤环境条件为降雨量>600 mm、寒冻/寒性土壤温度状况、潮湿/湿润土壤水分状况、植被茂密。

2) 位于海拔较低地区(海拔介于500~1 500 m)的坪地川系、上东村系、左家滩系、青龙桥系和八达岭系, 通体均具石灰性反应, 且 $\text{CaCO}_3$ 含量> $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , pH介于7.6~8.2。其土壤环境条件为降雨量<600 mm, 冷性/温性土壤温度状况、半干润土壤水分状况、植被较稀疏。

根据 $\text{CaCO}_3$ 淋溶淀积原理, 当 $\text{CaCO}_3$ 遇到溶有 $\text{CO}_2$ 的水时,  $\text{CaCO}_3$ 会反应生成溶解性较大的重碳酸钙:  $\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ , 而使 $\text{CaCO}_3$ 发生淋洗; 反之, 水分减少或 $\text{CO}_2$ 分压降低时, 溶解的重碳酸钙就会重新生成碳酸钙沉积下来( $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2 = \text{CaCO}_3 \downarrow + \text{CO}_2 \uparrow + \text{H}_2\text{O}$ )。 $\text{CaCO}_3$ 的淋溶强度及淀积深度受水热条件的制约, 一般而言, 土壤湿润期越长, 淋溶强度越大,  $\text{CaCO}_3$ 的淋洗深度越深, 反之则浅。高山地区降雨量大, 且温度较低, 使得土壤相对湿度增加, 植被较好, 水分地表径流少, 土壤中 $\text{CaCO}_3$ 与水和 $\text{CO}_2$ 作用形成重碳酸钙向下垂直淋洗, 特别是在高温多雨的夏季, 土



表3 代表性调查剖面点的土壤环境特征

| Table 3 Soil environmental characteristics of the representative soil profiles |  |                       |                        |   |                                |                   |             |                        |                         |
|--|--|-----------------------|------------------------|---|--------------------------------|-------------------|-------------|------------------------|-------------------------|
| 土系命名<br>Name of the soil series  | 坐标位置<br>Position coordinates           | 海拔<br>Altitudes/<br>m | 降雨量<br>Rainfall/<br>mm | 50 cm深度土温状况<br>Soil temperature regime of 50 cm | 土壤水分状况<br>Soil moisture regime | 地貌部位<br>Landforms | 坡度<br>Slope | 母质<br>Parent materials | 植被类型<br>Vegetation type |
| 北台顶系<br>Beitaiding series  | 39° 4' 48.29" N,<br>113° 34' 8.97" E   | 3 050                 | 620                    | 寒冻  | 湿润                             | 亚高山山顶             | 5° ~ 8°     | 黄土降尘与花岗岩风化物            | 草甸植被                    |
| 岭底系<br>Lingdi series   | 39° 4' 9.39" N,<br>113° 35' 23.25" E   | 2 697                 | 623                    | 寒冻  | 湿润                             | 中山山坡              | 5° ~ 8°     | 黄土降尘与花岗岩风化物            | 草甸植被                    |
| 荷叶坪系<br>Heyeping series  | 38° 43' 30.09" N,<br>111° 50' 34.51" E | 2 315                 | 617                    | 寒冻  | 湿润                             | 中山山坡              | 2° ~ 5°     | 黄土                     | 草原性草甸植物                 |
| 东台沟系<br>Dongtaigou series  | 39° 2' 35.25" N,<br>113° 36' 53.21" E  | 2 168                 | 641                    | 寒性  | 湿润                             | 中山山坡              | 2° ~ 5°     | 黄土                     | 乔木（华北落叶松）               |
| 灵山落叶系<br>Lingshanluoye series  | 40° 2' 16.70" N,<br>115° 28' 4.70" E   | 1 955                 | 606                    | 寒性  | 湿润                             | 中山山坡              | 25° ~ 35°   | 黄土                     | 乔木（华北落叶松）               |
| 灵山系<br>Lingshan series   | 40° 2' 22.80" N,<br>115° 29' 09.40" E  | 1 660                 | 610                    | 寒性  | 湿润                             | 中山山坡              | 25°         | 黄土降尘与花岗岩风化物碎屑          | 乔木（桦树）                  |
| 坪地川系<br>Pingdichuan series   | 37° 19' 45.57" N,<br>113° 44' 09.84" E | 1 493                 | 575                    | 冷性  | 半湿润                            | 中山山坡              | 15°         | 黄土降尘与石灰岩风化物碎屑          | 旱生灌木                    |
| 上东村系<br>Shangdongcun series  | 36° 7' 43.34" N,<br>110° 38' 51.11" E  | 1 027                 | 576                    | 温性  | 半湿润                            | 高丘残垣              | 5°          | 马兰黄土                   | 旱生灌木                    |
| 左家滩系<br>Zuojiatan series   | 37° 16' 47.66" N,<br>112° 28' 44.02" E | 852                   | 490                    | 温性  | 半湿润                            | 中山山坡              | 20°         | 黄土降尘与紫色砂岩风化物碎屑         | 旱生灌木                    |
| 青龙桥系<br>Qinglongqiao series  | 40° 20' 56.61" N,<br>115° 58' 38.32" E | 663                   | 545                    | 温性  | 半湿润                            | 低山坡               | 15°         | 黄土降尘与花岗岩风化物碎屑          | 旱生灌木                    |
| 八达岭系<br>Badaling series  | 40° 21' 16.01" N,<br>115° 57' 17.22" E | 650                   | 525                    | 温性  | 半湿润                            | 低山坡               | 15° ~ 25°   | 黄土降尘与花岗岩风化物碎屑          | 旱生灌木                    |

表4 代表性调查剖面点表层土壤基本性质

Table 4 Basic properties of topsoil of the representative soil profiles

| 土系名称<br>Name of soil series   | 表层深度<br>Topsoil depth/cm | 石灰反应<br>Lime reaction | CaCO <sub>3</sub> 含量<br>CaCO <sub>3</sub> content/<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) | 颗粒组成<br>Particle composition/mm |        |            | 质地<br>Soil texture | 碳酸钙新生体<br>CaCO <sub>3</sub> new growth | 备注<br>Comments   |
|-------------------------------|--------------------------|-----------------------|---|---------------------------------|--------|------------|--------------------|--|--|
|                               |                          |                       |   | pH                              | 2~0.05 | 0.05~0.002 |                    |  |  |
| 北台顶系<br>Beitaiding series     | 10                       | 无                     | 0.4   | 6                               | 354    | 495        | 151                | 无                                      | 土层厚度45 cm, 表层以下无石灰反应, CaCO <sub>3</sub> 含量0.5 g·kg <sup>-1</sup>     |
| 岭底系<br>Lingdi series          | 13                       | 无                     | 0.2   | 6                               | 256    | 452        | 292                | 无                                      | 土层厚度78cm, 表层以下无石灰反应, CaCO <sub>3</sub> 含量0.36 g·kg <sup>-1</sup>     |
| 荷叶坪系<br>Heyeping series       | 5                        | 无                     | 0.5   | 6.2                             | 368    | 418        | 214                | 无                                      | 土层厚度160 cm, 表层以下无石灰反应, CaCO <sub>3</sub> 含量0.25 g·kg <sup>-1</sup>   |
| 东台沟系<br>Dongtaigou series     | 7                        | 无                     | 0.6   | 6.2                             | 332    | 504        | 164                | 无                                      | 土层厚度48cm, 表层以下无石灰反应, CaCO <sub>3</sub> 含量0.1 g·kg <sup>-1</sup>      |
| 灵山落叶系<br>Lingshanluoye series | 20                       | 无                     | 1.8   | 6.4                             | 173    | 653        | 175                | 无                                      | 土层厚度50 cm, 表层以下无石灰反应, CaCO <sub>3</sub> 含量2.2 g·kg <sup>-1</sup>     |
| 灵山系<br>Lingshan series        | 18                       | 无                     | 1.4   | 6.8                             | 350    | 512        | 138                | 无                                      | 土层厚度60 cm, 表层以下无石灰反应, CaCO <sub>3</sub> 含量1.7 g·kg <sup>-1</sup>     |
| 坪地川系<br>Pingdichuan series    | 9                        | 强                     | 23.8  | 8.2                             | 199    | 576        | 225                | 无                                      | 土层厚度81cm, 表层以下强石灰反应, CaCO <sub>3</sub> 含量36.1 g·kg <sup>-1</sup>     |
| 上东村系<br>Shangdongcun series   | 20                       | 极强                    | 86.8  | 8.7                             | 147    | 692        | 161                | 无                                      | 土层厚度150 cm, 表层以下极强石灰反应, CaCO <sub>3</sub> 含量113.3 g·kg <sup>-1</sup> |
| 左家滩系<br>Zuojiatan series      | 18                       | 极强                    | 91.0  | 8.4                             | 461    | 425        | 114                | 无                                      | 土层厚度60 cm, 表层以下极强石灰反应, CaCO <sub>3</sub> 含量103.0 g·kg <sup>-1</sup>  |
| 青龙桥系<br>Qinglongqiao series   | 18                       | 轻度                    | 2.2   | 7.6                             | 398    | 487        | 115                | <5%的假菌丝体                               | 土层厚度100 cm, 表层以下轻度石灰反应, CaCO <sub>3</sub> 含量5.75 g·kg <sup>-1</sup>  |
| 八达岭系<br>Badaling series       | 30                       | 轻度                    | 5.5   | 8.2                             | 429    | 438        | 133                | 5%左右的假菌丝体                              | 土层厚度50 cm, 表层以下轻度石灰反应, CaCO <sub>3</sub> 含量4.4 g·kg <sup>-1</sup>    |

壤有机碳的矿化速率和生物呼吸速率均较高, 从而提高了土壤空气中 $\text{CO}_2$ 的分压,  $\text{CaCO}_3$ 的淋洗较强烈<sup>[31]</sup>, 导致表土和表下层各层土壤均不具石灰反应。因此, 生物气候条件是造成华北山地较高山(海拔大于1 500 m)与较低山(海拔小于1 500 m)地区间土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量分异的主导因素, 华北山地中山和高山地区(海拔大于1 500 m)无论何种成土母质, 土壤中均不含碳酸钙, 无石灰反应。

由表2和表3可以看出, 海拔小于1 500 m中山和低山地区不同母质类型的上东村系、坪地川系、左家滩系、八达岭系和青龙桥系 $\text{CaCO}_3$ 含量差异明显, 上东村系、坪地川系和左家滩系等发育于马兰黄土和钙质的石灰岩、紫色砂岩的土壤, 通体 $\text{CaCO}_3$ 含量均较高, 具有中等-强石灰反应; 而八达岭系和青龙桥系等发育于非钙质的花岗岩的土壤, 通体 $\text{CaCO}_3$ 含量均较低, 具有轻度石灰反应。这是由于海拔小于1 500 m中山和低山地区, 降雨量较少、温度较高, 且蒸发量大, 致使土壤干燥、土壤湿润期短, 土壤 $\text{CaCO}_3$ 与水作用形成重碳酸钙的时间较短, 不利于碳酸钙淋洗; 同时, 由于这些地区通常植被覆盖较差, 水分表面径流大, 土体受土壤侵蚀影响较严重, 使得马兰黄土钙质石灰岩、紫色砂岩等成土母质出露地表, 造成上东村系、坪地川系、左家滩系等具有较强石灰反应。因此, 成土母质差异是造成华北山地中山和低山地区(海拔介于500~1 500 m)内土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量分异的主导因素。

### 3 讨 论

黄土降尘为华北山地表土输入了 $\text{CaCO}_3$ , 中国北方年均降尘量约 $136.98 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2}$ <sup>[34]</sup>, 中国粉尘源区表土 $\text{CaCO}_3$ 含量的均值约为 $118.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ <sup>[16]</sup>, 说明黄土降尘向华北山地表土输入的最高 $\text{CaCO}_3$ 含量大致为 $118.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。但不同海拔高度的降雨量和土壤湿度差异, 导致土壤 $\text{CaCO}_3$ 淋溶强度和含量差异明显。以本研究中77个花岗岩发育的土壤剖面为例, 其表土 $\text{CaCO}_3$ 含量和环境因子进行的统计分析表明: 在海拔高度大于1 500 m中山和高山地区, 降雨量大于600 mm,  $\text{CaCO}_3$ 淋溶强度较大, 土壤中 $\text{CaCO}_3$ 残留量小于等于 $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $\text{CaCO}_3$ 淋失量大于等于 $16.4 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; 而在海拔介于500~1 500 m

中山和低山地区, 降雨量一般介于400~600 mm,  $\text{CaCO}_3$ 淋溶强度较弱, 土壤中 $\text{CaCO}_3$ 残留量大于等于 $2.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $\text{CaCO}_3$ 淋失量小于等于 $116.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

以往有关华北山地土壤发生与分类的研究, 或在土壤地理发生学思想指导下过于强调生物气候条件是土壤发生过程中的主导作用, 弱化了母质的影响<sup>[32]</sup>。但也有些研究又过分强调了母质在土壤发生过程中的主导作用, 弱化了生物气候条件的影响<sup>[33]</sup>。本文认为, 华北黄土降尘地区, 尤其是山地区, 在研究土壤发生和分类时, 生物气候条件和成土母质一定要兼顾考虑。淋溶过程强弱导致的土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量/石灰反应分布差异是该地区的典型发生学特征之一, 不同海拔高度起主导作用的因素有所不同: 在海拔大于1 500 m中山和高山地区, 降雨量一般大于600 mm, 淋溶条件较强, 生物气候条件对土壤中 $\text{CaCO}_3$ 含量/石灰反应起主导作用,  $\text{CaCO}_3$ 含量一般介于 $0.1 \sim 2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; 而在海拔介于500~1 500 m中山和低山地区, 降雨量较低, 一般介于400~600 mm, 淋溶条件不强, 土壤普遍具有石灰反应, 成土母质对土壤中 $\text{CaCO}_3$ 含量/石灰反应起主导作用, 生物气候条件的影响居于次要地位,  $\text{CaCO}_3$ 含量一般介于 $2.2 \sim 251.3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

257个剖面点的表土理化性质测定结果表明, 各剖面点表土大都具有与风成黄土相似的基本物理性质, 进一步证实了华北地区黄土降尘普遍存在, 说明黄土降尘是华北地区土壤物质的重要来源, 对于土壤形成产生了重要作用。因此, 在研究华北山地土壤成土过程时, 除考虑传统的母质、地形、气候、生物、时间五大成土因素外, 还应增加地质因素, 尤其是将现代黄土降尘这个地质过程予以重点考虑。

本文所选用的82个无石灰反应剖面点(58个海拔大于1 500 m剖面点, 24个海拔小于1 500 m剖面点)的土壤理化性质测定结果表明均含微量或少量 $\text{CaCO}_3$ (多低于 $2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ), 这主要可能是该地区不断的黄土降尘补充影响。

本文仅在设定或假定土壤发育不受海拔以外其他成土因素影响的前提下, 就黄土降尘在不同海拔高度下引起的土壤 $\text{CaCO}_3$ 含量/石灰反应的变化情况进行了对比分析, 但实际上土壤形成过程一定是受多因素综合作用, 而其他地形因子(如坡度、坡位、坡向、地形起伏度等)、成土时间、土地利用

等人为活动对土壤 $\text{CaCO}_3$ 和石灰反应的影响,将在今后的研究中予以探讨。

## 4 结 论

黄土降尘为华北山地表土输入了 $\text{CaCO}_3$ ,但由于海拔高度不同,其土壤湿度存在差异,导致土壤 $\text{CaCO}_3$ 淋溶程度和含量上差异明显。海拔大于1 500 m中山和高山地区,温度较低,降雨量较强,土壤湿度较大,植被条件较好,地表径流少, $\text{CaCO}_3$ 淋洗强,土壤通体无石灰反应,生物气候条件对 $\text{CaCO}_3$ 含量/石灰反应起主导作用。而海拔介于500~1 500 m中山和低山地区,温度较高,降雨较少,土壤湿度较低,植被覆盖度较低, $\text{CaCO}_3$ 淋洗弱,土壤普遍具有石灰反应,成土母质对土壤中 $\text{CaCO}_3$ 含量/石灰反应起主导作用,生物气候条件的影响居于次要地位。

## 参 考 文 献

- [ 1 ] 刘东生. 黄土与环境. 北京: 科学出版社, 1985  
Liu D S. Loess and environment (In Chinese). Beijing: Science Press, 1985
- [ 2 ] Chenu C. Basic concepts and future challenges. Cambridge: Cambridge University Press, 2006: 35—42
- [ 3 ] 李富程, 张建辉. 碳酸钙对石灰性土壤颗粒组成测定的影响. 土壤通报, 2013, 44 (1): 191—196  
Li F C, Zhang J H. Changes in soil particle-size distribution by laser diffraction method as affected by calcium carbonate in calcareous soils (In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 2013, 44 (1): 191—196
- [ 4 ] Li W. Chemical modification of dust particles during different dust storm episodes. Aerosol & Air Quality Research, 2012, 12 (6): 1095—1104
- [ 5 ] 文倩, 戴君峰, 崔卫国, 等. 关于现代浮尘研究与进展. 干旱区研究, 2001, 18 (4): 68—71  
Wen Q, Dai J F, Cui W G, et al. Study and progresses on floating-dust (In Chinese). Arid Zone Research, 2001, 18 (4): 68—71
- [ 6 ] Litaor M I. The influence of eolian dust on the genesis of alpine soils in the front range, Colorado. Soil Science Society of America Journal, 1985, 51 (1): 142—147
- [ 7 ] Tiessen H, Hauffe H K, Mermut A R. Deposition of harmattan dust and its influence on base saturation of soils in northern Ghana. Geoderma, 1991, 49 (3/4): 285—299
- [ 8 ] Reynolds R, Belnap J, Reheis M, et al. Aeolian dust in Colorado Plateau soils: Nutrient inputs and recent change in source. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2001, 98 (13): 7123—7127
- [ 9 ] Mctainsh G, Strong C. The role of aeolian dust in ecosystems. Geomorphology, 2007, 89 (1/2): 39—54
- [ 10 ] Mizota C, Endo H, Um K T, et al. The eolian origin of silty mantle in sedentary soils from Korea and Japan. Geoderma, 1991, 49 (1/2): 153—164
- [ 11 ] 关欣, 李巧云, 文倩, 等. 南疆西部降尘对土壤性质的影响. 土壤, 2000, 32 (4): 178—182  
Guan X, Li Q Y, Wen Q, et al. Effect of dustfall on soil properties in western South Xinjiang (In Chinese). Soils, 2000, 32 (4): 178—182
- [ 12 ] 文倩, 关欣, 崔卫国. 和田地区大气降尘对土壤作用的研究. 干旱区研究, 2002, 19 (3): 1—5  
Wen Q, Guan X, Cui W G. Study on dustfall and its effect on soils in Hotan (In Chinese). Arid Zone Research, 2002, 19 (3): 1—5
- [ 13 ] Jenny H. The soil resource: Origin and behavior. New York: Springer-Verlag, 1980
- [ 14 ] Schlesinger W H. The formation of caliche in soils of the Mojave Desert, California. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1985, 49 (1): 57—66
- [ 15 ] Brady N C. The nature and properties of soils. New York: Macmillan Company, 1996: 1—9
- [ 16 ] 王亚强, 曹军骥, 张小曳, 等. 中国粉尘源区表碳酸盐含量与碳氧同位素组成. 海洋地质与第四纪地质, 2004, 24 (1): 113—117  
Wang Y Q, Cao J J, Zhang X Y, et al. Carbonate content and carbon and oxygen isotopic composition of surface soil in the dust source regions of China (In Chinese). Marine Geology & Quaternary Geology, 2004, 24 (1): 113—117
- [ 17 ] 张凤荣. 土壤地理学. 第2版. 北京: 中国农业出版社, 2016  
Zhang F R. Soil geography (In Chinese). 2nd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2016
- [ 18 ] 王秀丽, 张凤荣, 吴昊, 等. 黄土降尘对北京山地土壤性质的影响. 土壤通报, 2013, 44 (3): 522—525  
Wang X L, Zhang F R, Wu H, et al. Effect of loess dust on soil properties in Beijing mountainous areas (In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 2013, 44 (3): 522—525
- [ 19 ] 张甘霖, 李德成. 野外土壤描述与采样手册. 北京: 科学出版社, 2017



- Zhang G L, Li D C. Manual of soil description and sampling (In Chinese). Beijing: Science Press, 2017
- [20] 张甘霖, 龚子同. 土壤调查实验室分析方法. 北京: 科学出版社, 2012
- Zhang G L, Gong Z T. Soil survey laboratory methods (In Chinese). Beijing: Science Press, 2012
- [21] 中国科学院南京土壤研究所土壤系统分类课题组, 中国土壤系统分类课题研究协作组. 中国土壤系统分类检索. 第3版. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2001. Chinese Soil Taxonomy Research Group, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Cooperative Research Group on Chinese Soil Taxonomy. Keys to Chinese Soil Taxonomy (In Chinese). 3rd ed. Hefei: University of Science and Technology of China Press, 2001
- [22] 张甘霖, 王秋兵, 张凤荣, 等. 中国土壤系统分类土族和土系划分标准. 土壤学报, 2013, 50 (4): 826—834
- Zhang G L, Wang Q B, Zhang F R, et al. Criteria for establishment of soil family and soil series in Chinese Soil Taxonomy (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2013, 50 (4): 826—834
- [23] 李超, 张凤荣, 张天柱, 等. 土壤的石灰反应强度估测CaCO<sub>3</sub>含量和pH研究. 土壤学报, 2017, 54 (6): 1369—1376
- Li C, Zhang F R, Zhang T Z, et al. The study of lime soil reaction intensity estimates based on CaCO<sub>3</sub> content and pH (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2017, 54 (6): 1369—1376
- [24] Watson G S, Journel A G, Huijbregts C J. Mining geostatistic. Journal of the American Statistical Association, 1980, 75 (369): 245
- [25] 贾晓红, 李新荣, 张景光, 等. 沙冬青灌丛地的土壤颗粒大小分形维数空间变异性分析. 生态学报, 2006, 26 (9): 2827—2833
- Jia X H, Li X R, Zhang J G, et al. Spatial heterogeneity analysis of fractal dimension of soil particle for *Ammopiptanthus mongolicus* shrub (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2006, 26 (9): 2827—2833
- [26] 魏孝荣, 邵明安. 黄土高原沟壑区小流域不同地形下土壤性质分布特征. 自然资源学报, 2007, 22 (6): 946—953
- Wei X R, Shao M A. Distribution of soil properties as affected by landforms in small watershed of loessial gully region (In Chinese). Journal of Natural Resources, 2007, 22 (6): 946—953
- [27] 孙向阳, 耿增超. 尘暴黄土母质上发育的森林土壤—例. 西北林学院学报, 1996, 11 (1): 9—13
- Sun X Y, Geng Z C. An example of forest soil developed on the parent materials of dust storm loess (In Chinese). Journal of Northwest Forestry College, 1996, 11 (1): 9—13
- [28] 王赞红, 夏正楷. 北京2002年3月20~21日尘暴过程的降尘量与降尘粒度特征. 第四纪研究, 2004, 24 (1): 95—99
- Wang Z H, Xia Z K. Dust flux and particle size of dustfall of the duststorm on March 20-21, 2002 in Beijing (In Chinese). Quaternary Sciences, 2004, 24 (1): 95—99
- [29] 刘东生, 韩家懋, 张德二, 等. 降尘与人类世沉积—I: 北京2006年4月16~17日降尘初步分析. 第四纪研究, 2006, 26 (4): 628—633
- Liu D S, Han J M, Zhang D E, et al. Falling dust and deposits in Anthropogene—I: Preliminary analyses of the dust fall in Beijing on April (In Chinese). Quaternary Sciences, 2006, 26 (4): 628—633
- [30] Feng J L, Zhu L P, Ju J T, et al. Heavy dust fall in Beijing, on April 16-17, 2006: Geochemical properties and indications of the dust provenance. Geochemical Journal, 2010, 42 (2): 221—236
- [31] 张林, 孙向阳, 高程达, 等. 荒漠草原土壤次生碳酸盐形成和周转过程中固存CO<sub>2</sub>的研究. 土壤学报, 2011, 48 (3): 578—586
- Zhang L, Sun X Y, Gao C D, et al. CO<sub>2</sub> sequestration information and turnover of pedogenic carbonates in soil of desert steppe, Inner Mongolia, China (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2011, 48 (3): 576—586
- [32] 张甘霖, 史学正, 龚子同. 中国土壤地理学发展的回顾与展望. 土壤学报, 2008, 45 (5): 792—801
- Zhang G L, Shi X Z, Gong Z T. Retrospect and prospect of soil geography in China (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2008, 45 (5): 792—801
- [33] 张凤荣, 李连捷. 关于北京地区褐土的发生与分类问题的辨析. 土壤通报, 1989, 20 (2): 58—61
- Zhang F R, Li L J. Analysis of cinnamon soil classification in Beijing area (In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 1989, 20 (2): 58—61
- [34] 鹿化煜, 李郎平, 弋双文, 等. 中国北方沙漠-黄土体系的沉积和侵蚀过程与未来趋向探析. 地学前缘, 2010, 17 (5): 336—344
- Lu H Y, Li L P, Yi S W, et al. A perspective on deposition and erosion of the sand-loess system in North China (In Chinese). Earth Science Frontiers, 2010, 17 (5): 336—344

## Vertical Distribution of Soil $\text{CaCO}_3$ Content / Lime Reaction in Mountainous Regions of North China and Its Genetic Explanation

LI Chao<sup>1</sup> ZHANG Fengrong<sup>1†</sup> WANG Xiuli<sup>2</sup> ZHENG Yanan<sup>1</sup> ZHANG Tianzhu<sup>1</sup> XIE Zhen<sup>1</sup>  
JIN Dongsheng<sup>3</sup>

( 1 College of Land Science and Technology, China Agricultural University, Beijing 100193, China )

( 2 College of Resources and Environmental Sciences, Henan Agricultural University, Zhengzhou 450002, China )

( 3 Institute of Agriculture Environment and Resources, Shanxi Academy of Agricultural Sciences, Taiyuan 030006, China )

**Abstract** 【Objective】Papers available in the literature show that loess dust precipitation exists generally in North China, becoming an important source of topsoil in the region. It brings in a large amount of fine mineral particles and nutrient elements, especially,  $\text{CaCO}_3$ , to the soil.  $\text{CaCO}_3$  is an important component of the soils in arid, semi-arid and semi-humid regions, and hence a major indicator reflecting development degree of a soil. The purpose of this paper is to study vertical distribution of  $\text{CaCO}_3$  content and its characteristics in the mountainous soil of North China, in an attempt to explain causes of this phenomenon from the perspective of soil genesis. 【Method】A total of 257 soil profiles of various soil series in Beijing and Shanxi Province were investigated for mechanical composition,  $\text{CaCO}_3$  content and lime reaction and statistic analysis was performed of the data. On such a basis, vertical distributions of  $\text{CaCO}_3$  content and lime reaction in the mountainous soils of North China and their characteristics were summarized, and causes of the phenomena explained with the theory of soil genesis. 【Result】Results show that the topsoil in North China is mainly composed of silt, which is similar to loess, indicating that loess dust precipitation is an important source of soil minerals, bringing in  $\text{CaCO}_3$  to the topsoils of the mountainous soils in North China. As soil humidity varies sharply from area to area due to difference in elevation, soil  $\text{CaCO}_3$  content does too. In areas above 1 500 meters in elevation, the soils are quite high in humidity (varying in the humid and damp regime) due to relatively high precipitation (mean annual precipitation of over 600 mm) and relatively low temperature (varying in the gelic or cryic soil temperature regime), and good to vegetation, which in turn reduces surface runoff, but enhances downward leaching of  $\text{CaCO}_3$ . As a result  $\text{CaCO}_3$  is leached out of the soil, no matter what it is derived from, and no lime reaction is detected throughout the solum. So in these areas, bio-climatic conditions play a leading role affecting soil  $\text{CaCO}_3$  content and lime reaction. However, in areas ranging between 500 and 1 500 meters in elevation, the soils are relatively low in soil humidity (varying in the semi-arid-humid/humid regime) due to relatively low precipitation (mean annual precipitation of < 600 mm) and higher soil temperature (varying in the frigid/temperate regime), and hence not so good to vegetation, As a result,  $\text{CaCO}_3$  leaching is weakened and lime reaction could be found almost everywhere. Therefore in these areas bio-climate conditions descend from the leading role to a major role, following behind the role of parent material. Whatever, no obvious characteristic of the distribution of soil  $\text{CaCO}_3$  content and lime reaction could be summarized in areas below 500 meters in elevation. 【Conclusion】In conclusion, the characteristics of the vertical distribution of soil  $\text{CaCO}_3$  content / lime reaction caused by leaching process, strong or weak, is one of the typical soil genetic characteristics of the mountainous soils in North China.

**Key words** North China; Loess dust precipitation;  $\text{CaCO}_3$  content; Lime reaction; Soil genesis

( 责任编辑: 檀满枝 )

# 川西地区具有有机土壤物质特性土壤的系统分类\*

张 楚 袁大刚<sup>†</sup> 宋易高 陈剑科 付宏阳

(四川农业大学资源学院, 成都 611130)

**摘 要** 川西部分地区的气候和地形不利于有机土壤物质的矿化分解, 形成了具有有机土壤物质特性的土壤, 这类土壤与矿质土壤存在明显的区别。为了研究川西地区具有有机土壤物质特性土壤的系统分类归属, 选取川西地区 6 个具有有机土壤物质特性的土壤剖面作为研究对象, 基于成土条件、土壤剖面特征和理化性质的分析, 按照《中国土壤系统分类检索 (第三版)》, 顺序检索供试土壤的诊断层和诊断特性, 确定其在系统分类中的地位。结果表明, 供试土壤归属于有机土、淋溶土和潜育土 3 个土纲, 细分为 3 个亚纲, 4 个土类和 6 个亚类。依据《中国土壤系统分类土族与土系划分标准》, 建立了 6 个土族和 6 个土系。据此可知, 具有有机土壤物质特性的土壤并不全是有机土, 也可能是淋溶土或潜育土; 有机土并不一定具有有机表层, 如埋藏亚类的有机土。相比于发生分类, 系统分类能够更准确地地区分同一区域具有近似生物气候条件的土壤类型。

**关键词** 有机土壤物质; 诊断层; 诊断特性; 土壤系统分类; 土系; 有机土

**中图分类号** S155.3 **文献标识码** A

有机土壤物质是指经常被水分饱和, 具高量有机碳的泥炭、腐泥等物质, 或被水分饱和时间很短, 具有极高量有机碳的枯枝落叶质物质或草毡状物质<sup>[1]</sup>。具有有机土壤物质特性的土壤在颜色、质地、结构、肥力和元素组成等各方面性状均与其他矿质土壤存在极为明显的区别<sup>[2-3]</sup>。因此, 研究此类土壤在系统分类中的归属对土壤分类理论研究和土壤资源利用管理实践等有着重要的意义。

川西地区位于青藏高原东南缘, 地势高亢, 气候寒冷, 干湿季分明。区内分布有大面积的草原和湿地, 这些环境下有机质来源充足而矿化分解缓慢, 导致土体中有机物质大量积累<sup>[4-7]</sup>, 形成了丰富的泥炭资源<sup>[8]</sup>, 具有巨大的研究和利用价值<sup>[9]</sup>。针对川西地区土壤有机质或有机碳的研究较多<sup>[10-12]</sup>, 但这些研究多基于发生学分类。近年我国其他地区的土壤系统分类研究已经取得了较

大进展<sup>[13-15]</sup>, 并且对有机土建立了一定数量的土系<sup>[16]</sup>。但相比而言, 川西地区土壤系统分类仍处于起步阶段。高以信和李明森<sup>[17]</sup>参考了《中国土壤系统分类 (首次方案)》和《中国土壤系统分类 (修订方案)》对横断山区土壤进行过研究, 引入了明确的鉴定指标, 但受当时研究条件的限制, 命名仍然延续了发生学名称, 其分类系统属于发生分类向系统分类的过渡。夏建国等<sup>[18]</sup>基于第二次土壤普查数据对四川土壤进行过系统分类的初步研究, 但土壤普查数据大多难以达到系统分类的要求。何毓蓉等<sup>[19]</sup>对贡嘎山东坡林地 6 个土壤剖面进行过系统分类研究, 划分为 4 个新成土和 2 个雏形土, 除表层有 2 ~ 5 cm 枯枝落叶层或苔藓层外, 其他土层不具有有机土壤物质特性。综上所述, 目前针对川西地区尤其是具有有机土壤物质特性的土壤的系统分类研究仍极少报道。

\* 国家科技基础性工作专项项目 (2014FY110200A12) 资助 Supported by the Special Basic Research Funds of China (No. 2014FY110200A12)

<sup>†</sup> 通讯作者 Corresponding author, E-mail: gangday@sohu.com

作者简介: 张 楚 (1993—), 男, 云南泸西人, 硕士研究生, 主要从事土壤发生与系统分类研究。E-mail: zctwly@163.com

收稿日期: 2017-11-21; 收到修改稿日期: 2018-01-24; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-03-05

基于此,本文选取川西地区6个具有有机土壤物质特性的单个土体作为研究对象,根据其景观和剖面形态学特征的描述及土壤理化性质的分析,确定诊断层和诊断特性,进一步确定其在中国土壤系统分类中的归属,以期充实中国土壤系统分类,并为该类土壤合理利用与管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

川西地区是青藏高原东南缘和横断山脉的一部分,属于中国地势第一台阶向第二台阶的过渡地带。地理坐标大致在26° 04′ ~ 34° 20′ N, 97° 22′ ~ 103° 40′ E之间,总面积约30 × 10<sup>4</sup> km<sup>2</sup>,占四川省总面积近2/3。平均海拔在2 800 m以上,是四川省地势最高的地区;地形地貌复杂,以丘状高原、高山峡谷为主;气候类型多样,垂直地带性明显,随海拔升高,依次出现亚热带、暖温带、寒温带、亚寒带、寒带和永冻带气候,但主要为温带气候,大部分地区夏季温凉,冬春寒冷,干湿季分明。植被类型主要受海拔和气候影响,海拔3 400 ~ 4 000 m的地区种植业基本绝迹,4 000 ~ 4 200 m的地区则为森林分布的

上限,整个川西地区以高山草甸和亚高山草甸分布面积最广。区内砂岩、页岩、石灰岩和泥质岩类分布广泛,其残积和坡积风化物是川西地区最主要的成土母质,此外若尔盖、红原等地的沼泽湿地环境,形成了较大面积的湖积物<sup>[20]</sup>。受复杂的成土环境影响,川西地区土壤类型多样,垂直地带性明显,是研究土壤发生过程和系统分类的重要区域。

1.2 样品采集与气候数据统计

依据第二次全国土壤普查资料,综合研究区地形、植被、土壤类型、交通条件等情况,于2015年7—9月选定6个样点(表1)进行土壤调查与采样。利用手持GPS记录采样点的经纬度及海拔等信息,按照《野外土壤描述与采样规范》<sup>[21]</sup>要求挖掘土坑、修理剖面、划分土层,记录各层深度范围、颜色、质地、结构、新生体、侵入体、石灰反应和亚铁反应等信息,拍摄景观和剖面照片;自下而上分别采集各土层分析样品和纸盒标本。

原始气候数据源于四川省160个气象站点的地面气候资料(1951—1980年)。年均土温采用回归克里格法预测得到<sup>[22]</sup>;年均降水量直接由原始数据统计得到;年均潜在蒸散量由FAO推荐的Penman-Monteith公式计算得到<sup>[23]</sup>。供试土壤的形成环境见表1。

表1 供试土壤的形成环境

Table 1 Soil forming environments of the soils studied

| 剖面号<br>Profile<br>No. | 采样地点<br>Profile<br>location | 地理坐标<br>Geographic coordinates       | 海拔<br>Altitude<br>/m | 年均土温 <sup>①</sup><br>/°C | 年均降水量 <sup>②</sup><br>/mm | 年均潜在蒸散量 <sup>③</sup><br>/mm | 地形<br>Relief | 土地利用类型<br>Land use<br>type | 母质<br>Parent<br>material |
|-----------------------|-----------------------------|--------------------------------------|----------------------|--------------------------|---------------------------|-----------------------------|--------------|----------------------------|--------------------------|
| 51-023                | 若尔盖县班佑乡多玛村                  | 33° 30′ 13.2″ N,<br>103° 00′ 54.9″ E | 3 487                | 4.85                     | 647.6                     | 761.1                       | 高原河谷一级阶地近河岸  | 天然牧草地                      | 冲积物                      |
| 51-024                | 若尔盖县班佑乡多玛村                  | 33° 30′ 12.7″ N,<br>103° 00′ 49.4″ E | 3 487                | 4.85                     | 647.6                     | 761.1                       | 高原河谷一级阶地低洼处  | 天然牧草地                      | 冲积物                      |
| 51-052                | 道孚县葛卡乡葛卡村                   | 30° 48′ 08.6″ N,<br>101° 17′ 18.7″ E | 3 703                | 7.19                     | 578.6                     | 1016.0                      | 高山缓坡中下部低洼处   | 天然牧草地                      | 坡积物                      |
| 51-096                | 松潘县川主寺镇黑斯村                  | 32° 55′ 40.0″ N,<br>103° 26′ 20.7″ E | 3 547                | 4.60                     | 729.7                     | 788.7                       | 高原缓坡中下部低洼处   | 天然牧草地                      | 坡积物                      |
| 51-100                | 红原县壤口乡壤口村                   | 32° 18′ 21.8″ N,<br>102° 28′ 51.6″ E | 3 635                | 4.96                     | 753.0                     | 770.8                       | 高原洪积扇外缘低洼处   | 天然牧草地                      | 洪积物                      |
| 51-105                | 越西县书古乡勒品村                   | 28° 28′ 44.5″ N,<br>102° 33′ 56.8″ E | 2 225                | 13.36                    | 1 113.0                   | 893.6                       | 中山山间湖盆       | 沼泽地                        | 湖积物                      |

①Annual mean soil temperature, ②Annual mean precipitation, ③Annual mean potential evapotranspiration



1.3 指标测定

土壤颜色按《中国标准土壤色卡》<sup>[24]</sup>比色，其余指标按《土壤调查实验室分析方法》<sup>[25]</sup>和《Kellogg Soil Survey Laboratory Methods Manual》<sup>[26]</sup>测定。颗粒组成采用吸管法测定，pH采用电位法测定（水提pH以无CO<sub>2</sub>蒸馏水浸提，土水比1：2.5；盐提pH以0.01mol·L<sup>-1</sup>CaCl<sub>2</sub>溶液浸提，土液比1：2<sup>[26]</sup>），碳酸钙相当物采用容量滴定法测定，阳离子交换量采用乙酸铵（pH 7.0）交换法测定，交换性盐基采用原子吸收光谱（Ca、Mg）和火焰光度计（K、Na）法测定，纤维物质采用对开半注射器体积估测法测定，有机物颜色采用焦磷酸钠浸提比色法测定，有机碳采用重铬酸钾-硫酸消化法测定，土壤矿物采用X射线衍射仪鉴定。

2 结 果

2.2 土壤理化性质

由表3可知，供试土壤矿质土层颗粒组成以粉粒为主，质地以粉砂壤土为主。对51-052和51-

2.1 土壤剖面特征

由表2可知，供试土壤干态颜色以黑棕色为主，润态颜色以黑色和黑棕色为主，色调均以10YR为主，干态明度大部分集中在2和3，润态明度绝大部分集中在2，干态彩度集中在2和3，润态彩度集中在1，除少数土层外，各剖面颜色均较深。51-100剖面颜色突变明显，三个土层呈不同颜色。土壤结构为团粒状或亚角块状。51-023剖面的118～150 cm处有中量锈纹锈斑，其形成与地下水位的升降有关。51-052剖面的58 cm以上和51-100剖面的40 cm以上层次有少量锈纹锈斑，且51-052剖面的20～58 cm有多量黏粒胶膜，反映出地表水长期淋溶与季节性滞留的并存。51-023和51-024的全土层均有较强的石灰反应，两个剖面采集地点接近，所含石灰应该均来源于河流冲积母质。51-096和51-100剖面的底层均有中度亚铁反应，说明其底层经历了较强烈的潜育化过程。

096剖面上部成土物质均匀的矿质土层计算黏化率，以51-052剖面20～58 cm的黏化率最大，为1.64。

表2 供试土壤的剖面特征

Table 2 Morphological characteristics of the soil profiles studied

| 剖面号<br>Profile No. | 深度<br>Depth/cm | 干态颜色<br>Dry soil color | 润态颜色<br>Wet soil color | 土壤结构<br>Soil structure | 新生体<br>New growth of soil | 石灰反应<br>Lime reaction |
|--------------------|----------------|------------------------|------------------------|------------------------|---------------------------|-----------------------|
| 51-023             | 0～27           | 黑棕色(10YR 2/3)          | 黑色(2.5Y 2/1)           | 团粒状                    | -                         | 中度                    |
|                    | 27～65          | 黑棕色(10YR 2/3)          | 黑色(10YR 2/1)           | -                      | -                         | 强度                    |
|                    | 65～85          | 黑棕色(10YR 3/2)          | 黑色(10YR 2/1)           | -                      | -                         | 极强                    |
|                    | 85～118         | 黑棕色(10YR 3/2)          | 黑色(10YR 2/1)           | 亚角块状                   | -                         | 中度                    |
|                    | 118～150        | 浊黄色(2.5Y 6/3)          | 黑棕色(2.5Y 3/2)          | 亚角块状                   | 中量锈纹锈斑                    | 中度                    |
|                    | 150～170        | 淡灰色(10Y 7/2)           | 橄榄灰色(10Y 4/2)          | -                      | -                         | 中度                    |
| 51-024             | 0～15           | 暗棕色(7.5YR 3/3)         | 黑棕色(5YR 2/1)           | 团粒状                    | -                         | 中度                    |
|                    | 15～25          | 暗棕色(10YR 3/3)          | 黑棕色(10YR 2/2)          | 团粒状                    | -                         | 中度                    |
|                    | 25～50          | 黑棕色(10YR 2/3)          | 黑棕色(10YR 2/2)          | -                      | -                         | 中度                    |
|                    | 50～105         | 极暗棕色(7.5YR 2/3)        | 黑棕色(7.5YR 2/2)         | -                      | -                         | 中度                    |
|                    | 105～130        | 极暗红棕色(5YR 2/3)         | 黑棕色(5YR 2/1)           | -                      | -                         | 中度                    |
|                    | 130～150        | 极暗红棕色(5YR 2/3)         | 黑棕色(5YR 2/1)           | -                      | -                         | 极强                    |
| 51-052             | 150～190        | 暗灰黄色(2.5Y 5/2)         | 黑色(2.5Y 2/1)           | -                      | -                         | 极强                    |
|                    | 0～20           | 灰黄棕色(10YR 5/2)         | 黑棕色(10YR 3/1)          | 亚角块状                   | 少量锈纹锈斑                    | -                     |
|                    | 20～58          | 棕灰色(10YR 6/1)          | 棕灰色(10YR 4/1)          | 亚角块状                   | 少量锈纹锈斑、多量黏粒胶膜             | -                     |

续表

| 剖面号         | 深度                      | 干态颜色           | 润态颜色            | 土壤结构           | 新生体                | 石灰反应          |
|-------------|-------------------------|----------------|-----------------|----------------|--------------------|---------------|
| Profile No. | Depth/cm                | Dry soil color | Wet soil color  | Soil structure | New growth of soil | Lime reaction |
| 51-096      | 58 ~ 100                | 暗红棕色(5YR 3/3)  | 黑棕色(5YR 2/1)    | -              | -                  | -             |
|             | 100 ~ 155               | 黑棕色(10YR 3/2)  | 黑色(2.5Y 2/1)    | -              | -                  | -             |
|             | 155 ~ 170               | 黑棕色(10YR 3/2)  | 黑色(2.5Y 2/1)    | -              | -                  | -             |
|             | 0 ~ 12                  | 棕色(10YR 4/4)   | 黑棕色(10YR 3/2)   | 团粒状            | -                  | -             |
|             | 12 ~ 21                 | 灰黄棕色(10YR 5/2) | 黑棕色(10YR 2/3)   | 团粒状            | -                  | -             |
|             | 21 ~ 48                 | 暗棕色(10YR 3/3)  | 黑棕色(5YR 2/1)    | -              | -                  | -             |
|             | 48 ~ 80                 | 暗棕色(10YR 3/4)  | 黑棕色(5YR 2/1)    | -              | -                  | -             |
|             | 80 ~ 105                | 黑棕色(10YR 3/2)  | 黑棕色(5YR 2/1)    | -              | -                  | -             |
| 51-100      | 105 ~ 130 <sup>1)</sup> | 灰黄棕色(10YR 6/2) | 棕灰色(7.5YR 5/1)  | -              | -                  | -             |
|             | 0 ~ 20                  | 亮黄棕色(10YR 6/6) | 棕色(10YR 4/6)    | 亚角块状           | 少量锈纹锈斑             | -             |
|             | 20 ~ 40                 | 棕色(10YR 4/6)   | 极暗棕色(7.5YR 2/3) | -              | 少量锈纹锈斑             | -             |
|             | 40 ~ 60 <sup>1)</sup>   | 棕灰色(10YR 6/1)  | 棕灰色(10YR 5/1)   | -              | -                  | -             |
| 51-105      | 0 ~ 20                  | 棕灰色(5YR 5/1)   | 黑色(7.5YR 2/1)   | -              | -                  | -             |
|             | 20 ~ 43                 | 黑棕色(5YR 2/1)   | 黑色(7.5YR 2/1)   | -              | -                  | -             |
|             | 43 ~ 64                 | 黑棕色(5YR 2/2)   | 黑色(7.5YR 2/1)   | -              | -                  | -             |
|             | 64 ~ 86                 | 灰棕色(5YR 6/2)   | 黑色(7.5YR 2/1)   | -              | -                  | -             |
|             | 86 ~ 110                | 黑棕色(5YR 2/1)   | 黑色(7.5YR 2/1)   | -              | -                  | -             |
|             | 110 ~ 130               | 黑棕色(5YR 2/1)   | 黑色(7.5YR 2/1)   | -              | -                  | -             |

1) 表示该层有中度亚铁反应 Moderate ferrous reaction observed in the layer

表3 供试土壤的物理性质

Table 3 Physical properties of the soils studied

| 剖面号<br>Profile No. | 深度<br>Depth/cm | 颗粒组成<br>Particle-size composition/(g·kg <sup>-1</sup> ) |            |         | 质地<br>Soil texture  | 黏化率<br>Clay ratio |
|--------------------|----------------|---|------------|---------|---------------------|-------------------|
|                    |                | 2~0.05  | 0.05~0.002 | < 0.002 |                     |                   |
|                    |                | /mm   | /mm        | /mm     |                     |                   |
| 51-023             | 85 ~ 118       | 97.6  | 802.1      | 100.3   | 粉砂土 <sup>①</sup>    | -                 |
|                    | 118 ~ 150      | 165.0   | 785.9      | 49.1    | 粉砂壤土 <sup>②</sup>   | -                 |
|                    | 150 ~ 170      | 303.7   | 676.3      | 20.0    | 粉砂壤土 <sup>②</sup>   | -                 |
| 51-052             | 0 ~ 20         | 369.2   | 436.7      | 194.1   | 壤土 <sup>③</sup>     | 1.00              |
|                    | 20 ~ 58        | 103.7   | 577.3      | 319.0   | 粉砂质黏壤土 <sup>④</sup> | 1.64              |
| 51-096             | 0 ~ 12         | 246.4   | 602.9      | 150.7   | 粉砂壤土 <sup>②</sup>   | 1.00              |
|                    | 12 ~ 21        | 264.9   | 588.1      | 147.0   | 粉砂壤土 <sup>②</sup>   | 0.98              |
|                    | 105 ~ 130      | 178.6   | 628.1      | 193.3   | 粉砂壤土 <sup>②</sup>   | -                 |
| 51-100             | 0 ~ 20         | 464.5   | 389.5      | 146.0   | 壤土 <sup>③</sup>     | -                 |
|                    | 40 ~ 60        | 180.4   | 530.3      | 289.3   | 粉砂质黏壤土 <sup>④</sup> | -                 |

①Silty soil, ②Silty loam, ③Loam, ④Silty clay loam

由表4可知, 51-023全剖面和51-024剖面的性, 其余土层pH (H<sub>2</sub>O) < 7, 呈中性或酸性。51-150 ~ 190 cm土层pH (H<sub>2</sub>O) > 7, 呈中性或偏碱105剖面pH (H<sub>2</sub>O)最低, 全剖面均在5以下。51-

023和51-024剖面全土层均有较高含量的碳酸钙。51-052的0~20 cm和51-096的21 cm以上两层也含有微量的碳酸钙，导致这三个土层的pH (H<sub>2</sub>O)高于同剖面其他土层而呈中性。供试土壤阳离子交换量（CEC）介于5.60~96.85 cmol·kg<sup>-1</sup>之间，变化范围大，其中仅有5个土层CEC < 20 cmol·kg<sup>-1</sup>，说明供试土壤具有良好的保肥供肥能力。盐基饱和度（BS）在各剖面的中性及石灰性土层中 > 50%，达到饱和<sup>[1]</sup>，在酸性土层中则较低，尤其是51-105剖面，盐基饱和度仅在5.77%~15.38 %之间。

表4 供试土壤的化学性质

Table 4 Chemical properties of the soils studied

| 剖面号<br>Profile No. | 深度<br>Depth<br>/cm | pH<br>(H <sub>2</sub> O) | pH<br>(CaCl <sub>2</sub> ) | CaCO <sub>3</sub><br>/ ( g·kg <sup>-1</sup> ) | 阳离子交换量<br>CEC<br>/ ( cmol·kg <sup>-1</sup> ) | 交换性盐基总量<br>TEB<br>/ ( cmol·kg <sup>-1</sup> ) | 盐基饱和度<br>BS/% |
|--------------------|--------------------|--------------------------|----------------------------|---|--|---|---------------|
| 51-023             | 0~27               | 7.37                     | 7.38                       | 80.97   | 38.23  | -   | -             |
|                    | 27~65              | 7.41                     | 7.24                       | 127.60  | 58.57  | -   | -             |
|                    | 65~85              | 7.50                     | 7.38                       | 239.50  | 49.99  | -   | -             |
|                    | 85~118             | 7.81                     | 7.51                       | 91.25   | 25.52  | -   | -             |
|                    | 118~150            | 7.87                     | 7.54                       | 21.05   | 11.10  | -   | -             |
|                    | 150~170            | 7.81                     | 7.59                       | 124.90  | 5.60   | -   | -             |
| 51-024             | 0~15               | 6.40                     | 5.84                       | 41.66   | 46.08  | 27.61   | 59.91         |
|                    | 15~25              | 6.62                     | 6.22                       | 38.49   | 38.30  | 24.00   | 62.65         |
|                    | 25~50              | 6.24                     | 5.57                       | 34.00   | 59.40  | 33.78   | 56.88         |
|                    | 50~105             | 6.32                     | 5.80                       | 36.07   | 92.78  | 52.43   | 56.51         |
|                    | 105~130            | 6.72                     | 6.37                       | 52.14   | 85.61  | 55.35   | 64.65         |
|                    | 130~150            | 6.86                     | 7.13                       | 165.80  | 68.31  | 49.01   | 71.75         |
| 51-052             | 150~190            | 7.49                     | 7.29                       | 165.80  | 48.13  | 43.85   | 91.10         |
|                    | 0~20               | 6.65                     | 5.70                       | 9.13  | 24.94  | 18.53   | 74.31         |
|                    | 20~58              | 6.18                     | 5.28                       | -   | 23.93  | 14.61   | 61.06         |
|                    | 58~100             | 5.56                     | 4.48                       | -   | 96.61  | 26.76   | 27.70         |
|                    | 100~155            | 4.88                     | 4.05                       | -   | 96.85  | 26.56   | 27.43         |
| 51-096             | 155~170            | 4.88                     | 4.03                       | -   | 95.66  | 14.48   | 15.13         |
|                    | 0~12               | 6.70                     | 5.67                       | 11.00   | 30.56  | 18.86   | 61.70         |
|                    | 12~21              | 6.65                     | 5.64                       | 7.38  | 24.67  | 15.12   | 61.30         |
|                    | 21~48              | 6.08                     | 5.40                       | -   | 69.33  | 24.27   | 35.00         |
|                    | 48~80              | 5.56                     | 5.18                       | -   | 54.58  | 22.67   | 41.54         |
| 51-100             | 80~105             | 5.05                     | 4.91                       | -   | 53.98  | 20.84   | 38.61         |
|                    | 105~130            | 5.51                     | 4.83                       | -   | 18.24  | 10.73   | 58.84         |
|                    | 0~20               | 6.12                     | 4.96                       | -   | 19.72  | 7.89  | 39.98         |
|                    | 20~40              | 5.05                     | 4.18                       | -   | 67.02  | 10.22   | 15.24         |
|                    | 40~60              | 5.22                     | 4.04                       | -   | 18.24  | 4.03  | 22.08         |
| 51-105             | 0~20               | 4.32                     | 3.81                       | -   | 68.79  | 3.97  | 5.77          |
|                    | 20~43              | 4.56                     | 4.15                       | -   | 66.56  | 8.05  | 12.10         |
|                    | 43~64              | 4.59                     | 4.16                       | -   | 57.87  | 8.90  | 15.38         |
|                    | 64~86              | 4.84                     | 4.22                       | -   | 70.78  | 8.71  | 12.31         |
|                    | 86~110             | 4.90                     | 4.35                       | -   | 88.54  | 9.25  | 10.45         |
|                    | 110~130            | 4.86                     | 4.38                       | -   | 83.82  | 10.93   | 13.04         |

2.3 有机土壤物质基本性质

由表5可知，供试土壤有机土壤物质的搓后纤维含量介于4%~84%之间。其中10个土层含量小于16.7%（即小于1/6），9个土层介于16.7%~75%

(即 1/6 ~ 3/4), 4 个土层大于 75% (即大于 3/4)。用饱和焦磷酸钠溶液与有机土壤物质混合制成的泥浆, 在白色滤纸上所显颜色以棕色和浊黄橙色为主。供试土壤有机土壤物质的有机碳含量介于 117.83 ~ 464.79 g·kg<sup>-1</sup> 之间, 平均值为 278.42 g·kg<sup>-1</sup>, 远高于全国平均水平<sup>[27]</sup>。按照全国第二

次土壤普查养分分级标准, 有机碳含量均达到一级标准, 可见供试土壤有机土壤物质中有机碳极为丰富。51-023 和 51-024 剖面的有机土壤物质均为高腐有机土壤物质, 51-052、51-096 和 51-100 剖面均为半腐有机土壤物质, 51-105 剖面表层至 43 cm 深度为半腐有机土壤物质, 下部为纤维有机土壤物质。

表5 有机土壤物质基本性质

Table 5 Basic properties of the organic soil materials

| 剖面号<br>Profile No. | 深度<br>Depth/cm | 搓后纤维含量 <sup>①</sup><br>/% | 有机物颜色<br>Organic color | 有机碳SOC<br>/ (g·kg <sup>-1</sup> ) | 有机土壤物质类型<br>Organic soil materials |
|--------------------|----------------|---------------------------|------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| 51-023             | 0 ~ 27         | 4                         | 棕色(7.5YR 4/4)          | 138.88                            | 高腐Sapric soil materials            |
|                    | 27 ~ 65        | 8                         | 极暗棕色(7.5YR 2/3)        | 228.64                            | 高腐Sapric soil materials            |
|                    | 65 ~ 85        | 4                         | 黑棕色(10YR 2/3)          | 195.95                            | 高腐Sapric soil materials            |
| 51-024             | 0 ~ 15         | 6                         | 棕色(7.5YR 4/4)          | 143.34                            | 高腐Sapric soil materials            |
|                    | 15 ~ 25        | 8                         | 浊棕色(7.5YR 5/4)         | 117.83                            | 高腐Sapric soil materials            |
|                    | 25 ~ 50        | 12                        | 棕色(7.5YR 4/4)          | 204.43                            | 高腐Sapric soil materials            |
|                    | 50 ~ 105       | 12                        | 浊棕色(7.5YR 5/4)         | 447.32                            | 高腐Sapric soil materials            |
|                    | 105 ~ 130      | 16                        | 棕色(7.5YR 4/4)          | 395.09                            | 高腐Sapric soil materials            |
|                    | 130 ~ 150      | 14                        | 棕色(7.5YR 4/3)          | 250.49                            | 高腐Sapric soil materials            |
|                    | 150 ~ 190      | 12                        | 棕色(7.5YR 4/3)          | 152.89                            | 高腐Sapric soil materials            |
| 51-052             | 58 ~ 100       | 68                        | 浊黄橙色(10YR 6/4)         | 449.51                            | 半腐Hemic soil materials             |
|                    | 100 ~ 155      | 62                        | 棕色(7.5YR 4/4)          | 436.97                            | 半腐Hemic soil materials             |
|                    | 155 ~ 170      | 56                        | 浊黄橙色(10YR 6/4)         | 464.79                            | 半腐Hemic soil materials             |
| 51-096             | 21 ~ 48        | 46                        | 浊黄橙色(10YR 7/3)         | 252.61                            | 半腐Hemic soil materials             |
|                    | 48 ~ 80        | 40                        | 黄棕色(10YR 5/6)          | 205.03                            | 半腐Hemic soil materials             |
|                    | 80 ~ 105       | 28                        | 黄棕色(10YR 5/6)          | 201.19                            | 半腐Hemic soil materials             |
| 51-100             | 20 ~ 40        | 22                        | 黄棕色(10YR 5/6)          | 255.02                            | 半腐Hemic soil materials             |
| 51-105             | 0 ~ 20         | 24                        | 棕色(10YR 4/6)           | 178.97                            | 半腐Hemic soil materials             |
|                    | 20 ~ 43        | 74                        | 浊黄橙色(10YR 7/3)         | 354.64                            | 半腐Hemic soil materials             |
|                    | 43 ~ 64        | 80                        | 浊黄橙色(10YR 7/4)         | 288.04                            | 纤维Fibric soil materials            |
|                    | 64 ~ 86        | 84                        | 浊黄橙色 (10YR 6/4)        | 169.03                            | 纤维Fibric soil materials            |
|                    | 86 ~ 110       | 80                        | 浊黄橙色(10YR 8/3)         | 460.10                            | 纤维Fibric soil materials            |
|                    | 110 ~ 130      | 80                        | 浊黄橙色(10YR 8/3)         | 412.81                            | 纤维Fibric soil materials            |

①Fiber content after rubbing

2.4 土壤诊断层和诊断特性

2.4.1 诊断表层 (1) 有机表层: 51-023、51-024 和 51-105 剖面表层常年超过一个月被水分饱和, 水藓纤维按体积计小于 75%, 有机土壤物质为高腐或半腐, 厚度分别为 27、25 和 20 cm, 黏粒含量少, 而有机碳含量高, 符合有机表层的泥炭质表

层要求。(2) 淡薄表层: 51-052 和 51-096 剖面表层土壤润态明度均小于 3.5, 干态明度均小于 5.5, 润态彩度均小于 3.5, 有机碳含量均大于 6 g·kg<sup>-1</sup>, 盐基饱和度均大于 50%, 呈粒状结构或亚角块状结构, 但表层厚度分别为 20、12 cm, 均未达到暗沃表层要求的 25 cm, 应归属于淡薄表层。51-100 剖



面表层土壤颜色较淡, 其润态明度和彩度均大于3.5, 干态明度大于5.5, 也属于淡薄表层。

**2.4.2 诊断表下层** 黏化层: 51-052剖面20~58 cm土层黏化率大于1.2, 其上界位于淀积层上界向下30 cm范围内, 厚度大于7.5 cm, 属于黏化层<sup>[28]</sup>。

**2.4.3 诊断特性** (1) 有机土壤物质: 51-023和51-024剖面的控制层段中, 搓后的纤维含量不足1/6, 其焦磷酸钠提取液在滤纸上所显颜色的明度和彩度, 均处于比色卡5/1的右方和下方范围内, 属于高腐有机土壤物质。51-052、51-096和51-100剖面的控制层段及51-105剖面的表层段中, 搓后的纤维含量介于1/6~3/4之间, 属于半腐有机土壤物质。51-105剖面表下层段和底层段中, 搓后的纤维含量超过3/4, 属于纤维有机土壤物质。(2) 土壤水分状况: 结合川西地区历年气候资料, 根据Penman经验公式估算出的年干燥度表明, 供试土壤所处区域以半干润土壤水分状况为主。但由于51-023、51-024和51-105剖面分别处于河流近岸处、河流阶地和山间湖盆等平坦低洼处, 全部或部分土层长期被地下水或毛管水饱和, 应属于潮湿土壤水分状况。而51-052、51-096和51-100剖面土表至2 m内具有有机土壤物质, 使土层在大多数年份有相当长的湿润期, 雨季被地表水或上层滞水饱和, 土层中出现氧化还原特征或潜育特征, 应属于滞水土壤水分状况。(3) 土壤温度状况: 基于四川省160个气象站点的地面气候资料(1951—1980年), 建立四川省土壤温度空间分布模型<sup>[22]</sup>。输入供试土壤的经纬度和海拔数据, 提取其土壤温度状况。51-023、51-024、51-052、51-096和51-100剖面年平均土温介于0~8℃, 但51-052剖面夏季平均土温高于寒性土壤温度状况的标准, 所以51-023、51-024、51-096和51-100剖面为寒性土壤温度状况, 而51-052为冷性土壤温度状况。51-105剖面年平均土温介于8~15℃, 属于温性土壤温度状况。(4) 潜育特征: 51-096和51-100剖面底层的土壤基质色调分别为7.5YR和10YR, 润态明度均为5, 润态彩度均为1, 湿土土块的新鲜断面遇到邻菲罗啉试剂显红色, 符合潜育特征的诊断标准。

(5) 氧化还原特征: 51-023剖面的底层、51-052和51-100剖面的表层分别出现了中量或少量的锈纹锈斑, 说明土壤受季节性水分饱和, 具有氧化还原特征。

## 2.5 高级分类单元的划分

对于具有有机土壤物质特性的土壤, 首先要判断其是否属于有机土纲。根据上述诊断层和诊断特性, 按照《中国土壤系统分类检索(第三版)》<sup>[1]</sup>, 对供试土壤进行顺序检索, 获得其高级分类位置(表6)。

51-024和51-105剖面全土层无火山灰特性, 无矿质土层, 属于有机土。51-023剖面无火山灰特性, 土壤长期被地下水或毛管水饱和, 自土表至85 cm范围均为高腐有机土壤物质, 属于有机土。51-096剖面无火山灰特性, 土壤长期被上层滞水饱和, 有84 cm厚的半腐有机土壤物质, 其上界位于土表至40 cm范围内, 属于有机土。51-100剖面仅有20 cm的半腐有机土壤物质, 不足总土层2/3, 不属于有机土, 而在土表至50 cm范围内有大于等于10 cm土层呈现潜育特征, 属于潜育土。51-052剖面土表至58 cm范围内均为矿质土壤, 有机土壤物质上界出现位置过深, 不属于有机土, 而20~58 cm的矿质土层为黏化层, 应属于淋溶土。

确定供试土壤的土纲之后, 继续检索至亚类。其中51-105剖面控制层段中含有半腐和纤维两种有机土壤物质, 但在有机土土类命名时以表层段占优势的半腐有机土壤物质命名。最终划分为6个不同亚类, 结果见表6。

## 2.6 基层分类单元的划分

根据《中国土壤系统分类土族和土系划分标准》<sup>[29]</sup>, 对供试土壤的基层分类单元进行检索, 先确定土族鉴别特征(表7), 再给土族命名, 最后根据土系鉴定特征确定土系(表8)。

如表7所示, 在土族划分时, 对于矿质土壤要依据控制层段内的颗粒大小级别与替代, 矿物学类型, 石灰性和酸碱反应类别以及土壤温度等级四项鉴别特征来命名, 而有机土因其特殊性, 与矿质土壤有一定区别, 颗粒大小级别仅用于有机土中的矿底亚类的土族名称, 而且矿底亚类的矿质土层的矿物学类别检索与矿质土壤相同, 对于形成于湖积物质的有机土, 其矿物学类别有粪粒质型、硅藻质型和灰泥质型三种。矿质土壤的石灰性和酸碱反应类别包括铝质、石灰性、酸性和非酸性四类, 而有机土的酸碱反应类别只有弱酸性和强酸性两类。

表6 供试土壤的诊断层、诊断特性和亚类命名

| Table 6 Diagnostic horizons, diagnostic characteristics and subgroup of the soil profiles studied |                            |                            |                         |                         |                         |                         |                       |                         |   |
|---|----------------------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-----------------------|-------------------------|---|
| 剖面号<br>Profile<br>No.   | 有机表层<br>Histic<br>epipedon | 淡薄表层<br>Ochric<br>epipedon | 黏化层<br>Argic<br>horizon | 有机土壤<br>物质 <sup>①</sup> | 土壤水分<br>状况 <sup>②</sup> | 土壤温度<br>状况 <sup>③</sup> | 潜育特<br>征 <sup>④</sup> | 氧化还原<br>特征 <sup>⑤</sup> | 亚类<br>Subgroup                                |
| 51-023  | √                          |                            |                         | 高腐 <sup>⑥</sup>         | 潮湿 <sup>⑧</sup>         | 寒性 <sup>⑩</sup>         |                       | √                       | 矿底高腐正常有机土<br>Terric Sapri-Orthic<br>Histosols |
| 51-024  | √                          |                            |                         | 高腐 <sup>⑥</sup>         | 潮湿 <sup>⑧</sup>         | 寒性 <sup>⑩</sup>         |                       |                         | 普通高腐正常有机土<br>Typic Sapri-Orthic<br>Histosols  |
| 51-052  |                            | √                          | √                       | 半腐 <sup>⑦</sup>         | 滞水 <sup>⑨</sup>         | 冷性 <sup>⑪</sup>         |                       | √                       | 斑纹筒育冷凉淋溶土<br>Mottlic Hapli-Boric<br>Argosols  |
| 51-096  |                            | √                          |                         | 半腐 <sup>⑦</sup>         | 滞水 <sup>⑨</sup>         | 寒性 <sup>⑩</sup>         | √                     |                         | 埋藏半腐正常有机土<br>Buric Hemi- Orthic<br>Histosols  |
| 51-100  |                            | √                          |                         | 半腐 <sup>⑦</sup>         | 滞水 <sup>⑨</sup>         | 寒性 <sup>⑩</sup>         | √                     | √                       | 普通筒育滞水潜育土<br>Typic Hapli-Stagnic<br>Gleysols  |
| 51-105  | √                          |                            |                         | 半腐 <sup>⑦</sup>         | 潮湿 <sup>⑧</sup>         | 温性 <sup>⑫</sup>         |                       |                         | 普通半腐正常有机土<br>Typic Hemi-Orthic<br>Histosols   |

①Organic soil materials, ②Soil moisture regime, ③Soil temperature regime, ④Gleyic features, ⑤Redox features, ⑥Sapric soil materials, ⑦Hemic soil materials, ⑧Aquic soil moisture regime, ⑨Stagnic soil moisture regime, ⑩Cryic soil temperature regime, ⑪Frigid soil temperature regime, ⑫Mesic soil temperature regime

表7 供试土壤土族控制层段内鉴别特征

| Table 7 Identification characteristics of soil families in the control section of the soil profiles studied |                                 |                           |                            |                            |                         |                      |                         |                         |
|---|---------------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|-------------------------|----------------------|-------------------------|-------------------------|
| 剖面号<br>Profile<br>No.   | 控制层段<br>Control section /<br>cm | 岩石碎屑含量 <sup>①</sup><br>/% | 砂粒含量<br>Sand content<br>/% | 黏粒含量<br>Clay<br>content /% | 颗粒大小<br>级别 <sup>②</sup> | 矿物类型<br>Mineral type | 酸碱反应<br>类别 <sup>③</sup> | 土壤温<br>度等级 <sup>④</sup> |
| 51-023  | 0~100                           | 0.00                      | 10.75                      | 10.42                      | 壤质 <sup>⑤</sup>         | 硅质混合型 <sup>⑦</sup>   | 弱酸性 <sup>⑨</sup>        | 冷性 <sup>⑫</sup>         |
| 51-024  | 0~100                           | -                         | -                          | -                          | -                       | -                    | 弱酸性 <sup>⑨</sup>        | 冷性 <sup>⑫</sup>         |
| 51-052  | 0~100                           | 1.66                      | 35.08                      | 25.13                      | 黏壤质 <sup>⑥</sup>        | 硅质混合型 <sup>⑦</sup>   | 非酸性 <sup>⑩</sup>        | 冷性 <sup>⑫</sup>         |
| 51-096  | 0~100                           | -                         | -                          | -                          | -                       | -                    | 弱酸性 <sup>⑨</sup>        | 冷性 <sup>⑫</sup>         |
| 51-100  | 0~60                            | 0.00                      | 40.79                      | 17.80                      | 壤质 <sup>⑤</sup>         | 硅质混合型 <sup>⑦</sup>   | 非酸性 <sup>⑩</sup>        | 冷性 <sup>⑫</sup>         |
| 51-105  | 0~100                           | -                         | -                          | -                          | -                       | 硅藻质型 <sup>⑧</sup>    | 强酸性 <sup>⑪</sup>        | 温性 <sup>⑬</sup>         |

①Rock fragment content, ②Particle-size classes, ③Acid-base reaction categories, ④Soil temperature regime, ⑤Loamy, ⑥Clay loamy, ⑦Silica mixed type, ⑧Diatomaceous, ⑨Weak acidic, ⑩Non-acidic, ⑪Strong acidic, ⑫Frigid, ⑬Mesic

因为6个供试土壤剖面划分为6个不同的土族，所以能够进一步划分为6个不同土系（表8）。其中51-023和51-024剖面均采集于若尔盖县班佑乡多玛村，考虑到采集先后顺序及区域代表性，将51-023命名为班佑系，51-024命名为多玛系。51-052、51-096和51-100剖面也分别以中心村名称命名为葛卡系、黑斯系和壤口系。51-105剖面靠近乡镇所在

地，以乡镇名称命名为书古系。

3 讨 论

3.1 土壤发生分类与系统分类的参比关系

根据《四川土种志》<sup>[30]</sup>等资料，认为6个供试土壤剖面在发生分类中应该归属于水成土土

表8  供试土壤在系统分类基层分类单元的归属

| Table 8  Attribution of the soils studied at the grass-root taxon level of the soil taxonomy |  |                       |
|--|--|-----------------------|
| 剖面号<br>Profile No.   | 土族<br>Soil families  | 土系<br>Soil series     |
| 51-023   | 壤质硅质混合型弱酸性冷性-矿底高腐正常有机土<br>Loamy silica mixed type weak acidic frigid-Terric Sapri-Orthic Histosols | 班佑系<br>Banyou series  |
| 51-024   | 弱酸性冷性-普通高腐正常有机土<br>Weak acidic frigid-Typic Sapri-Orthic Histosols                                 | 多玛系<br>Duoma series   |
| 51-052   | 黏壤质硅质混合型非酸性-斑纹筒育冷凉淋溶土<br>Clay loamy silica mixed type non-acidic-Mottlic Hapli- Boric Argosols     | 葛卡系<br>Geka series    |
| 51-096   | 弱酸性冷性-埋藏半腐正常有机土<br>Weak acidic frigid-Buric Hemi-Orthic Histosols                                  | 黑斯系<br>Heisi series   |
| 51-100   | 壤质硅质混合型非酸性冷性-普通筒育滞水潜育土<br>Loamy silica mixed type non-acidic frigid-Typic Hapli-Stagnic Gleysols   | 壤口系<br>Rangkou series |
| 51-105   | 硅藻质型强酸性温性-普通半腐正常有机土<br>Diatomaceous strong acidic mesic-Typic Hemi-Orthic Histosols                | 书古系<br>Shugu series   |

纲，矿质水成土、有机水成土2个亚纲，沼泽土、泥炭土2个土类，泥炭沼泽土、低位泥炭土2个亚类（表9）。与系统分类划分的高级分类单元潜育土和有机土有一定的对应关系。但发生分类更为注重成土条件和推测的成土过程，而不重视土壤本身的属性，容易将同一区域具有近似生物气候条件的土壤均划分为同一类型。系统分类是建立在一系列定量化的诊断层和诊断特征基础上，注重土壤本身的属性，对于同一区域不同土壤类型的划分更为精准。

表9  土壤发生分类与系统分类在亚类的参比

| Table 9  Reference between the soil genetic classification and the soil taxonomy at the subgroup level |                                     |  |
|--|-------------------------------------|--|
| 剖面号<br>Profile No.   | 发生分类<br>Soil genetic classification | 系统分类<br>Soil taxonomy                      |
| 51-023   | 低位泥炭土<br>Lowland Peat Soils         | 矿底高腐正常有机土<br>Terric Sapri-Orthic Histosols |
| 51-024   | 低位泥炭土<br>Lowland Peat Soils         | 普通高腐正常有机土<br>Typic Sapri-Orthic Histosols  |
| 51-052   | 低位泥炭土<br>Lowland Peat Soils         | 斑纹筒育冷凉淋溶土<br>Mottlic Hapli- Boric Argosols |
| 51-096   | 低位泥炭土<br>Lowland Peat Soils         | 埋藏半腐正常有机土<br>Buric Hemi-Orthic Histosols   |
| 51-100   | 泥炭沼泽土<br>Peat Bog Soils             | 普通筒育滞水潜育土<br>Typic Hapli-Stagnic Gleysols  |
| 51-105   | 低位泥炭土<br>Lowland Peat Soils         | 普通半腐正常有机土<br>Typic Hemi-Orthic Histosols   |

3.2 《中国土壤系统分类检索（第三版）》存在的问题与修订建议

供试土壤剖面特征和理化性质分析均表明，具有有机土壤物质特性的土壤和普通矿质土壤在肥力和物理机械性能等方面均有较大差异，与丁祖德等<sup>[31]</sup>研究结果一致。但从分类结果来看，除有

机土外，其他土纲的系统分类命名并不能很好地反映出有机土壤物质的大量积累。以黏壤质硅质混合型非酸性-斑纹筒育冷凉淋溶土（51-052）为例，该剖面58 cm以下均为半腐有机土壤物质，厚度超过110 cm，相比矿质的典型淋溶土有明显的区别<sup>[32]</sup>，但从其命名中难以看出两者的差异。因

此,建议在土族或更高分类单元的命名中适当增加有机土壤物质特性的相关名称。例如,在土族划分标准中针对含有机土壤物质的矿质土壤增加有机土壤物质类型作为鉴别特征。

### 3.3 土壤系统分类划分要点

由于有机土壤与矿质土壤有着显著的差异,所以要确定具有有机土壤物质特性的土壤在系统分类中的归属,首先要判断其是否属于有机土纲。对于鉴别有机土纲,土壤水分状况是鉴别的基础;有机土壤物质的厚度,其占总土层厚度的比例以及其上界所处深度是鉴别的主要标准。确定为有机土纲后,根据是否含矿质土层和矿质土层所处深度不同又可以分为三类,即控制层段内无矿质土层,矿质土层位于土表起40 cm内(埋藏亚类)和矿质土层上界位于表下层段内(矿底亚类)。若不满足有机土纲的鉴别条件,则仅根据矿质土层的形态特征及理化性质来进行分类。

从诊断层和诊断特性来看,有机土并不一定具有有机表层,如埋藏亚类的有机土(51-096)可以具腐殖质表层。要确定地形、气候条件复杂区域的土壤水分状况,除了分析历年气候资料外,还要结合土壤所处地形部位、周边水文状况和剖面形态特征等因素综合判断。

## 4 结 论

川西地区具有有机土壤物质特性的土壤地表以草甸植物或沼泽植物为主,生物量大,有机土壤物质来源充足,而且多分布于海拔高且地形平缓的洼地,导致土壤长期处于阴冷潮湿缺氧的环境中,有机土壤物质被微生物分解矿化的速度慢,因此在剖面中大量积累。受有机土壤物质中腐殖酸的影响,土壤剖面的颜色整体偏深,结持疏松,pH多偏酸性,但阳离子交换量高。供试土壤系统分类归属于有机土、潜育土和淋溶土3个土纲,进一步细分为3个亚纲,4个土类和6个亚类,并建立了6个土族和6个土系。根据系统分类结果来看,具有深厚泥炭质有机土壤物质特性的土壤并不全是有机土,也可能是潜育土或淋溶土。根据系统分类与发生分类的参比结果,系统分类相比发生分类能够更准确地区分同一区域具有近似生物气候条件的土壤类型。

## 参 考 文 献

- [1] 中国科学院南京土壤研究所土壤系统分类课题组,中国土壤系统分类课题研究协作组. 中国土壤系统分类检索. 第3版. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2001: 26—29, 36—47, 52—55, 61—69, 91—100, 129—133, 149—161  
Chinese Soil Taxonomic Classification Research Group, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Cooperative Research Group on Chinese Soil Taxonomy. Keys to Chinese soil taxonomy (In Chinese). 3rd ed. Hefei: University of Science and Technology of China Press, 2001: 26—29, 36—47, 52—55, 61—69, 91—100, 129—133, 149—161
- [2] 周传槐. 美国《土壤系统分类学》内容译编. 土壤学进展, 1982(1): 63—67  
Zhou C H. Translation of soil taxonomy in the United States (In Chinese). Advances in Soil Science, 1982(1): 63—67
- [3] Soil Survey Staff. Keys to soil taxonomy. 12th ed. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 2014: 3—5
- [4] 龚子同, 张之一, 张甘霖. 草原土壤: 分布、分类与演化. 土壤, 2009, 41(4): 505—511  
Gong Z T, Zhang Z Y, Zhang G L. Grassland soils: Distribution, classification and evolution (In Chinese). Soils, 2009, 41(4): 505—511
- [5] 杨青, 刘吉平. 中国湿地土壤分类系统的初步探讨. 湿地科学, 2007, 5(2): 111—116  
Yang Q, Liu J P. Primary classification of Chinese wetland soils (In Chinese). Wetland Science, 2007, 5(2): 111—116
- [6] 张仲胜, 吕宪国, 薛振山, 等. 中国湿地土壤碳氮磷生态化学计量学特征研究. 土壤学报, 2016, 53(5): 1160—1169  
Zhang Z S, Lu X G, Xue Z S, et al. Is there a redfield-type C: N: P ratio in Chinese wetland soils? (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2016, 53(5): 1160—1169
- [7] 王长庭, 龙瑞军, 王根绪, 等. 高寒草甸群落地表植被特征与土壤理化性状、土壤微生物之间的相关性研究. 草业学报, 2010, 19(6): 25—34  
Wang C T, Long R J, Wang G X, et al. Relationship between plant communities, characters, soil physical and chemical properties, and soil microbiology in alpine meadows (In Chinese). Acta Prataculturae Sinica, 2010, 19(6): 25—34



- [ 8 ] 刘子刚, 王铭, 马学慧. 中国泥炭地有机碳储量与储存特征分析. 中国环境科学, 2012, 32 ( 10 ) : 1814—1819
- Liu Z G, Wang M, Ma X H. Analysis of organic carbon storage and characteristics of China's peatlands ( In Chinese ) . China Environmental Science, 2012, 32 ( 10 ) : 1814—1819
- [ 9 ] 王志民, 陈开陆. 耿家湾泥炭采空区土壤回填技术及回填土壤玉米生产试验. 土壤通报, 2006, 37 ( 2 ) : 401—403
- Wang Z M, Chen K L. Soil backfilling techniques in peat mining areas in Gengjiawan and corn growing experiment in the backfilled soil ( In Chinese ) . Chinese Journal of Soil Science, 2006, 37 ( 2 ) : 401—403
- [ 10 ] 王琳, 欧阳华, 周才平, 等. 贡嘎山东坡土壤有机质及氮素分布特征. 地理学报, 2004, 59 ( 6 ) : 1012—1019
- Wang L, Ouyang H, Zhou C P, et al. Distribution characteristics of soil organic matter and nitrogen on the eastern slope of Mt. Gongga ( In Chinese ) . Acta Geographica Sinica, 2004, 59 ( 6 ) : 1012—1019
- [ 11 ] 高俊琴, 雷光春, 李丽, 等. 若尔盖高原三种湿地土壤有机碳分布特征. 湿地科学, 2010, 8 ( 4 ) : 327—330
- Gao J Q, Lei G C, Li L, et al. The distribution characteristics of soil organic carbon in three kinds of wetland soils in Zoigê Plateau ( In Chinese ) . Wetland Science, 2010, 8 ( 4 ) : 327—330
- [ 12 ] 王华静, 宁龙梅, 徐留兴, 等. 川西北高寒地区土壤有机碳含量垂直分布特征. 土壤通报, 2012, 43 ( 1 ) : 76—80
- Wang H J, Ning L M, Xu L X, et al. Vertical distribution characteristics of soil organic carbon content in an alpine-cold zone of Northwest Sichuan ( In Chinese ) . Chinese Journal of Soil Science, 2012, 43 ( 1 ) : 76—80
- [ 13 ] 吴克宁, 高晓晨, 查理思, 等. 河南省典型含有人工制品土壤的系统分类研究. 土壤学报, 2017, 54 ( 5 ) : 1091—1101
- Wu K N, Gao X C, Zha L S, et al. Soil taxonomy of artificial soils containing artifacts typical of Henan Province ( In Chinese ) . Acta Pedologica Sinica, 2017, 54 ( 5 ) : 1091—1101
- [ 14 ] 曲潇琳, 龙怀玉, 谢平, 等. 宁夏引黄灌区灌淤土的成土特点及系统分类研究. 土壤学报, 2017, 54 ( 5 ) : 1102—1114
- Qu X L, Long H Y, Xie P, et al. Pedogenesis and taxonomy of anthropogenic-alluvial soil in the Ningxia Yellow River Irrigation Zone ( In Chinese ) . Acta Pedologica Sinica, 2017, 54 ( 5 ) : 1102—1114
- [ 15 ] 欧阳宁相, 张杨珠, 盛浩, 等. 湘东地区花岗岩红壤在中国土壤系统分类中的归属. 土壤, 2017, 49 ( 4 ) : 828—837
- Ouyang N X, Zhang Y Z, Sheng H, et al. Taxonomy of granite-derived red soils in eastern Hunan ( In Chinese ) . Soils, 2017, 49 ( 4 ) : 828—837
- [ 16 ] 辛刚, 韩殿柱, 崔伟, 等. 黑龙江省有机土基层分类研究. 黑龙江八一农垦大学学报, 2003, 15 ( 2 ) : 23—27
- Xin G, Han D Z, Cui W, et al. Research on basic categories of soil taxonomy of Histosols in Heilongjiang Province ( In Chinese ) . Journal of Heilongjiang August First Land Reclamation University, 2003, 15 ( 2 ) : 23—27
- [ 17 ] 高以信, 李明森. 横断山区土壤. 北京: 科学出版社, 2000: 15—20
- Gao Y X, Li M S. Soils in Hengduan Mountains Region ( In Chinese ) . Beijing: Science Press, 2000: 15—20
- [ 18 ] 夏建国, 邓良基, 张丽萍, 等. 四川土壤系统分类初步研究. 四川农业大学学报, 2002, 20 ( 2 ) : 117—122
- Xia J G, Deng L J, Zhang L P, et al. Study on soil taxonomy in Sichuan ( In Chinese ) . Journal of Sichuan Agricultural University, 2002, 20 ( 2 ) : 117—122
- [ 19 ] 何毓蓉, 张保华, 黄成敏, 等. 贡嘎山东坡林地土壤的诊断特性与系统分类. 冰川冻土, 2004, 26 ( 1 ) : 27—32
- He Y R, Zhang B H, Huang C M, et al. Diagnostic characteristics and taxonomic classification of forest soils on the east slopes of the Gongga Mountain ( In Chinese ) . Journal of Glaciology and Geocryology, 2004, 26 ( 1 ) : 27—32
- [ 20 ] 四川省农牧厅, 四川省土壤普查办公室. 四川土壤. 成都: 四川科学技术出版社, 1997: 130—136
- Sichuan Provincial Department of Agriculture and Animal Husbandry, Soil Survey Office of Sichuan Province. Sichuan soil ( In Chinese ) . Chengdu: Sichuan Science and Technology Press, 1997: 130—136
- [ 21 ] 张甘霖, 李德成. 野外土壤描述与采样手册. 北京: 科学出版社, 2017: 7—9, 22—42
- Zhang G L, Li D C. Field guidelines for describing and sampling soils ( In Chinese ) . Beijing: Science Press, 2017: 7—9, 22—42
- [ 22 ] 翁倩, 袁大刚, 李启权, 等. 四川省土壤温度状况空间分布特征. 土壤通报, 2017, 48 ( 3 ) : 583—588

- Weng Q, Yuan D G, Li Q Q, et al. Spatial distribution of soil temperature regime in Sichuan Province (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2017, 48 (3): 583—588
- [23] 翁倩, 袁大刚, 张楚, 等. 四川省土壤水分状况空间分布特征. *土壤*, 2017, 49 (6): 1254—1261
- Weng Q, Yuan D G, Zhang C, et al. Spatial distribution characteristics of soil moisture regimes in Sichuan Province (In Chinese). *Soils*, 2017, 49 (6): 1254—1261
- [24] 中国科学院南京土壤研究所, 中国科学院西安光学精密机械研究所. 中国标准土壤色卡. 南京: 南京出版社, 1989: 3—15
- Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Institute of Optics and Precision Mechanics, Chinese Academy of Sciences. *Chinese standard book of soil color* (In Chinese). Nanjing: Nanjing Press, 1989: 3—15
- [25] 张甘霖, 龚子同. 土壤调查实验室分析方法. 北京: 科学出版社, 2012: 8—29, 38—58, 82—94, 193—201
- Zhang G L, Gong Z T. *Soil survey laboratory methods* (In Chinese). Beijing: Science Press, 2012: 8—29, 38—58, 82—94, 193—201
- [26] Burt R, Soil Survey Staff. Kellogg soil survey laboratory methods manual, soil survey investigations report No. 42, version 5.0. Lincoln, Nebraska: U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 2014: 276—279
- [27] 解宪丽, 孙波, 周慧珍, 等. 中国土壤有机碳密度和储量的估算与空间分布分析. *土壤学报*, 2004, 41 (1): 35—43
- Xie X L, Sun B, Zhou H Z, et al. Organic carbon density and storage in soils of China and spatial analysis (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41 (1): 35—43
- [28] 中国科学院南京土壤研究所土壤系统分类课题组. 关于土壤系统分类中一些诊断层的鉴别. *土壤*, 2004, 36 (2): 126—131
- Chinese Soil Taxonomic Classification Research Group, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Identification of some diagnostic horizons for CSTC (In Chinese). *Soils*, 2004, 36 (2): 126—131
- [29] 张甘霖, 王秋兵, 张凤荣, 等. 中国土壤系统分类土族和土系划分标准. *土壤学报*, 2013, 50 (4): 826—834
- Zhang G L, Wang Q B, Zhang F R, et al. Criteria for establishment of soil family and soil series in Chinese Soil Taxonomy (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50 (4): 826—834
- [30] 四川省农牧厅, 四川省土壤普查办公室. 四川土种志. 成都: 四川科学技术出版社, 1994: 456—470, 487—498, 506—520
- Sichuan Provincial Department of Agriculture and Animal Husbandry, Soil Survey Office of Sichuan Province. *Chorography of Sichuan soil species* (In Chinese). Chengdu: Sichuan Science and Technology Press, 1994: 456—470, 487—498, 506—520
- [31] 丁祖德, 李夕松, 黄娟, 等. 泥炭及泥炭质土动力学参数的统计分析. *工程勘察*, 2016, 44 (11): 1—6
- Ding Z D, Li X S, Huang J, et al. Statistical analysis of dynamic parameters for peat and peaty soils (In Chinese). *Geotechnical Investigation & Surveying*, 2016, 44 (11): 1—6
- [32] 鞠兵, 吴克宁, 李玲, 等. 河南省典型淋溶土土系划分研究. *土壤学报*, 2015, 52 (1): 38—47
- Ju B, Wu K N, Li L, et al. Classification of typical Argosols of Henan Province at soil series level of Chinese Soil Taxonomy (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52 (1): 38—47

## Taxonomy of Soils Featuring Organic Soil Materials in West Sichuan, China

ZHANG Chu YUAN Dagang<sup>†</sup> SONG Yigao CHEN Jianke FU Hongyang

(College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

**Abstract** In certain regions of West Sichuan, the climate and topography is not very conducive to mineralization and decomposition of organic materials in the soil, thus making the soil enriched with organic soil materials and significantly different from mineral soils. 【Objective】In order to study where to put the soils rich in organic soil material in the western part of Sichuan in the soil taxonomy, this study was conducted. 【Method】Six soil profiles featuring such soils were selected in areas as research

objects. Forming conditions, morphological characteristics and physicochemical properties of the soils were analyzed to determine diagnostic horizons and diagnostic features of the soils, by referring to the “Keys to Chinese Soil Taxonomy (third Edition)” and then find niches for these soil in the soil taxonomy. 【 Result 】 Results show that the selected soils could be sorted into three soil orders (Histosols, Argosols and Gleyosols), and further into three suborders, four soil groups and six subgroups. According to the “Criteria for Establishment of Soil Family and Soil Series in the Chinese Soil Taxonomy” , the six soils were ruled into six soil families and six series. 【 Conclusion 】 It was found that the soils rich in organic soil material were not necessarily always to be Histosols, while they could be either Argosols or Gleyosols. And Histosols might not necessarily have a Histic epipedon. The Histosols of Buric subgroup were good examples. Compared with the soil genetic classification system, the soil taxonomy could distinguish more accurately soil types from each other in the same area under similar bioclimatic conditions.

**Key words** Organic soil materials; Diagnostic horizons; Diagnostic characteristics; Soil taxonomy; Soil series; Histosols

( 责任编辑：檀满枝 )

# 黄土沟壑区不同地形部位土壤大孔隙特征研究\*

鞠忻倪<sup>1</sup> 贾玉华<sup>1, 2†</sup> 甘 森<sup>1</sup> 金 珊<sup>1</sup> 肖 波<sup>3</sup>

(1 沈阳农业大学水利学院, 沈阳 110866)

(2 中国科学院地理科学与资源研究所生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101)

(3 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193)

**摘 要** 切沟沟底、沟缘和坝地侵蚀发生和发展的过程不同, 通过采集三种地形条件的原状土柱, 利用CT扫描手段揭示土壤大孔隙随地形和深度变化的规律。结果表明: (1) 三种地形条件对土壤大孔隙参数具有显著影响; 与已有结果相比, 地形条件对土壤大孔隙参数的影响弱于植被的作用; (2) 不同土层(厚50 mm)大孔隙参数差异显著, 沟缘土壤大孔隙度均值和变异系数在102 mm深度具有上下分异明显的特点; (3) 大孔隙数分别与黏粒含量和饱和导水率呈显著和极显著负相关关系, 沟底土壤大孔隙的连通性较沟缘和坝地更好。沟底和沟缘土壤的大孔隙通道主要受植物根系作用影响, 坝地土壤大孔隙受长期淤积和水分渗透作用影响, 上述因素造成三种地形条件土壤大孔隙特征产生差异。

**关键词** 黄土高原; 切沟; CT扫描; 土壤结构; 土壤孔隙

**中图分类号** S152.5 **文献标识码** A

土壤大孔隙是固相土壤颗粒与团聚体之间容纳水分和气体的空间, 它既是土壤中物质和能量交换的通道, 又是植物根系、土壤动物和微生物活动的场所。土壤大孔隙的数目、大小和空间结构对土壤的透气性、持水保水性能以及植物根系在土壤空间的伸展有着重要影响。利用CT扫描技术研究土壤大孔隙特征, 孔隙分辨率可达mm和 $\mu\text{m}$ 尺度, 便于对土壤结构进行定量评价; 同时在不破坏土壤内部结构的情况下, 通过对连续断面图像进行重组, 能够实现土体内部结构的三维重建。凭借其对原状土体结构研究具有无损性、精确性、全面性和快速性等优点, CT扫描技术已成为土壤大孔隙研究的主要方法之一<sup>[1-4]</sup>。

黄土高原是沟蚀引发环境威胁与地貌演变的代表性区域。沟蚀在吞噬土地和大量产沙的同时,

塑造了黄土高原地形破碎和沟谷密布的地表形态。作为黄土高原常见的一种沟谷形态, 切沟是坡面径流输移泥沙从而引起物质迁移的主要通道, 又是侵蚀物质的来源之一。坝地是以淤地坝作为沟道治理措施从而拦截泥沙、淤积而成的可利用土地。切沟沟底、沟缘和坝地在流域地形地貌和坡沟系统水文过程中扮演不同的角色, 不同地形条件发生的水文过程很大程度上决定于降水的入渗和产流以及土壤水分状况, 其中土壤大孔隙对于相关结果、过程和机理解释的能力尤为突出<sup>[5-6]</sup>。土壤大孔隙体积相对于总孔隙体积而言通常比例较小, 其饱和与否及程度对径流属性起主要的作用。此外, 土壤大孔隙内发生的优先流和重力水下渗还影响降水的分割比例。土壤大孔隙的数量、形态和连通性等特征受外界物理过程影响, 存在细颗粒堵塞大孔隙, 渗透水

\* 国家自然科学基金项目(41571221, 41571130081) 资助 Supported by the National Natural Foundation of China (Nos. 41571221, 41571130081)

† 通讯作者Corresponding author. E-mail: jiayuhua@163.com

作者简介: 鞠忻倪(1996—), 女, 辽宁大连人, 专业为水土保持与荒漠化防治。E-mail: juxinni96@163.com

收稿日期: 2017-12-23; 收到修改稿日期: 2018-04-03; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2018-05-30



流、压实效应和胀缩过程引起孔隙变形等现象。对黄土高原切沟沟底、沟缘和坝地土壤大孔隙特征利用CT扫描开展相关研究,是探索流域径流、泥沙和土壤水分过程与机理,描述不同地形条件和土壤侵蚀演变之间关系的重要途径之一。此外,大孔隙是黄土结构的本质特性之一<sup>[7]</sup>,因对水分具有储存和调节功能,其形态特征对黄土高原植被恢复下的土壤水库重建具有重要意义<sup>[4]</sup>,大孔隙特征还关系到土壤渗透性和湿陷性等工程地质性质<sup>[8]</sup>。

目前,黄土高原不同植被演替阶段<sup>[4]</sup>、不同植被类型<sup>[2,9]</sup>和土地利用类型<sup>[10]</sup>下土壤孔隙特征的定量分析已相对深入,但大孔隙参数随深度的变化揭示得不够细致。在东北黑土区<sup>[11-12]</sup>、南方红壤区<sup>[13-14]</sup>以及内蒙古浑善达克沙地<sup>[15]</sup>,基于CT扫描技术的土壤孔隙特征研究亦同步展开,然而地形条件对土壤大孔隙特征的影响尚未见报道。本文选定神木县六道沟流域,在典型切沟和坝地采集原状土柱,利用CT扫描技术分析土壤大孔隙特征,拟描述并比较沟底、沟缘和坝地土壤的大孔隙特征,揭示土壤大孔隙参数随深度的变化规律,结果可丰富砂质土壤孔隙结构研究,为黄土区坡沟系统土壤水分过程、土壤水库调蓄降水及流域土壤干层缓解等提供重要信息。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于陕西省神木县窟野河流域支流六道沟( $110^{\circ}21' \sim 110^{\circ}23' E$ ,  $38^{\circ}46' \sim 38^{\circ}51' N$ )西侧,地处毛乌素沙地和黄土高原的过渡地带,属于典型片沙覆盖的黄土丘陵沟壑地貌。地面起伏较平缓,但切割破碎,沟谷密度 $6.45 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$ ,海拔 $1\,081 \sim 1\,274 \text{ m}$ ,相对高差 $68 \sim 107 \text{ m}$ 。气候特征为:中温带半干旱草原季风气候;年均蒸发量 $785.4 \text{ mm}$ ,干燥度 $1.8$ ,年均降水量 $437.4 \text{ mm}$ ,其中6—9月降水占全年降水量的 $77.4\%$ ;年平均大风日 $13.5 \text{ d}$ ,最多可达 $44 \text{ d}$ ,主要发生在春季;年平均气温 $8.4^{\circ}\text{C}$ ,大于等于 $10^{\circ}\text{C}$ 积温 $3\,200^{\circ}\text{C}$ ,无霜期 $135 \text{ d}$ 。土壤类型主要有绵沙土、新黄土、红土以及在沙地上发育起来的风沙土和坝地淤土。土壤结构为轻壤—中壤,结构疏松,抗蚀性差,水土流失严重。流域自然植被破坏

殆尽,现存的森林资源全部以人工林为主。

### 1.2 原状土柱采集

本试验主要设计3个处理:切沟沟底、沟缘和坝地,3次重复。选择坡面上一典型切沟作为样地1,原状土柱的采集地点确定为沿切沟沟底上游、中游和下游及沟缘坡上、坡中和坡下的6个样点。该样地海拔 $1\,198 \sim 1\,230 \text{ m}$ ,沟底主要植被为长芒草和冰草,沟缘主要植被为长芒草、铁杆蒿和胡枝子。再选取切沟附近的一块典型坝地作为样地2,沿对角线选取3个样点,样点附近生长有少量芦苇。原状土柱的采集时间为2016年8月,具体方法为:先除去样点表层的枯枝落叶,然后将内直径 $110 \text{ mm}$ 、长度 $250 \text{ mm}$ 的PVC硬质管材垂直压入表层土壤(该端提前打磨好刃口),管口上方放置胶垫,用胶质锤将PVC管缓缓敲入土壤,直至管口与地面接近齐平。然后通过挖掘将原状土柱小心取出,下端削平后将两端密封并标记上下方向,采集完成后将原状土柱运至医院CT室,运输过程中采用棉垫缓冲和尽量避免颠簸等方式减小土体的扰动与破坏。

### 1.3 土柱扫描与分析

原状土柱CT扫描所用仪器为Philips 16通道螺旋CT机,该仪器主要用于医学领域的人体扫描,因此在进行土壤扫描时重新设定扫描参数。经调整设置峰值电压为 $140 \text{ kV}$ ,电流为 $316 \text{ mA}$ ,扫描时间为 $15.5 \text{ s}$ ;扫描厚度为 $2 \text{ mm}$ ,每隔 $2 \text{ mm}$ 扫描一个横断面,9个土柱各获取124个横断面图像。

利用Image J软件对CT扫描图像进行分析。居中选择分析图像的尺寸为 $62.5 \text{ mm} \times 62.5 \text{ mm}$ ,先将切割后的图像转换为8-bit图像,然后结合实际土壤孔隙情况设置其分割阈值,小于阈值部分判断为土壤孔隙,图像分割后得到黑白二值图像。为避免土柱表层和底部受扰动而影响实验结果,从两端 $10 \text{ mm}$ 开始进行数据分析,提取当量直径大于 $1 \text{ mm}$ 的大孔隙。分析得到的特征参数有土壤大孔隙的数目、面积、大孔隙度、成圆率和当量直径。利用Invert反选,使白色部分变为土壤孔隙,黑色部分为土壤,将单个土柱的连续切片图像拟合成3D影像,利用bonej插件计算孔隙三维量化结果,得到孔隙连通度、连通密度、孔隙内表面积、分支点密度和连接点密度。

考虑土壤质地和饱和导水率与大孔隙特性具有

一定联系,本试验在原状土柱扫描结束后,将每个土柱去除两端可能干扰部分,从中间切割并定义为表层(1~13 cm)和亚表层(13~25 cm)两层,用环刀再取样,利用定水头法测定土样的饱和导水率。同时收集土柱上下层土样,利用Mastersizer 2000激光粒度仪测定土壤黏粒(<0.002 mm)、粉粒(0.002~0.02 mm)和砂砾(0.02~2 mm)的组成,每个土柱各做两次,取其平均值得到土壤机械组成。

1.4 数据统计与分析

为比较不同深度范围之间的土壤大孔隙参数,对土壤深度进行分层,具体为10~50 mm记作为L1,52~100 mm记作L2,102~150 mm记作L3,

152~200 mm记作L4,202~250 mm记作L5。

利用SPSS 18.0对数据进行单因素方差分析和Duncan's多重比较( $P<0.05$ ),对土壤大孔隙参数以及土壤质地和饱和导水率进行Pearson相关分析。

2 结 果

2.1 不同地形条件土壤的大孔隙特征

切沟沟底、沟缘和坝地三种地形条件下土壤大孔隙参数的基本统计值如表1所示。经K-S检验、方差分析和多重比较(表2),结果显示,地形对土壤大孔隙度、大孔隙数、当量直径、成圆率和单个大孔隙平均面积均具有显著影响。

表1 土壤大孔隙参数的统计值

Table 1 Statistics of soil macropore parameters

| 大孔隙参数<br>Macropore parameters                    | 最小值<br>Min | 最大值<br>Max | 均值<br>Mean | 标准误<br>Standard deviation | 偏度<br>Skewness | 峰度<br>Kurtosis | K-S检验<br>K-S test |
|--|------------|------------|------------|---------------------------|----------------|----------------|-------------------|
| 大孔隙度Macroporosity/%                              | 0.89       | 15.26      | 5.39       | 0.13                      | 0.47           | 0.02           | N (0.09)          |
| 大孔隙数Count  | 11.00      | 110.00     | 46.35      | 0.89                      | 0.78           | 1.24           | NN (0.05)         |
| 当量直径Equivalent diameter/mm                       | 1.49       | 7.47       | 2.49       | 0.04                      | 2.54           | 10.00          | NN (0.00)         |
| 成圆率Roundness                                     | 0.66       | 0.95       | 0.84       | 0.00                      | -0.20          | 1.10           | N (0.25)          |
| 单个大孔隙平均面积Mean size per macropore/mm <sup>2</sup> | 1.60       | 9.15       | 3.77       | 0.06                      | 1.15           | 1.84           | NN (0.01)         |

注:(1)样本数为358;(2)N为正态分布,NN为非正态分布,括号内数值若大于0.05,表示数据资料符合正态分布 Note: (1) The number of samples is 358; (2) N stands for normal distribution and NN for non-normal distribution. If the value in the brackets is > 0.05, it means that the corresponding data conforms to normal distribution

表2 不同地形条件土壤大孔隙参数的多重比较

Table 2 Multiple comparisons of soil macropore parameters relative to terrain

| 地形<br>Terrian        | 样本数<br>N | 大孔隙度<br>Macroporosity | 大孔隙数<br>Count | 当量直径<br>Equivalent diameter | 成圆率<br>Roundness | 单个大孔隙平均面积<br>Mean size per macropore |
|----------------------|----------|-----------------------|---------------|-----------------------------|------------------|--------------------------------------|
| 沟底 Gully bottom      | 120      | 4.97 b                | 46.33 b       | 3.16 a                      | 0.83 b           | 3.56 b                               |
| 沟缘 Gully costa colpi | 118      | 5.21 b                | 38.49 c       | 2.16 b                      | 0.85 a           | 3.77 ab                              |
| 坝地 Damland           | 120      | 5.98 a                | 54.09 a       | 2.12 b                      | 0.84 a           | 3.99 a                               |

注:小写字母不同表示差异显著( $P<0.05$ ) Note: Different lowercase letters indicate significant difference at level of 0.05

三种地形条件下土壤大孔隙度均值的从小到大排序为:沟底、沟缘、坝地,其中坝地土壤大孔隙度的均值(5.98%)高于研究区均值(5.39%),且显著大于沟底和沟缘,后二者土壤大孔隙度的均值分别为4.97%和5.21%。坝地土壤大孔隙数显著高于沟底和沟缘,沟底土壤大孔隙数与研究区均值

接近,且显著高于沟缘。坝地和沟缘土壤大孔隙当量直径均低于研究区均值(2.49 mm),均与沟底土壤大孔隙当量直径(3.16 mm)具有显著性差异。对于成圆率和单个孔隙平均面积而言,尽管三种地形条件下的均值在数值上比较接近,但其差异仍在 $P<0.05$ 水平上显著。三种地形土壤大孔隙特征

差异显著的原因为: 沟底主要受侵蚀作用而下切, 埋藏较深且结构紧实的土壤不断出露; 沟缘受植物生长(铁杆蒿和胡枝子)和明显的干湿交替影响, 土壤易于产生相对复杂的大孔隙通道; 坝地土壤主要为淤积土, 坡面土壤细颗粒经分选、输移和沉积后, 结构致密, 大孔隙分布较为均匀。

赵世伟等<sup>[4]</sup>对黄土高原子午岭不同植被演替阶段土壤孔隙特征的研究表明, 土壤大孔隙度的变化范围为5.82%~28.93%, 大孔隙数为21~43, 成圆率则为0.70~0.86。Li等<sup>[2]</sup>对六道沟流域柠条林地和苜蓿草地土壤大孔隙的研究结果表明, 大孔隙度低于20.22%, 大孔隙数低于100, 孔隙成圆率变化范围为0.5~1。与赵世伟等<sup>[4]</sup>相比较, 本研究中大孔隙度数值相对偏低, 大孔隙数的数值区间却明显较宽, 孔隙成圆率范围也相对较广。与Li等<sup>[2]</sup>的研究结果相比较, 本研究中大孔隙度、大孔隙数和孔隙成圆率的最大值偏低, 3个孔隙参数的最小值则相对偏高。这是因为赵世伟等<sup>[4]</sup>研究的是包括弃耕地、草本、灌丛、早期森林和乔木五个群落下的土壤大孔隙, Li等<sup>[2]</sup>关注的是生长22 a和40 a的柠条林地与一块苜蓿草地影响下的大孔隙。与地形影响相比, 包含灌木在内的植被生长作用下土壤大孔隙度相对较高。本研究大孔隙度和成圆率的数值范围相对较窄, 在一定程度上表明地形条件对土壤大孔隙参数的影响弱于植被影响的作用。

孔隙分级的依据一般为当量直径, 例如周虎等<sup>[14]</sup>将当量直径大于0.5 mm的所有孔隙定义为大孔隙, 冯杰和郝振纯<sup>[16]</sup>进一步将大孔隙分为小于0.5 mm、0.5~1 mm、1~3 mm、3~5 mm和大于5 mm 5个组别。目前土壤大孔隙分级未见统一标准, 本研究根据当量直径将大孔隙以1 mm为间隔进行组别划分。由不同组别土壤大孔隙频率分布图(图1)可知, 当量直径范围在1~3 mm之间的大孔隙较多, 在数量上可占80%以上。Hu等<sup>[1]</sup>在内蒙古太仆寺旗草原的相关研究中, 当量直径1~3 mm大孔隙可占有所有组别的15%~50%, 且土壤大孔隙的平均当量直径范围为1.24~3.77 mm。太仆寺旗草原地处浑善达克沙地南缘, 神木县位于毛乌素沙地南缘, 本研究平均当量直径在Hu等<sup>[1]</sup>的数值范围之内, 两地土壤中当量直径1~3 mm的大孔隙所占比例均高, 与两地土壤质地相似、沙粒含量均较高有关。

## 2.2 不同深度范围土壤的大孔隙特征

不考虑地形条件, 土层深度对土壤大孔隙度、

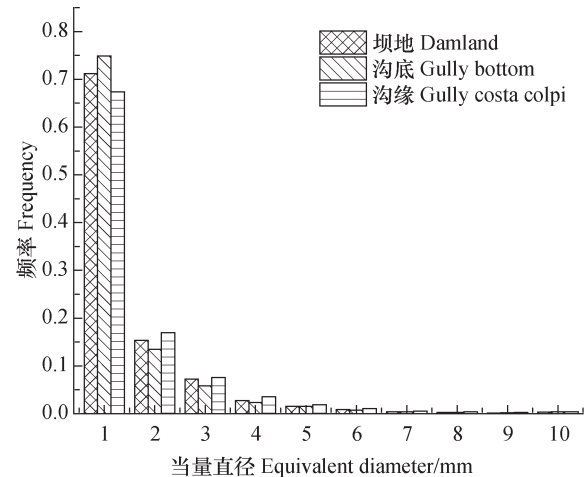


图1 不同当量直径土壤大孔隙的频率分布

Fig. 1 Frequency distribution of macropores relative to equivalent pore diameter

大孔隙数、当量直径、成圆率和单个大孔隙平均面积等具有显著影响, 5个深度分层之间土壤孔隙参数的多重比较结果见表3。

在10~50 mm即L1深度范围, 土壤大孔隙度均值为5.89%; 随土层深度增加, 土壤大孔隙度呈现先显著减小(L2)、然后连续增加(L3和L4)和最后减小(L5)的变化趋势。本研究五个深度范围土壤大孔隙度的均值变化范围为4.52%~5.89%。赵世伟等<sup>[4]</sup>对17~57 mm深度范围按6 mm间隔划分土层, 8个深度范围土壤大孔隙度的均值变化范围为13.35%~23.14%, 亦发现土层深度对土壤大孔隙度有显著性影响。周虎等<sup>[12]</sup>研究发现, 黑土区3个深度范围(0~5 cm, 10~15 cm和20~25 cm)土壤大孔隙度的数值变化范围为19.26%~29.96%, 尽管试验处理和土壤类型与本试验不同, 亦可见大孔隙度随深度的起伏变化。

土壤剖面大孔隙数多重比较结果显示, L2土层大孔隙数显著低于其它土层; 土层变化对当量直径也有显著影响, L2与L3土层的大孔隙当量直径在数值上相互接近且显著低于其它土层; L2与L3土壤大孔隙成圆率显著高于其它土层, 即在L2和L3土层, 大孔隙的几何形态最接近于圆; 单个大孔隙平均面积也随土层不同而差异显著, L2和L3土层与L1和L5土层大体相近, L4与其它土层的单个大孔隙平均面积差异显著。总体而言, 在L2土层, 土壤大孔隙特征与其它土层相比表现出一定差异性, 大孔隙度、大孔隙数、当量直径及单个大孔隙平均面积均显著低于其它土层, 土壤大孔隙成圆



表3 不同深度范围之间土壤大孔隙参数的多重比较

Table 3 Multiple comparisons of soil macropore parameters relative to soil layer

| 土层<br>Soil layer | 深度范围<br>Depth range/mm | 样本数<br>Sample size | 大孔隙度<br>Macroporosity | 大孔隙数<br>Count | 当量直径<br>Equivalent diameter | 成圆率<br>Roundness | 单个大孔隙平均面积<br>Mean size per macropore |
|------------------|------------------------|--------------------|-----------------------|---------------|-----------------------------|------------------|--------------------------------------|
| L1               | 10 ~ 50                | 63                 | 5.89 a                | 46.41 a       | 2.54 ab                     | 0.83 b           | 4.22 a                               |
| L2               | 52 ~ 100               | 75                 | 4.52 c                | 40.94 b       | 2.22 b                      | 0.85 a           | 3.35 c                               |
| L3               | 102 ~ 150              | 75                 | 5.11 bc               | 47.12 a       | 2.25 b                      | 0.85 a           | 3.32 c                               |
| L4               | 152 ~ 200              | 75                 | 5.87 a                | 50.80 a       | 2.67 a                      | 0.83 b           | 3.84 b                               |
| L5               | 202 ~ 250              | 70                 | 5.63 ab               | 46.47 a       | 2.77 a                      | 0.83 b           | 4.23 a                               |

注：不同小写字母表示差异显著（ $P<0.05$ ） Note: Different lowercase letters indicated significant difference at level of 0.05

率显著高于其它土层。原因可能为L2土层相对于L1土层具有一定的压实效应。

考虑到划分深度范围和忽略地形条件差异不利于揭示土壤大孔隙度随不同深度变化的细节，图2进一步显示了三种地形各个深度（2 mm间隔）土壤大孔隙度的均值和标准差。在2 ~ 100 mm深度，沟缘土壤大孔隙度数值范围始终偏低，多数深度表现为沟缘 < 坝地 < 沟底，且沟缘大孔隙度的变异程度始终最小。但在102 mm以下深度，多数深度土壤大孔隙度表现为沟底 < 坝地 < 沟缘，沟缘大孔隙度的变异程度始终整体最大。在102 mm ~ 250 mm以下深度，沟底土壤大孔隙度整体偏小，介于0.02% ~ 16.28%；而沟缘土壤大孔隙度整体偏大，介于9.57% ~ 29.66%。

土壤大孔隙度随深度变化的曲线反映了地形条件差异的影响。沟缘上层（102 mm以上）侧面即近沟道一侧土层薄，双面蒸发作用下，土壤极易缺水，导致土体收缩和紧实；沟缘下层（102 mm以下）土层逐渐变厚，水分条件有所改善，植物根系可穿插其中，土壤结构相对疏松。因此，沟缘上层大孔隙度均值和变异程度均低于沟底和坝地，下层大孔隙度均值和变异程度均高于沟底和坝地。沟底上下层大孔隙度波动幅度小，上层变异程度高于下层，与下层土壤相对紧实和沟底小气候作用有关。坝地上下层间变异程度相对一致，则为长期淤积导致土壤质地和结构均匀所致。

基于二维平面土壤大孔隙特征的描述不能反映其连通性。由于欧拉特征值对土壤大孔隙的变化较为敏感，通过测量欧拉特征值可得到孔隙连通度和连通密度，借此可描述土壤大孔隙的三维连通结构。从表4看出，沟底土壤大孔隙的连通度和连通密度显著高于沟缘和坝地，说明沟底土壤大孔隙的

连通性较沟缘和坝地更好。孔隙内表面积、分支点密度和连接点密度是表征土壤孔隙连通复杂程度的参数，其值越大则孔隙连通越复杂。分支点密度和连接点密度的大小关系均表现为沟底 > 沟缘 > 坝地，孔隙内表面积表现为沟底 > 坝地 > 沟缘，结果反映出坝地土壤大孔隙分布较为均匀分散，不连通的大孔隙数量较多，连通性较差。从形成大孔隙通道的成因上分析，由土壤生物活动引起的大孔隙通道一般具有连通性好，平均直径相对较大和呈管状的特点；由根系引起的大孔隙通道一般具有连通性好、圆形，随深度增加大孔隙直径呈下降趋势的特点；由水分入渗的携带作用、土壤团聚体的间隙及土壤干层造成的细缝等原因形成的大孔隙通道一般很小，分散分布，连通性较差。比较而言，沟底和沟缘土壤的大孔隙通道主要受植物根系作用影响，坝地土壤的大孔隙通道形成原因则较为复杂：由于长期的淤积作用和水分入渗的携带作用，土壤颗粒黏性大，较为密实，因此不利于大孔隙通道的形成。

2.3 大孔隙参数与土壤质地和饱和导水率的相关性

根据美国农业部制土壤质地划分标准，沟底、沟缘和坝地原状土柱的土壤类型主要为壤砂土和砂壤土，土壤机械组成和饱和导水率结果如图3所示。在沟底和沟缘，亚表层（13 ~ 25 cm）土壤饱和导水率约为表层（1 ~ 13 cm）的二分之一；坝地土壤饱和导水率在数值上则远小于沟底和沟缘。对土壤大孔隙参数（大孔隙度、大孔隙数、成圆率、当量直径和单个大孔隙平均面积）以及土壤质地（黏粒含量、粉粒含量和沙粒含量）和饱和导水率进行Pearson相关分析，不同参数间的相关关系结果见表5。



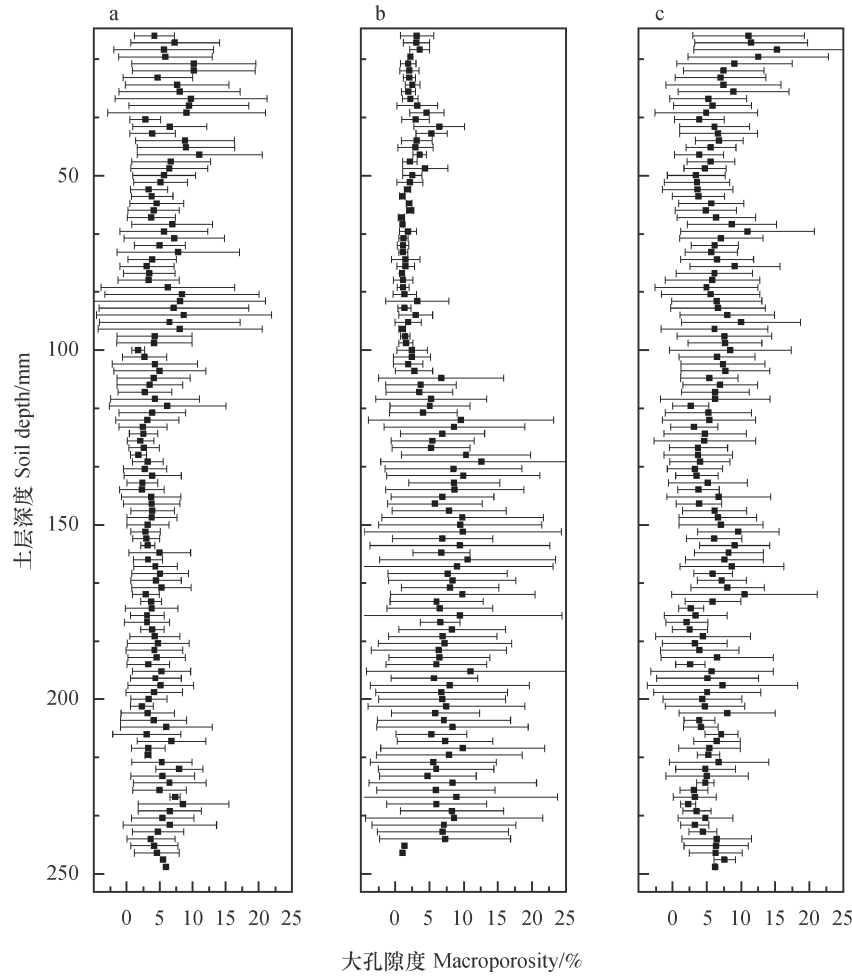


图2 不同地形条件土壤大孔隙度随深度的变化 (a. 沟底; b. 沟缘; c. 坝地)

Fig. 2 Variation of soil macroporosity with depth relative to terrain (bottom, costa colpi and damland)

表4 不同地形条件土壤大孔隙的三维量化特征

Table 4 Three-dimensional characteristics of soil macropores relative to terrain

| 地形<br>Terrain       | 连通度<br>Connectivity | 连通密度<br>Connectivity density/<br>mm <sup>-3</sup> | 孔隙内表面积<br>Bone surface/<br>mm <sup>2</sup> | 分支点密度<br>Branches density/<br>mm <sup>-3</sup> | 连接点密度<br>Junctions density/<br>mm <sup>-3</sup> |
|---------------------|---------------------|---|--|--|---|
| 沟底Gully bottom      | 17 210              | 0.017 3   | 4 660.00                                   | 0.013 2  | 0.001 7   |
| 沟缘Gully costa colpi | 3 809               | 0.003 9   | 566.90                                     | 0.006 6  | 0.001 2   |
| 坝地Damland           | 3 344               | 0.003 4   | 1 410.00                                   | 0.003 0  | 0.000 4   |

大孔隙度与大孔隙数和单个大孔隙平均面积呈极显著正相关关系 ( $P<0.01$ )，说明研究区土壤大孔隙发达，这与测得土壤质地以砂质壤土和壤质砂土为主的结果是一致的。大孔隙数与黏粒含量呈显著负相关 ( $P<0.05$ )，与饱和导水率呈极显著负相关。刘目兴等<sup>[17]</sup>通过水分穿透试验对三峡库区森林土壤大孔隙特征研究发现，各样地土壤饱和导水

率与孔径  $> 1.0$  mm的大孔隙密度呈高度的线性关系。陈效民等<sup>[18]</sup>研究发现，太湖地区水稻土土壤大孔隙度与饱和导水率具有显著的正相关关系。与上述结果不同，本研究中大孔隙数与饱和导水率呈极显著负相关关系。类似负相关结果可见Ahmad<sup>[19]</sup>对挪威Skuterud流域原状土进行CT分析，研究发现在各种土壤大孔隙参数中，土壤饱和导水率主要

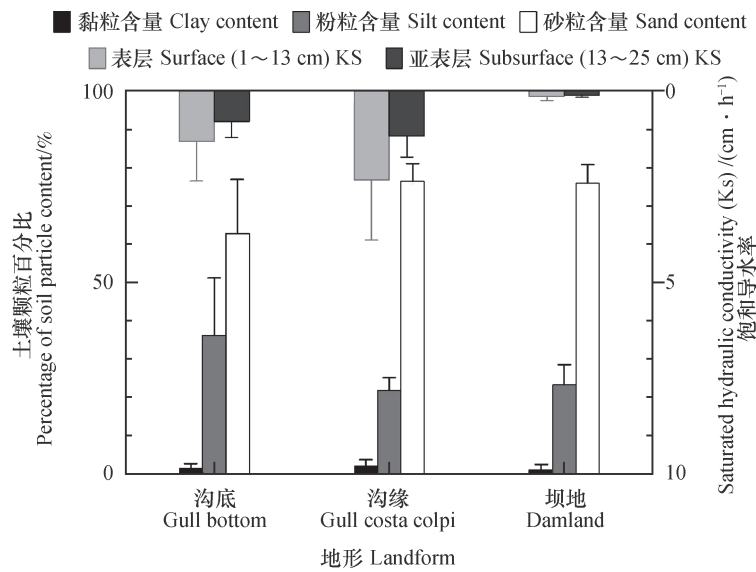


图3 不同地形条件土壤颗粒机械组成和饱和导水率的结果比较

Fig. 3 Soil particle size distribution and saturated hydraulic conductivity relative to terrain

表5 土壤大孔隙参数与土壤质地和饱和导水率之间的相关性

Table 5 Pearson correlations of macropore parameters with soil texture and saturated hydraulic conductivity

|   | 大孔<br>隙度<br>Macroporosity | 大孔<br>隙数<br>Count | 当量<br>直径<br>Equivalent diameter | 成圆率<br>Roundness | 单个大孔隙<br>平均面积<br>Mean size per<br>macropore | 粉粒<br>含量<br>Silt<br>content | 砂粒<br>含量<br>Sand<br>content | 黏粒含量<br>Clay content |
|---|---------------------------|-------------------|---------------------------------|------------------|---|-----------------------------|-----------------------------|----------------------|
| 大孔隙数Count                                       | 0.76*                     |                   |                                 |                  |   |                             |                             |                      |
| 当量直径<br>Equivalent<br>diameter                  | -0.11                     | 0.14              |                                 |                  |   |                             |                             |                      |
| 成圆率Roundness                                    | -0.61                     | -0.70             | -0.70                           |                  |   |                             |                             |                      |
| 单个大孔隙平均<br>面积<br>Mean size per<br>macropore     | 0.89**                    | 0.42              | -0.23                           | -0.41            |   |                             |                             |                      |
| 粉粒含量Silt<br>content                             | -0.16                     | 0.02              | 0.79*                           | -0.57            | 0.07  |                             |                             |                      |
| 砂粒含量Sand<br>content                             | 0.21                      | 0.06              | -0.75*                          | 0.51             | -0.28                                       | -0.99**                     |                             |                      |
| 黏粒含量Clay<br>content                             | -0.50                     | -0.84*            | -0.33                           | 0.60             | 0.29  | -0.01                       | -0.08                       |                      |
| 饱和导水率<br>Saturated<br>hydraulic<br>conductivity | -0.53                     | -0.94**           | -0.06                           | 0.52             | -0.11                                       | 0.02                        | -0.09                       | 0.76*                |

注：\*表示在 0.05 水平上显著，\*\*表示在 0.01 水平上显著 Note: \* and \*\* indicate significant difference at the level of 0.05 and 0.01, respectively

是由临界孔径决定, 大孔隙度与其它参数主要影响非饱和导水率。饱和导水率反映土壤的入渗和导水能力, 是高度变异的土壤水力学参数<sup>[20]</sup>, 本文的研究结果说明大孔隙特征解释饱和和导水率变异的能力有限。此外, 在试验操作方面, Anderson等<sup>[21]</sup>建议原状土柱饱和后再扫描一次, 否则容易引入误差; 而本研究扫描后切割土柱并利用环刀再次取样, 没有进行饱和后再扫描比较的试验。对于大孔隙数与饱和导水率呈极显著负相关关系, 期望后续研究结果能够进一步解释。

土壤大孔隙当量直径与粉粒含量显著正相关, 与沙粒含量显著负相关。此外, 本研究成圆率与当量直径为负相关关系 ( $P>0.05$ ), 各样地土壤大孔隙的成圆率均随当量直径的增大而减小, 在一定程度上可反映大孔隙直径越大, 其形态特征越复杂。

### 3 结 论

在陕北黄土沟壑区, 切沟沟底、沟缘和坝地三种地形条件对土壤大孔隙参数均具有显著影响, 其中坝地大孔隙度、大孔隙数和单个大孔隙平均面积均显著高于沟底和沟缘, 当量直径1~3 mm的大孔隙所占比例达80%以上, 这与壤砂土和砂壤土中砂砾含量较高有关。土壤大孔隙参数随深度的变化也具有一定规律, 不同土层土壤大孔隙参数差异显著, 52~100 mm土层大孔隙度、大孔隙数、当量直径及单个大孔隙平均面积均显著低于其他土层, 土壤大孔隙成圆率显著高于其他土层。同时, 大孔隙数对于黏粒含量和饱和导水率的影响十分显著, 且大孔隙数目越多, 黏粒含量越低, 饱和导水率也越小; 沟底土壤大孔隙的连通性较沟缘和坝地更好。从大孔隙的成因来看: 沟底和沟缘土壤的大孔隙通道主要受植物根系作用影响, 坝地土壤的大孔隙通道则是由于长期淤积和水分渗透的作用。

致 谢 感谢李同川和赵春雷博士在土柱采集时提供的帮助。

### 参 考 文 献

- [ 1 ] Hu X, Li Z C, Li X Y, et al. Influence of shrub encroachment on CT-measured soil macropore characteristics in the inner mongolia grassland of Northern China. *Soil & Tillage Research*, 2015, 150: 1—9
- [ 2 ] Li T C, Shao M A, Jia Y H. Application of X-ray tomography to quantify macropore characteristics of loess soil under two perennial plants. *European Journal of Soil Science*, 2016, 67 ( 3 ) : 266—275
- [ 3 ] 王恩姮, 赵雨森, 夏祥友, 等. 冻融交替后不同尺度黑土结构变化特征. *生态学报*, 2014, 34 ( 21 ) : 6287—6296  
Wang E H, Zhao Y S, Xia X Y, et al. Effects of freeze-thaw cycles on black soil structure at different size scales ( In Chinese ). *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34 ( 21 ) : 6287—6296
- [ 4 ] 赵世伟, 赵勇钢, 吴金水. 黄土高原植被演替下土壤孔隙的定量分析. *中国科学: 地球科学*, 2010 ( 2 ) : 223—231  
Zhao S W, Zhao Y G, Wu J S. Quantitative analysis of soil pores under natural vegetation successions on the Loess Plateau ( In Chinese ). *Scientia Sinica Terrae*, 2010 ( 2 ) : 223—231
- [ 5 ] Weiler M. Macropores and preferential flow—A love-hate relationship. *Hydrological Processes*, 2017, 31 ( 1 ) : 15—19
- [ 6 ] Menichino G T, Ward A S, Hester E T. Macropores as preferential flow paths in meander bends. *Hydrological Processes*, 2014, 28 ( 3 ) : 482—495
- [ 7 ] 张建丰, 林性粹, 王文焰. 黄土的大孔隙特征和大孔隙流研究. *水土保持学报*, 2003, 17 ( 4 ) : 168—171  
Zhang J F, Lin X C, Wang W Y. Characteristics of macropore and macro-pore flow in loess soil ( In Chinese ). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2003, 17 ( 4 ) : 168—171
- [ 8 ] 雷祥义. 中国黄土的孔隙类型与湿陷性. *中国科学: B 辑*, 1987, 17 ( 12 ) : 1309—1318  
Lei X Y. The loess collapsibility and pore types in China ( In Chinese ). *Science in China: Series B*, 1987 ( 12 ) : 1309—1318
- [ 9 ] 赵冬, 许明祥, 刘国彬, 等. 用显微CT研究不同植被恢复模式的土壤团聚体微结构特征. *农业工程学报*, 2016, 32 ( 9 ) : 123—129  
Zhao D, Xu M X, Liu G B, et al. Characterization of soil aggregate microstructure under different revegetation types using micro-computed tomography ( In Chinese ). *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32 ( 9 ) : 123—129
- [ 10 ] 高朝侠, 徐学选, 宇苗子, 等. 黄土塬区土地利用方式对土壤大孔隙特征的影响. *应用生态学报*, 2014, 25 ( 6 ) : 1578—1584  
Gao Z X, Xu X X, Yu M Z, et al. Impact of land

- use types on soil macropores in the loess region (In Chinese). *Journal of Applied Ecology*, 2014, 25 (6): 1578—1584
- [ 11 ] 王恩姮, 卢倩倩, 陈祥伟. 模拟冻融循环对黑土剖面大孔隙特征的影响. *土壤学报*, 2014, 51 (3): 490—496
- Wang E H, Lu Q Q, Chen X W. Characterization of macro-pores in mollisol profile subjected to simulated freezing-thawing alternation (In Chinese). *Journal of Soil Science*, 2014, 51 (3): 490—496
- [ 12 ] 周虎, 李保国, 吕贻忠, 等. 不同耕作措施下土壤孔隙的多重分形特征. *土壤学报*, 2010, 47 (6): 1094—1100
- Zhou H, Li B G, Lü Y Z, et al. Multifractal characteristics of soil pore structure under different tillage systems (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47 (6): 1094—1100
- [ 13 ] 李文昭, 周虎, 陈效民, 等. 基于同步辐射显微CT研究不同施肥措施下水稻土团聚体微结构特征. *土壤学报*, 2014, 51 (1): 67—74
- Li W Z, Zhou H, Chen X M, et al. Characterization of aggregate microstructures of paddy soils under different patterns of fertilization with synchrotron radiation micro-CT (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51 (1): 67—74
- [ 14 ] 周虎, 彭新华, 张中彬, 等. 基于同步辐射显微CT研究不同利用年限水稻土团聚体微结构特征. *农业工程学报*, 2011, 27 (12): 343—347
- Zhou H, Peng X H, Zhang Z B, et al. Characterization of aggregate microstructure of paddy soils cultivated for different years with synchrotron based micro-CT (In Chinese). *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27 (12): 343—347
- [ 15 ] 李宗超, 胡霞. 小叶锦鸡儿灌丛化对退化沙质草地土壤孔隙特征的影响. *土壤学报*, 2015, 52 (1): 242—248
- Li Z C, Hu X. Effects of shrub (*Caraganamicrophylla Lam*) encroachment on soil porosity of degraded sandy grassland (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52 (1): 242—248
- [ 16 ] 冯杰, 郝振纯. CT扫描确定土壤大孔隙分布. *水科学进展*, 2002, 13 (5): 611—617
- Feng J, Hao Z C. Distribution of soil macropores characterized by CT (In Chinese). *Advances in Water Science*, 2002, 13 (5): 611—617
- [ 17 ] 刘目兴, 吴丹, 吴四平, 等. 三峡库区森林土壤大孔隙特征及对饱和导水率的影响. *生态学报*, 2016, 36 (11): 3189—3196
- Liu M X, Wu D, Wu S P, et al. Characteristic of soil macropores under various types of forest coverage and their influence on saturated hydraulic conductivity in the Three Gorges Reservoir Area (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36 (11): 3189—3196
- [ 18 ] 陈效民, 黄德安, 吴华山. 太湖地区主要水稻土的大孔隙特征及其影响因素研究. *土壤学报*, 2006, 43 (3): 181—183
- Chen X M, Huang D A, Wu H S. Characteristics of macropores and their affecting factors of major paddy soils in Taihu lake region (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43 (3): 181—183
- [ 19 ] Ahmad M A. Quantifying relationships between x-ray imaged macropore structure and hydraulic conductivity. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, 2016
- [ 20 ] 郑纪勇, 邵明安, 张兴昌. 黄土区坡面表层土壤容重和饱和导水率空间变异特征. *水土保持学报*, 2004, 18 (3): 53—56
- Zheng J Y, Shao M A, Zhang X C. Spatial variation of surface soil's bulk density and saturated hydraulic conductivity on slope in Loess region (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2004, 18 (3): 53—56
- [ 21 ] Anderson S, Wang H, Peyton R, et al. Estimation of porosity and hydraulic conductivity from X-ray CT-measured solute breakthrough. Geological Society, London, Special Publications, 2003, 215 (1): 135—149



## Characteristics of Soil Macropores in the Gully Area of Loess Plateau as Affected by Terrain

JU Xinni<sup>1</sup> JIA Yuhua<sup>1,2†</sup> GAN Miao<sup>1</sup> JIN Shan<sup>1</sup> XIAO Bo<sup>3</sup>

( 1 College of Water Conservancy, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China )

( 2 Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China )

( 3 College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China )

**Abstract** 【Objective】 Soil macropores play an important role in hydrologic processes, such as rainfall infiltration, runoff occurrence, soil water movement and sediment deposition. As soil erosion varies with terrain (bottom and costa colpi of gully and the damland) in generation and development process, the soil forms under soil erosion vary too in soil texture and soil porosity. However, so far little has been done on effect of terrain on characteristics of soil macropores. 【Method】 In this study, undisturbed soil columns were collected at the three different landforms for analysis of macroporosity and rules of its variation with terrain and soil depth using the computerized tomographic scanning method. 【Result】 (1) Terrain did have a significant effect on macropore parameters. Damland was much higher than gully bottom in soil macroporosity, number and roundness of macropores and mean area per macropore. However, the effect of terrain on macropores was lower than that of vegetation as documented in previous studies. (2) Macropores also varied significantly in parameter with soil layer (50 mm each). Mean macroporosity and variation coefficients of the macropores in the soil at costa colpi varied sharply around the depth of 102mm. Macroporosity in the soil at the bottom of gullies fluctuated slightly, but did more significantly in the upper layer than in the lower layer. However, in the soil of damland, macropores varied in a similar trend in the upper and lower layers. (3) Soil macroporosity was significantly or extra-significantly and positively related to the number of soil macropore number and mean size per macropore, while the number of macropores was significantly and negatively related to clay content and saturated hydraulic conductivity. Equivalent diameter of the macropores was positively related to silt content and negatively to sand content. And (4) the macropores in the bottom of gullies were much higher in pore connectivity than those in the costa colpi and damland. From the point of view of reasons of the formation of macropores, those in the bottom and costa colpi of gully were formed under the impact of plant root systems, while those in damland were under the impact of long-term sedimentation and water infiltration. 【Conclusion】 CT scanning showed that the differences in characteristic between soil macropores in the bottom, costa colpi and damland of gullies may be attributed to soil erosion and deposition processes.

**Key words** Loess Plateau; Gully; CT scanning; Soil structure; Soil pore

( 责任编辑：檀满枝 )

# 基于GLUE的土壤溶质运移参数反演及不确定性\*

闫一凡<sup>1,2</sup> 李晓鹏<sup>1</sup> 张佳宝<sup>1</sup> 刘建立<sup>1†</sup>

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

(2 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘 要** 溶质运移模型参数的识别结果常存在较高的不确定性, 制约了模型的实际应用。以土壤中 $\text{Cu}^{2+}$ 运移过程为例, 采用广义似然不确定性估计 (Generalized likelihood uncertainty estimation, GLUE) 并引入最大似然值 (Maximum Nash-Sutcliffe, MNS) 等三种定量指标, 探讨了数值反演估计弥散系数等参数的不确定性。结果表明, 非线性最小二乘法 (Nonlinear least squares, NLLS) 得到的唯一“最优”参数组合对 $\text{Cu}^{2+}$ 出流曲线拟合效果很好 ( $R^2 > 0.937$ ), 但因“异参同效”, 无法刻画预测结果的不确定性。GLUE则可明确溶质运移参数及其响应界面的不确定性, MNS对应的参数组合对 $\text{Cu}^{2+}$ 出流曲线拟合 $R^2 > 0.937$ , 效果与NLLS的拟合结果高度一致。GLUE计算的95%置信区间覆盖了80%以上的观测点 (NLLS为46.3%), 其反演参数的取值范围也远大于NLLS的结果。在模型参数及响应界面不确定性分析两方面GLUE方法均优于NLLS方法。

**关键词** 溶质运移模型; 参数反演; 广义似然不确定性估计 (GLUE) 方法; 不确定性分析

**中图分类号** S152 **文献标识码** A

对流-弥散方程 (Convection-dispersion equation, CDE) 可用于表征溶质的时空动态特征并揭示溶质在多孔介质中的迁移转化机理, 是最常用的描述土壤中溶质运移过程的模型之一<sup>[1]</sup>。由于溶质运移模型的关键参数 (如弥散系数等) 存在较强的非线性或尺度依赖性, 通常难以通过实验直接准确测定<sup>[2]</sup>。利用监测数据通过数值模型反演来识别或优化这些参数, 是应用CDE解决实际问题的常规做法。传统的参数估计方法主要包括非线性最小二乘法 (Nonlinear least squares, NLLS)、高斯-牛顿法 (Gauss-Newton)<sup>[3]</sup>、模拟退火法<sup>[4]</sup>等。但这些方法容易陷入局部最优, 无法应对“异参同效”并进行参数和模拟结果的不确定性分析, 在一定程度上制约

了模型这一预测和决策工具的潜力发挥<sup>[5]</sup>。

1992年, Beven和Binley<sup>[6]</sup>提出基于贝叶斯方法的广义似然不确定性估计 (Generalized likelihood uncertainty estimation, GLUE) 方法。它是一种基于蒙特卡罗模拟, 且可识别多种潜在“异参同效”现象的参数优化方法, 同时也是不确定性分析的一种重要手段<sup>[5]</sup>。不同于NLLS这类传统寻优算法, GLUE方法认为存在一个似然度函数, 符合一定似然度的参数组合均可接受, 且离实测值越近该参数组合的似然度越大, 可信度越高。GLUE方法自提出后, 已被广泛应用于水文模型、降雨-径流模型以及作物生长等各个领域的模型参数及响应界面的不确定性和敏感性分析中<sup>[7-11]</sup>, 在实际应用中表现

\* 国家自然科学基金项目 (41771265)、国家重点研发计划课题 (2016YFD0300601, 2016YFD0200603) 和南京土壤研究所“一三五” (领域前沿) 项目 (ISSASIP1661) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41771265), the National Key Research and Development Program of China (Nos. 2016YFD0300601 and 2016YFD0200603) and the “135” Plan (Frontier Program) of Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences (No. ISSASIP1661)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: jlliu@issas.ac.cn

作者简介: 闫一凡 (1989—), 女, 河南新乡人, 博士研究生, 主要从事数字农业、土壤水文模型研究。E-mail: yfyan@issas.ac.cn

收稿日期: 2018-01-26; 收到修改稿日期: 2018-03-14; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-03-27

优良。其似然函数、采样方法及校正标准的选择及其对结果的影响也得到了众多学者的探索<sup>[12-15]</sup>。与传统寻优算法相比，GLUE方法的优势在于：1) 适用于非线性系统；2) 无需假设误差的概率分布<sup>[12]</sup>；3) 可综合反映所有来源的误差<sup>[6]</sup>；4) 可定量分析不确定性。因此，本文选择GLUE方法来探讨数值反演CDE模型参数及模型预测结果的不确定性，期望为数值模拟结果的风险评估提供一定参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验所用的土壤采自中国科学院封丘农

业生态国家试验站（114.51° E ~ 114.60° E，34.98° N ~ 35.06° N），为黄河冲积成因的典型潮土。自表层向下，土壤质地类型（美国制）分别为砂壤土（0 ~ 20 cm）、壤砂土（20 ~ 40 cm）和砂黏壤土（40 ~ 60 cm），每种质地采集三个重复，共9个土样。实验所用土柱均为高15 cm、直径9 cm的透明有机玻璃柱。采样时，在土柱内壁涂抹少许凡士林润滑，以减少采样阻力、缓减对原状结构的破坏。在采集原状土柱同一地点，取适量扰动土样带回实验室，自然风干后用激光粒度仪（Mastersizer 3000，英国）测定机械组成，烘干法测定容重，电位法测定pH。土壤样本理化性质如表1。

表1 土壤基本理化性质

| Table 1 Physical and chemical properties of soil sample |                      |                          |                              |                         |  |     |
|---|----------------------|--------------------------|------------------------------|-------------------------|--|-----|
| 土柱编号<br>Column  | 土壤质地<br>Soil texture | 黏粒 Clay<br>(<0.002 mm)/% | 粉粒 Silt<br>(0.05~0.002 mm)/% | 砂粒 Sand<br>(2~0.05mm)/% | 容重Bulk density<br>/(g·cm <sup>-3</sup> ) | pH  |
| a   | 砂壤土 <sup>①</sup>     | 15.6                     | 31.2                         | 53.2                    | 1.384                                    | 7.6 |
| b   | 壤砂土 <sup>②</sup>     | 6.5                      | 8.3                          | 85.2                    | 1.439                                    | 7.3 |
| c   | 砂黏壤土 <sup>③</sup>    | 20.2                     | 19.1                         | 60.7                    | 1.534                                    | 7.4 |

注：土壤质地按照美国农业部质地制分类，下同 Note: Soil textures were classified according to the United States Department of Agriculture. ①Sandy loam, ②Loamy sand, ③Sandy clay loam. The same below

1.2 静态批量平衡试验及阻滞系数计算

制备5、10、15、20、25 mg·L<sup>-1</sup>的硝酸铜（Cu(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>）溶液备用。在50 mL的离心管中分别加入2.00 g土壤，加入20 mL制备好的不同浓度梯度的硝酸铜溶液，加塞密封。恒温箱振荡器保持温度23℃ ± 1℃，震荡24 h。然后以4 000 r·min<sup>-1</sup>的速度离心30 min，过滤分离出上清液，用电感耦合等离子光谱仪（PerkinElmer Optima 8000，美国）测定溶液中的Cu<sup>2+</sup>浓度。每个浓度处理设置3个重复，并做无土空白实验。利用静态批量平衡实验结果，采用等温吸附模型计算土壤对Cu<sup>2+</sup>的吸附量，并计算阻滞系数。

采用线性吸附方程，分别对三种质地土壤中Cu<sup>2+</sup>静态批量平衡试验的数据进行拟合并计算阻滞系数，其公式如下：

$$R_d=1+\rho K_d/\theta \tag{1}$$

式中，R<sub>d</sub>为阻滞系数；ρ为土壤干容重，g·cm<sup>-3</sup>；K<sub>d</sub>为分配系数，L·mg<sup>-1</sup>；θ为土壤体积含水量，cm<sup>3</sup>·cm<sup>-3</sup>。

1.3 示踪及溶质运移试验

示踪试验在三种不同质地（a砂壤土，b壤砂

土，c砂黏壤土）的土柱中进行。试验过程保持室温20℃ ± 1℃。用蠕动泵自下向上缓慢饱和土柱，待形成稳定流场时，输入一个孔隙体积（Pore volume，PV）pH为5.5、浓度为0.05 mol·L<sup>-1</sup>的溴化钾（KBr）惰性示踪溶液，然后连续洗脱30 h。示踪试验完毕后，以同样的泵入速度向土柱泵入pH为3.5、浓度为0.5 mol·L<sup>-1</sup>的Cu(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>溶液1 PV，然后连续洗脱30 h。出流溶液用自动部分收集器采集。出流液中Br<sup>-</sup>浓度由Br<sup>-</sup>选择电极测定，Cu<sup>2+</sup>浓度由高效液相色谱-等离子体质谱仪（Agilent 7700x，澳大利亚）测定。

1.4 控制方程

忽略微生物过程，并假定液相中溶质与土壤相间是平衡交换的。考虑线性等温吸附的一维稳态流溶质运移可以用CDE来描述：

$$R_d \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \mu C \tag{2}$$

式中，R<sub>d</sub>为阻滞系数；C为液相中溶质的浓度，mg·L<sup>-1</sup>；x为距离，cm；t为时间，min；μ为汇项

( $\mu C$ ) 的速率系数,  $\text{min}^{-1}$ , 用于描述土壤溶液中基于一阶衰减的不可逆化学滞留;  $v$  为平均孔隙流速,  $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$ ;  $D$  为水力弥散系数,  $\text{cm}^2 \cdot \text{min}^{-1}$ 。

### 1.5 NLLS方法

NLLS算法是以实测值和模型计算值间的误差平方和最小为准则来识别非线性静态模型参数的一种参数估计方法。目前应用最广的基于NLLS的土壤溶质运移参数反演程序是由美国盐土实验室开发的CXTFIT。CXTFIT采用Levenberg-Marquardt算法, 通过匹配实测溶质穿透曲线(Breakthrough curve, BTC)来反演弥散系数、孔隙水流速等溶质运移模型参数, 并预测溶质浓度随时间和空间的分布规律。其优化目标是寻求一组参数使实测和计算值之间的决定系数 $R^2$ 最大化、残差平方和(SSQ)最小。目标函数为决定系数 $R^2$ , 如下式:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (C_i - f_i)^2}{\sum_{i=1}^N (C_i - \bar{C})^2} = 1 - \frac{\text{SSQ}}{\sum_{i=1}^N (C_i - \bar{C})^2} \quad (3)$$

式中,  $C_i$  和  $f_i$  分别为观测值和模型计算值;  $\bar{C}$  为全部观测值的平均值;  $n$  为总观测点数。 $R^2$  值越接近1, 表明拟合效果越好。

### 1.6 GLUE方法

GLUE方法既考虑到“最优”这一直观事实, 又避免了采用单一“最优”参数组合带来的预测风险。考虑到每个参数可能的空间变异和测量误差, 将平均孔隙水流速度( $v$ )的初始取值范围定为其测量值  $v_e \pm 0.5v_e \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ , 弥散系数( $D$ )定为  $0.0001 \sim 0.05 \text{ cm}^2 \cdot \text{min}^{-1}$ , 阻滞系数( $R_d$ )定为  $1.0 \sim 3.0$ , 汇项速率系数( $\mu$ )定为  $0.001 \sim 0.1 \text{ min}^{-1}$ 。蒙特卡罗采样策略中采用拉丁超立方采样方法(Latin hypercube sampling, LHS)生成随机参数组合。

在溶质运移参数反演时, 为避免数值求解困难, 一般会利用示踪试验结果先确定 $v$ 和 $D$ 两个参数, 然后将其固定再拟合其他参数。为此, 本文中对GLUE方法的应用也分为两个阶段, 阶段一: 通过对示踪试验数据的拟合确定可接受的参数 $v$ 和 $D$ ; 阶段二: 为参数组( $v, D$ )随机搭配100组经过LHS采样得到的( $R_d, \mu$ )重新组合, 生成全新的参数组合( $v, D, R_d, \mu$ )。

为方便与NLLS方法比较, 选用Nash-Sutcliffe函数(形同决定系数 $R^2$ )作为似然函数, 定量描述

模拟结果与观测值间拟合的优劣程度。

$$L(\theta_i|Y)^2 = 1 - \frac{\sum_j^n (\theta_{ij} - \theta_{oj})^2}{\sum_j^n (\theta_{oj} - \theta_o)^2} = R^2 \quad (4)$$

式中,  $L(\theta_i|Y)$  为参数组合 $i$ 的似然函数;  $\theta_{ij}$  为参数组合 $i$ 在时刻 $j$ 时的模拟值,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $\theta_{oj}$  为时刻 $j$ 时的观测响应,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $\theta_o$  为观测值的平均值,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $n$  为总观测点数。对于完美再现观测值的模拟结果, 其似然函数值为1。以似然值等于0.9为阈值来区分参数组合为“行为集”(Behavioral set)或“非行为集”(Non-behavioral set)。采用三个指标来定量表征出流液浓度的95%置信区间。分别为平均相对区间长度(Average relative interval length, ARIL)<sup>[16]</sup>, 落在95%置信区间内的观测点比例( $P_{95\text{CI}}$ )以及最大决定系数值(Maximum determination coefficient), 即最大似然值(Maximum Nash-Sutcliffe, MNS)。ARIL表达式如下:

$$\text{ARIL} = \frac{1}{n} \sum \frac{L_{u,t} - L_{l,t}}{R_{o,t}} \quad (5)$$

式中,  $L_{u,t}$  和  $L_{l,t}$  分别为95%置信区间的出流浓度上下限,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $n$  为总观测点数,  $R_{o,t}$  为出流浓度的观测值,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

$P_{95\text{CI}}$ 表达式如下:

$$P_{95\text{CI}} = \frac{\text{NQ}_{\text{in}}}{n} \times 100\% \quad (6)$$

式中,  $\text{NQ}_{\text{in}}$  为落在95%置信区间内的观测点个数,  $n$  为总观测点数。

MNS表达式如下:

$$\text{MNS} = \max_{i=1}^N \{R^2\} = \max_{i=1}^N L(\theta_i|Y) \quad (7)$$

式中,  $i$  为可接受的采样编码,  $N$  为可接受的采样数量。模型拟合结果越好, ARIL值越接近于0,  $P_{95\text{CI}}$ 越接近于100%, MNS越接近于1。

## 2 结果与讨论

### 2.1 NLLS参数估计及数值模拟

用平衡模型拟合 $\text{Br}^-$ 穿透曲线, 同时拟合参数 $v$ 和 $D$ 。由于示踪剂 $\text{Br}^-$ 不发生吸附解析、降解沉淀



等物理化学反应, 其阻滞系数 $R_d=1$ , 沉淀项速率系数 $\mu=0 \text{ min}^{-1}$ 。基于NLLS平衡模型对 $\text{Br}^-$ 穿透曲线的拟合结果对应的最优参数及决定系数见表2。由表2可知, NLLS反演的“最优”参数组合对示踪离子穿透曲线(BTC)拟合效果极佳,  $R^2$ 均大于0.98, 均方根误差RMSE<0.046。

由于 $\text{Cu}^{2+}$ 运移试验条件均保持与示踪试验时一致, 在拟合 $\text{Cu}^{2+}$ 穿透曲线时, 仍选用第一阶段识

别的 $v$ 和 $D$ 值, 仅对 $R_d$ 和 $\mu$ 进行优化, 结果如图1和表2。观察可知, 拟合曲线的峰值略低于观测值, 这可能是因为土柱与管壁之间所形成的微弱优势流所致, 也可能是实验中存在着一一定的测量误差导致的。林青<sup>[17]</sup>在使用两点非平衡吸附研究重金属运移的过程中也出现类似情况。但总体而言, 模拟的结果符合观测值的趋势,  $R^2$ 均大于0.93且RMSE也保持在 $10^{-2}$ 数量级(表2)。

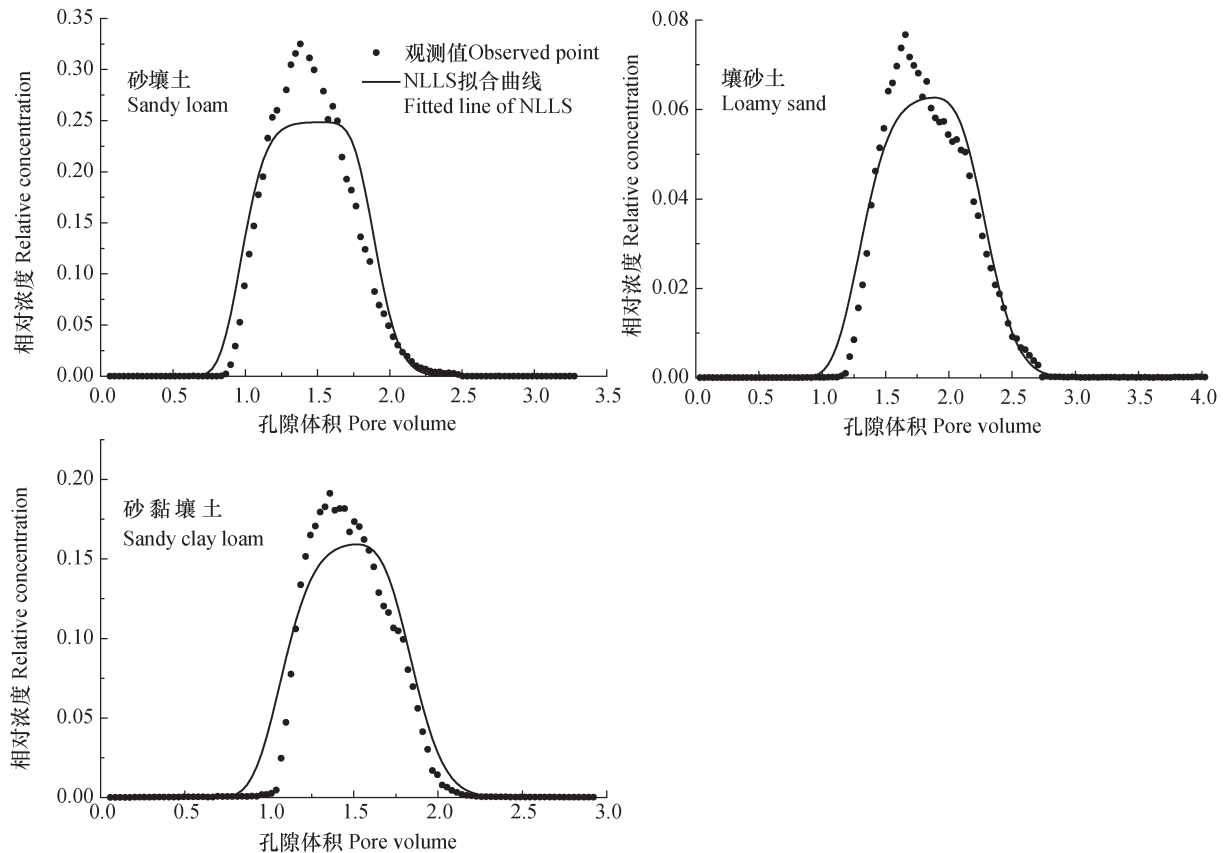


图1  $\text{Cu}^{2+}$ 穿透曲线(BTCs)观测值与非线性最小二乘法(NLLS)拟合值的对比

Fig. 1 Comparison between measured breakthrough curves (BTCs) of  $\text{Cu}^{2+}$  and non-linear least square (NLLS) fitted BTCs

## 2.2 第一阶段GLUE方法参数估计

以土柱b(壤砂土)的 $\text{Br}^-$ 穿透曲线拟合为例, 来说明GLUE方法的反演结果。图2中每一个散点均代表模型运行一次的结果, 所以可视为模型响应界面的投影。从指定区域10 000次蒙特卡罗采样中, 有818个参数组合的似然值 $R_{br}^2 > 0.9$ , 被判定为“行为集”。由图2和表2可知, 最大似然值MNS=0.987 2时的参数( $v, D$ )=(0.031 7  $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$ , 0.003 9  $\text{cm}^2 \cdot \text{min}^{-1}$ ), 与NLLS得到的唯一“最优”解( $v, D$ )=(0.032 1  $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$ ,

0.004 2  $\text{cm}^2 \cdot \text{min}^{-1}$ ), 非常接近。且NLLS方法拟合的 $R^2$ 为0.987 4, 与最大似然值(MNS)几乎相同。可以预知, 蒙特卡罗采样次数越多, 模型运行的次数越多, GLUE方法得到的MNS与NLLS寻优方法得到的“最优解”越接近。

与参数的初始取值范围相比, “行为集”的参数取值范围明显缩小。平均孔隙流速 $v$ 的初始和更新后取值范围分别为[0.015 6, 0.046 8]  $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$ 、[0.028 6, 0.035 4]  $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$ ; 弥散系数 $D$ 的初始和更新后取值范围分别为[0.000 1, 0.050 0]

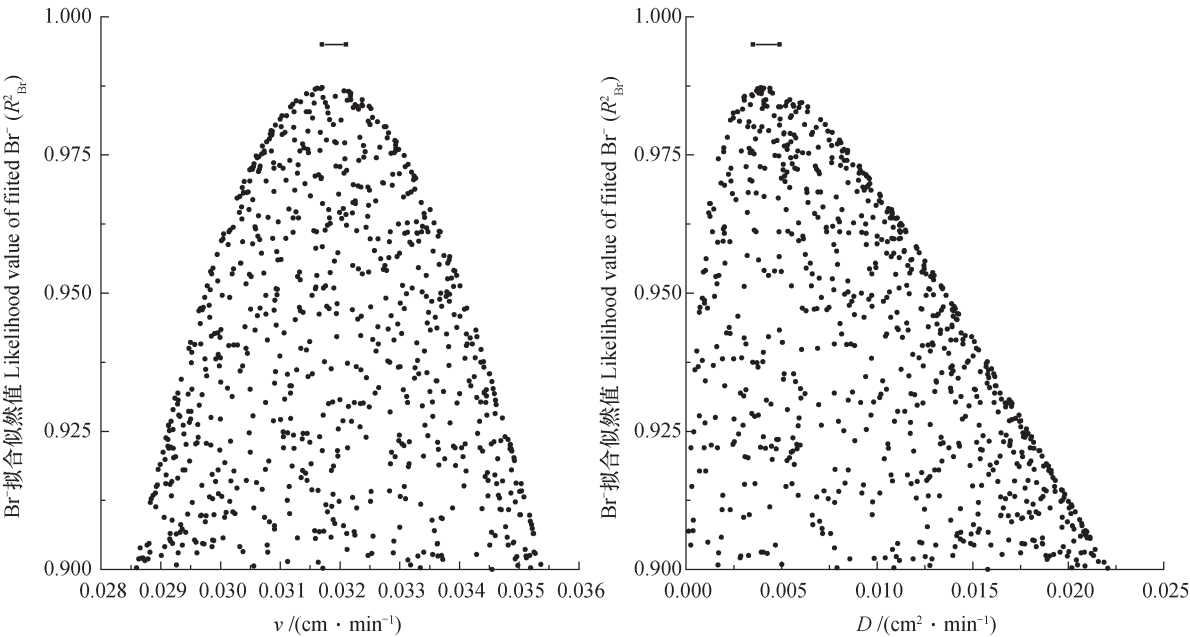
$\text{cm}^2 \cdot \text{min}^{-1}$ 、 $[0.000\ 1, 0.022\ 1]\ \text{cm}^2 \cdot \text{min}^{-1}$ ，区间宽度分别缩小了55.0%和55.8%。但NLLS方法确定的95%置信限（表2），如图2中散点图顶端的线段所示，仍较更新后的GLUE的参数取值范围窄很

多，说明NLLS方法在Br<sup>-</sup>运移模型参数反演时存在“异参同效”现象，且其参数 $\nu$ 和 $D$ 的置信限远小于实际可被接受的参数范围，导致大量可接受参数被忽略。

表2 NLLS法对Br<sup>-</sup>和Cu<sup>2+</sup>穿透曲线拟合的“最优”参数及拟合效果

| Table 2 Optimum parameters of NLLS fitting Br <sup>-</sup> and Cu <sup>2+</sup> BTCs and fitting effect |                          |  |  |       |       |                                  |                                     |       |       |
|---|--------------------------|--|--|-------|-------|----------------------------------|-------------------------------------|-------|-------|
| 土柱<br>编号<br>Column  | 土壤<br>质地<br>Soil texture | Br <sup>-</sup>                                |  |       |       | Cu <sup>2+</sup>                 |                                     |       |       |
|   |                          | $\nu / (\text{cm} \cdot \text{min}^{-1})^{1)}$ | $D / (\text{cm}^2 \cdot \text{min}^{-1})^{1)}$ | $R^2$ | RMSE  | $R_d^{1)}$                       | $\mu / \text{min}^{-1})^{1)}$       | $R^2$ | RMSE  |
| a   | 砂壤土 <sup>①</sup>         | 0.0334(0.0333, 0.0336) <sup>2)</sup>           | 0.0051(0.0046, 0.0055)                         | 0.996 | 0.024 | 1.386(1.370, 1.403)              | 0.0063(0.0062, 0.0064)              | 0.960 | 0.015 |
| b   | 壤砂土 <sup>②</sup>         | 0.0321(0.0319, 0.0323)                         | 0.0042(0.0035, 0.0049) <sup>a</sup>            | 0.987 | 0.046 | 1.034(1.016, 1.052) <sup>a</sup> | 0.0031(0.0030, 0.0032) <sup>a</sup> | 0.937 | 0.028 |
| c   | 砂黏壤土 <sup>③</sup>        | 0.0308(0.0306, 0.0309)                         | 0.0043(0.0038, 0.0047)                         | 0.995 | 0.029 | 1.203(1.184, 1.221)              | 0.0038(0.0037, 0.0039)              | 0.954 | 0.016 |

注：<sup>1)</sup>表示Br<sup>-</sup>和Cu<sup>2+</sup>运移模拟时被优化的参数，<sup>2)</sup>括号内数字表示对应参数的95%置信限。 $\nu$ 、 $D$ 、 $R_d$ 和 $\mu$ 分别表示平均孔隙流速、弥散系数、阻滞系数和汇项速率系数； $R^2$ 为决定系数；RMSE为均方根误差。下同 Note: <sup>1)</sup> Parameters optimized in fitting Br<sup>-</sup> and Cu<sup>2+</sup> transport; <sup>2)</sup> The figures in the parentheses stand for the 95% confidence intervals of the corresponding parameter;  $\nu$ ,  $D$ ,  $R_d$ , and  $\mu$  stand for respectively average pore water velocity, dispersion coefficient, retardation factor and rate coefficient;  $R^2$  for determination coefficient, and RMSE for root mean square error. ①Sandy loam, ②Loamy sand, ③Sandy clay loam. The same below



注：GLUE为广义似然不确定性估计，散点图顶端的线段为NLLS方法的95%置信限。下同 Note: GLUE is the short for generalized likelihood uncertainty estimation and the dashes at the top of the scatter diagram stand for 95% confidence limits determined by NLLS.

The same below

图2 GLUE方法获得的似然值  $R^2_{Br} > 0.9$  的 $\nu$ 和 $D$ 散点图

Fig. 2 Dotty plots of  $\nu$  and  $D$  of  $R^2_{Br} > 0.90$  acquired by GLUE for bromide BTCs

2.3 第二阶段GLUE方法参数估计及其不确定性  
第二阶段是通过GLUE方法对Cu<sup>2+</sup>穿透曲线的

拟合进行不确定性分析（此处仍以土柱b为例）。  
为818组  $R^2_{Br} > 0.9$  的“行为集”分别搭配100组通过

拉丁超立方采样(LHS)得到的随机参数 $R_d$ 和 $\mu$ , 组成81 800个新的参数组合。逐次运行模型, 得到403个参数组合满足 $R_{cu}^2 > 0.9$ , 其对应参数的散点图如图3所示。其他两种质地的土柱也分别得到了448和648组“行为集”。

由图3可知, 似然值 $R_{cu}^2$ 最大为0.936 9, 对应的参数组合为 $(v, D, R_d, \mu) = (0.034\ 9\ \text{cm} \cdot \text{min}^{-1}, 0.005\ 3\ \text{cm}^2 \cdot \text{min}^{-1}, 1.112, 0.003\ 2\ \text{min}^{-1})$ 。第二阶段所用的参数 $v$ 和 $D$ 来自第一阶段对 $\text{Br}^-$ 穿透曲线的拟合, 因此, 这两个参数的可接受范围与图2一致(无NLLS的95%置信限)。但其在第二阶段的响应界面形状(图3)与第一阶段不同。这是因为, 参数 $v$ 和 $D$ 之间的交互作用在第二阶段不如第一阶段清晰, 第二阶段参数数量增加, 彼此之间相互影响, 其响应界面也随之改变。参数 $R_d$ 的可接受范围由 $[1.0, 3.0]$ 缩小为 $[1.001, 1.221]$ , 这与根据公式(1), 计算得到的静态批量平衡实验的 $R_d = 1.251$ 也十分接近; 参数 $\mu$ 的可接受范围由

$[0.001, 0.010]\ \text{min}^{-1}$ 缩小为 $[0.002\ 6, 0.003\ 7]\ \text{min}^{-1}$ , 区间宽度分别缩小了89.0%和90.0%。然而, 与第一阶段类似, 这些可接受的参数范围仍然是通过NLLS方法的95%置信限宽度的5.84倍和5.50倍。这一结果表明, 有许多与NLLS寻优得到的“最优解”完全不同的参数组合均可很好地模拟 $\text{Cu}^{2+}$ 的运移过程; 换言之, 在NLLS方法推算的置信限之外, 仍存在众多的参数组合可被接受, 并可得到令人满意的模拟结果。而仅通过主观判断, 无从确定这些组合中的哪一组参数值才是“真实值”, 这也正是模型用于预测和决策时必然存在不确定性的一个重要原因。由此可见, 利用NLLS等传统寻优方法得到的“最优解”去预测溶质的运移过程可能存在极大风险, 因为其反演结果中蕴含了显著的不确定性。Zhang等<sup>[18]</sup>用传统寻优法和GLUE方法同时分析了示踪溶液与农药阿特拉津在土壤中的运移, 结果也表明在参数估计过程中存在大量的等效参数。

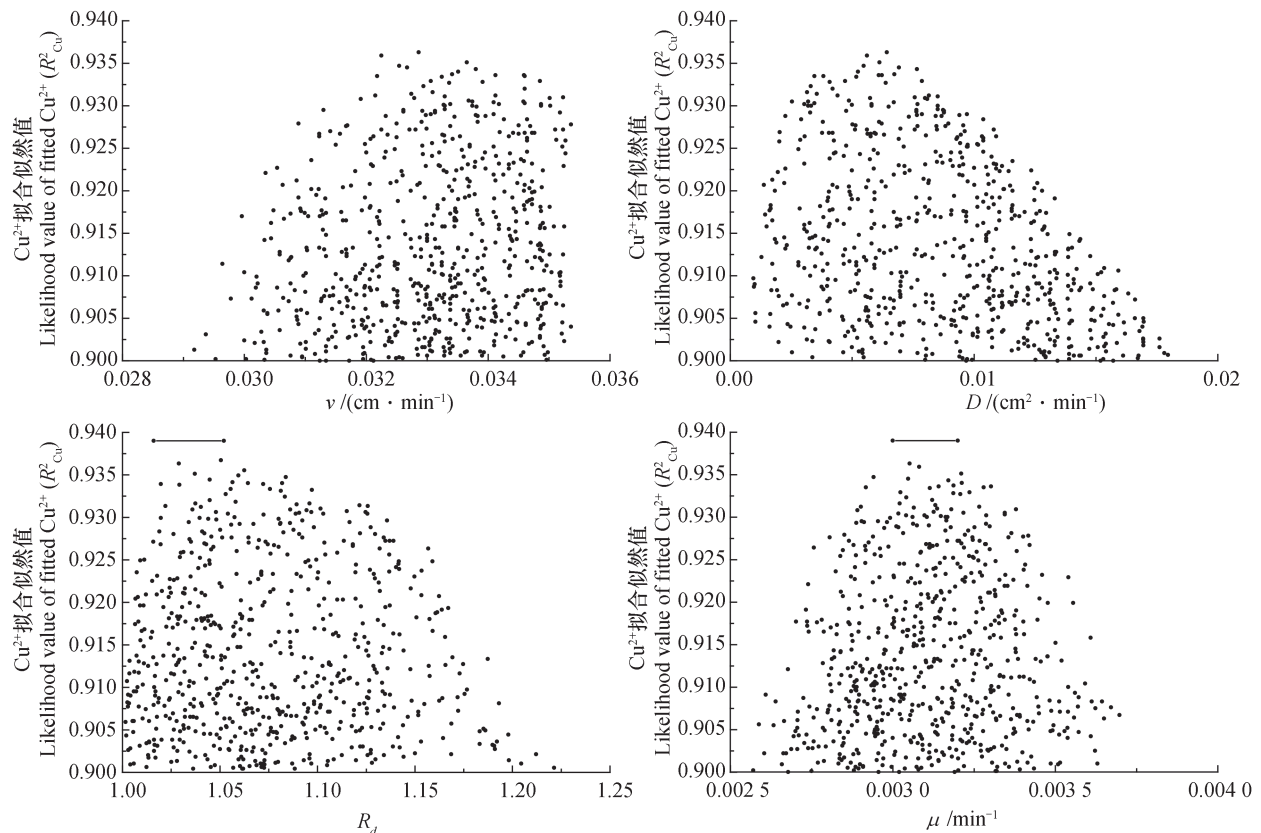


图3 GLUE获得的似然值 $R_{cu}^2 > 0.9$ 的参数的散点图

Fig. 3 Dotty plots of the parameters of  $R_{cu}^2 > 0.90$  acquired by GLUE fitting Cu breakthrough

GLUE方法受到争议的原因之一在于选择似然函数和阈值的主观性<sup>[19-20]</sup>。区分“行为集”和“非行为集”的阈值选择的确存在主观性，但这种选择是建立在对未来模型预测的有效性基础之上的，并非纯粹的主观判断<sup>[21]</sup>。似然函数的选择亦是如此，本研究中选用的似然函数与NLLS方法的决定系数公式形式相同，目的是便于NLLS和GLUE两种方法的结果对比。近年来，关于如何选定合理的似然函数也得到了更多的关注。如Zhang等<sup>[22]</sup>为了强调模型在实际应用中的不确定性引入了多种似然函数，并基于概率计算来选定最合理的似然函数。Freni等<sup>[15]</sup>用多种形式的似然函数估计了城市洪水模型结果的不确定

性并对模型进行了校正。这些研究表明，Nash-Sutcliffe函数适用于数据量不大和需要掌握单一参数对模拟结果影响的情况。当观测值不断增多且旨在调整模型适用性时，指数类型的似然函数则更合适。

2.4 模型输出的不确定性

与土柱b类似，土柱a和土柱c示踪和Cu<sup>2+</sup>运移试验反演结果分别如表3和表4所示。可以看出，GLUE确定的 $\nu$ 、 $D$ 、 $R_d$ 、 $\mu$ 的置信区间均完全包含NLLS的置信区间。说明在三种土壤中，NLLS的参数置信区间均小于实际可接受的参数范围。若仅使用NLLS算法的置信区间，将导致大量原应被接受的参数组合被舍弃。

表3 NLLS和GLUE反演得到的Br<sup>-</sup>运移模型参数及其95%置信区间

Table 3 Parameter of the Br<sup>-</sup> transport model and 95% confidence intervals obtained using NLLS and GLUE

| 土柱编号<br>Column | 土壤质地<br>Soil texture    | 方法<br>Method | $\nu/(\text{cm}\cdot\text{min}^{-1})$ | $D/(\text{cm}^2\cdot\text{min}^{-1})$ | $R_d$ | $\mu/\text{min}^{-1}$ |
|----------------|-------------------------|--------------|---------------------------------------|---------------------------------------|-------|-----------------------|
| a              | 砂壤土<br>Sandy Loam       | NLLS         | (0.033 3, 0.033 6)                    | (0.004 6, 0.005 5)                    | —     | —                     |
|                |                         | GLUE         | (0.029 4, 0.037 8)                    | (0.001 0, 0.032 3)                    | —     | —                     |
| b              | 壤砂土<br>Loamy sand       | NLLS         | (0.031 9, 0.032 3)                    | (0.003 5, 0.004 9)                    | —     | —                     |
|                |                         | GLUE         | (0.028 6, 0.035 4)                    | (0.000 1, 0.022 1)                    | —     | —                     |
| c              | 砂黏壤土<br>Sandy clay loam | NLLS         | (0.030 6, 0.030 9)                    | (0.003 8, 0.004 7)                    | —     | —                     |
|                |                         | GLUE         | (0.027 3, 0.034 5)                    | (0.000 1, 0.026 6)                    | —     | —                     |

注：“—”表示未进行参数拟合，无置信区间。下同 Note: “—” means these parameters don’t fit and no confidence intervals. The same below

表4 NLLS和GLUE反演得到的Cu<sup>2+</sup>运移模型参数及其95%置信区间

Table 4 Parameter of the Cu<sup>2+</sup> transport model and 95% confidence intervals obtained using NLLS and GLUE

| 土柱编号<br>Column | 土壤质地<br>Soil texture    | 方法<br>Method | $\nu/(\text{cm}\cdot\text{min}^{-1})$ | $D/(\text{cm}^2\cdot\text{min}^{-1})$ | $R_d$          | $\mu/\text{min}^{-1}$ |
|----------------|-------------------------|--------------|---------------------------------------|---------------------------------------|----------------|-----------------------|
| a              | 砂壤土<br>Sandy Loam       | NLLS         | —                                     | —                                     | (1.370, 1.403) | (0.006 2, 0.006 4)    |
|                |                         | GLUE         | (0.029 4, 0.037 8)                    | (0.001 0, 0.032 3)                    | (1.159, 1.770) | (0.005 3, 0.007 7)    |
| b              | 壤砂土<br>Loamy sand       | NLLS         | —                                     | —                                     | (1.016, 1.052) | (0.003 0, 0.003 2)    |
|                |                         | GLUE         | (0.028 6, 0.035 4)                    | (0.000 1, 0.022 1)                    | (1.001, 1.221) | (0.002 6, 0.003 7)    |
| c              | 砂黏壤土<br>Sandy clay loam | NLLS         | —                                     | —                                     | (1.184, 1.221) | (0.003 7, 0.003 9)    |
|                |                         | GLUE         | (0.027 3, 0.034 5)                    | (0.000 1, 0.026 6)                    | (1.414, 1.027) | (0.003 2, 0.004 7)    |

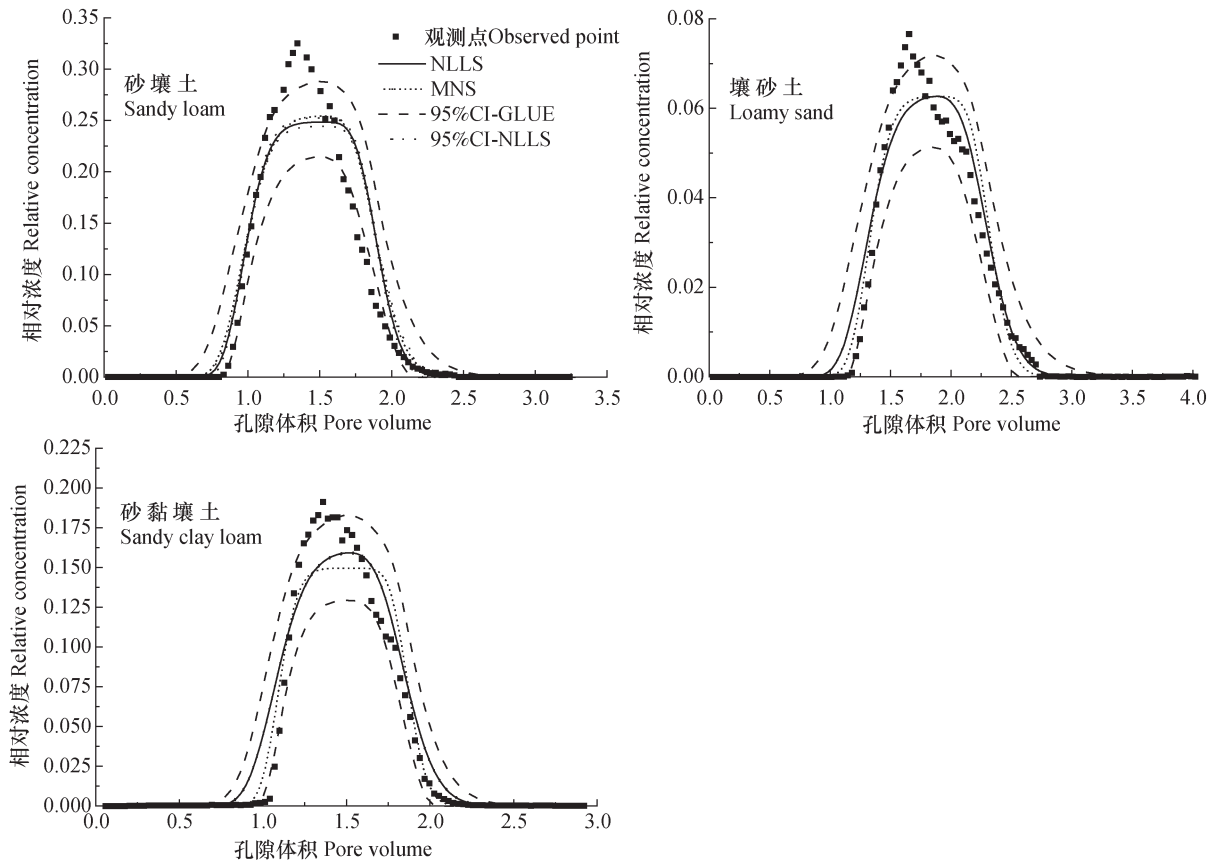
GLUE方法对应MNS的参数组合与NLLS“最优”参数组合的模型预测结果如图4所示。由图可知，在土柱b中，MNS参数组合( $\nu$ ,  $D$ ,  $R_d$ ,  $\mu$ ) = (0.034 9 cm·min<sup>-1</sup>, 0.005 3 cm<sup>2</sup>·min<sup>-1</sup>, 1.112, 0.003 2 cm<sup>-1</sup>)与NLLS“最优”参数组合( $\nu$ ,  $D$ ,

$R_d$ ,  $\mu$ ) = (0.032 1 cm·min<sup>-1</sup>, 0.004 2 cm<sup>2</sup>·min<sup>-1</sup>, 1.034, 0.003 1 cm<sup>-1</sup>)，对观测值的拟合极佳，其R<sup>2</sup>均为0.937。但MNS与NLLS“最优”的参数组合并不一致，表明不同的参数组合可以达到类似的模拟结果，即“异参同效”现象。在土柱a和



土柱c中亦存在相同现象。GLUE方法获取的95%置信区间较NLLS方法获取的置信限宽很多,其覆盖的观测点比例 $P_{95CI}$ 的均值为84.30%,而NLLS方法则仅为46.05%,这表明NLLS方法获取的置信

限无法良好预测 $\text{Cu}^{2+}$ 穿透曲线,特别是峰值区。GLUE方法的95%置信区间对试验观测点的高覆盖率还表明了模型定义及模型结构满足了溶质运移模拟的需求<sup>[23]</sup>。



注: MNS是最大似然函数, 95%CI-NLLS和95%CI-GLUE分别是NLLS和GLUE方法获取的相对浓度的95%置信限 Note: MNS is the short for Maximum Nash-Sutcliffe, which is the largest likelihood value; 95%CI-NLLS and 95%CI-GLUE is separately the 95% confidence interval of relative concentration using NLLS and GLUE

图4 NLLS和GLUE两种方法预测 $\text{Cu}^{2+}$ 穿透曲线的不确定性结果对比

Fig. 4 Comparison between NLLS and GLUE used in predicting  $\text{Cu}^{2+}$  BTC in uncertainty

三个定量化指标平均相对区间长度 (ARIL)、MNS和置信区间内的观测点比例 ( $P_{95CI}$ ) 的统计结果如表5所示。砂壤土、壤砂土和砂黏壤土中,通过NLLS方法获取的“最优解”的决定系数 $R^2$  (分别为0.960, 0.937, 0.954)与GLUE方法获取的MNS的似然值 (分别为0.960, 0.937, 0.953) 高度一致,这在图4也得到直观体现。GLUE与NLLS获得的ARIL均值分别为79.66和135.5,其中壤砂土显著高于其他两种质地土壤。

这主要是由于壤砂土内 $\text{Cu}^{2+}$ 穿透曲线的相对浓度在0.000 1以下时,其对应的置信区间和置信限的宽度较其他质地更宽所致。总体而言,GLUE方法对应的ARIL值显著低于NLLS,这说明MNS对应的参数组合对模型的拟合效果可媲美NLLS的“最优”参数组,且GLUE计算的置信区间对观测值的覆盖度更高,平均相对区间宽度也更窄,因此,在参数及模型输出不确定性分析两个方面GLUE方法均优于NLLS方法。

表5 NLLS和GLUE方法拟合Cu<sup>2+</sup> 穿透曲线的不确定性量化结果

Table 5 Quantification of the uncertainties in fitting Cu<sup>2+</sup> BTCs using NLLS and GLUE

| 土柱编号<br>Column | 土壤质地<br>Soil texture | 方法<br>Method | ARIL   | MNS   | P <sub>95CI</sub> |
|----------------|----------------------|--------------|--------|-------|-------------------|
| a              | 砂壤土                  | NLLS         | 3.45   | 0.960 | 28.13%            |
|                | Sandy Loam           | GLUE         | 10.24  | 0.960 | 87.62%            |
| b              | 壤砂土                  | NLLS         | 397.66 | 0.937 | 64.00%            |
|                | Loamy sand           | GLUE         | 223.96 | 0.937 | 80.93%            |
| c              | 砂黏壤土                 | NLLS         | 5.24   | 0.954 | 46.01%            |
|                | Sandy clay loam      | GLUE         | 4.79   | 0.953 | 84.35%            |

注：ARIL 是平均相对区间长度，P<sub>95CI</sub> 是置信区间内观测点比例 Note: ARIL is the short for average relative interval length, and, P<sub>95CI</sub> stands for percentage of points covered by 95% confidence intervals

NLLS方法计算得到的“最优”参数组合（表2）及其对实测值的拟合结果（图1）均表现优秀。但NLLS方法的残差并非白噪声，这表示该方法的参数估计可能存在偏差<sup>[13]</sup>。本文的研究结果也证实了该结论。尽管“最优”参数及其置信限的确包含在通过GLUE方法确认的95%置信区间内，但图2和图3均显示，在NLLS法确定的置信限以外仍有大量参数组合可极好地拟合观测值。这也证实了NLLS寻优的结果——“最优”参数组合并无看似的高“鲁棒性”。再者，NLLS方法对BTC的95%置信限仅覆盖了低于65%的观测点（图3和表5），该结果再次验证了以上结论。由此可知，试验观测值所能提供的信息可能并不足以识别真实的参数值。在多个可接受的参数向量中，仅通过部分观测值，通常无法判定哪一个参数向量才是参数的真值，对于数据稀疏的野外试验情况更是如此<sup>[24]</sup>。但依然应该关注和改进传统的寻找单一最优解的算法。其一，对于设计性实验，其理论完备且边界条件等可被严格控制，此时传统寻优算法的单一“最优解”仍有重要意义。其二，GLUE等不确定性分析方法对计算能力要求较高，若计算所有可行性参数组合并运行模型验证超出计算能力，此时就需要单一“最优解”来进行预测。因此，传统寻优算法和GLUE这类承认多解性的算法亦可相辅相成、适当结合。

3 结 论

溶质运移模型的参数估计过程和模型预测本身就蕴含不确定性，无论观测数据量多少、数据质量高低均无法完全避免此问题。本文利用传统寻优方法（NLLS）和不确定性分析方法（GLUE）对

土壤溶质运移模型的不确定性进行了研究，结果表明，NLLS作为一种参数反演方法简单明了，易于操作，对Br<sup>-</sup>及Cu<sup>2+</sup>穿透曲线的拟合效果较好。但“异参同效”现象的存在说明NLLS法的“最优”参数应用于预测时的“鲁棒性”不及预想。GLUE方法清晰直接地表明有多个参数组合能满足拟合要求，其获取的对应于最大似然值MNS的参数向量亦可较好拟合Br<sup>-</sup>及Cu<sup>2+</sup>的穿透曲线。由似然值大于0.9的“行为集”计算出各参数的后验取值范围显著大于且包括NLLS方法获取的参数取值范围。NLLS方法较窄的参数置信区间导致许多可被接受的参数组合被摒弃，仅使用单一“最优”解的寻优方法预测溶质运移存在极大的不确定性。

参 考 文 献

[ 1 ] van Genuchten M T, Wagenet R J. 2-site 2-region models for pesticide transport and degradation-theoretical development and analytical solutions. Soil Science Society of America Journal, 1989, 53 ( 5 ) : 1303—1310

[ 2 ] Elbana T A. Transport and adsorption-desorption of heavy metals in different soils. Alexandria, Egypt: Alexandria University, 2013

[ 3 ] 曾小牛, 刘代志, 牛超, 等. 改进高斯—牛顿法的位场向下延拓. 测绘学报, 2014, 43 ( 1 ) : 37—44  
Zeng X N, Liu D Z, Niu C, et al. Modified Gauss-Newton method for downward continuation of potential field ( In Chinese ) . Acta Geodaetica et Cartographica Sinica, 2014, 43 ( 1 ) : 37—44

[ 4 ] 姚明海, 王娜, 赵连朋. 改进的模拟退火和遗传算法求解TSP问题. 计算机工程与应用, 2013, 49 ( 14 ) : 60—65  
Yao M H, Wang N, Zhao L P. Improved simulated annealing algorithm and genetic algorithm for TSP ( In

- Chinese). Computer Engineering and Applications, 2013, 49 (14): 60—65
- [ 5 ] Mirzaei M, Huang Y F, El-Shafie A, et al. Application of the generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE) approach for assessing uncertainty in hydrological models: A review. Stochastic Environment Research and Risk Assessment, 2015, 29: 1265—1273
- [ 6 ] Beven K, Binley A. The future of distributed models-model calibration and uncertainty prediction. Hydrology Process, 1992, 6 (3): 279—298
- [ 7 ] Fraga I, Cea L, Puertas J, et al. Global sensitivity and GLUE-based uncertainty analysis of a 2D-1D dual urban drainage model. Journal of Hydrologic Engineering, 2016, 21 (5): 04016004
- [ 8 ] Dzotsi K A, Basso B, Jones J W. Development, uncertainty and sensitivity analysis of the simple SALUS crop model in DSSAT. Ecological Modelling, 2013, 260: 62—76
- [ 9 ] Younes A, Mara T A, Fajraoui N, et al. Use of global sensitivity analysis to help assess unsaturated soil hydraulic parameters. Vadose Zone Journal, 2013, 12 (1): 1—12
- [ 10 ] Sun M, Zhang X L, Huo Z L, et al. Uncertainty and sensitivity assessments of an agricultural-hydrological model (RZWQM2) using the GLUE method. Journal of Hydrology, 2016, 534: 19—30
- [ 11 ] Sathiamoorthy S, Vogel R M, Chapra S C, et al. Uncertainty and sensitivity analyses using GLUE when modeling inhibition and pharmaceutical cometabolism during nitrification. Environmental Modelling & Software, 2014, 60: 219—227
- [ 12 ] Blasone R S, Vrugt J A, Madsen H, et al. Generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE) using adaptive Markov Chain Monte Carlo sampling. Advances in Water Resources, 2008, 31 (4): 630—648
- [ 13 ] Zhou R R, Li Y, Lu D, et al. An optimization based sampling approach for multiple metrics uncertainty analysis using generalized likelihood uncertainty estimation. Journal of Hydrology, 2016, 540: 274—286
- [ 14 ] Shafii M, Tolson B, Matott L S. Addressing subjective decision-making inherent in GLUE-based multi-criteria rainfall-runoff model calibration. Journal of Hydrology, 2015, 523: 693—705
- [ 15 ] Freni G, Mannina G, Viviani G. Uncertainty in urban stormwater quality modelling: The influence of likelihood measure formulation in the GLUE methodology. Science of the Total Environment, 2009, 408 (1): 138—145
- [ 16 ] Jin X, Xu C Y, Zhang Q, et al. Parameter and modeling uncertainty simulated by GLUE and a formal Bayesian method for a conceptual hydrological model. Journal of Hydrology, 2010, 383 (3/4): 147—155
- [ 17 ] 林青. 土壤中重金属运移的数值模拟及不确定性分析. 山东青岛: 青岛大学, 2011
- Lin Q. Simulation and uncertainty analysis of movement of heavy metals (In Chinese). Qingdao, Shandong: Qingdao University, 2011
- [ 18 ] Zhang D, Beven K, Mermoud A. A comparison of non-linear least square and GLUE for model calibration and uncertainty estimation for pesticide transport in soils. Advances in Water Resources, 2006, 29 (12): 1924—1933
- [ 19 ] Mantovan P, Todini E. Hydrological forecasting uncertainty assessment: Incoherence of the GLUE methodology. Journal of Hydrology, 2006, 330 (1/2): 368—381
- [ 20 ] Montanari A. Large sample behaviors of the generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE) in assessing the uncertainty of rainfall-runoff simulations. Water Resources Research, 2005, 41 (8): 224—236
- [ 21 ] Maulidiani, Rudiyanto, Abas F, et al. Generalized Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE) methodology for optimization of extraction in natural products. Food Chemistry, 2018, 250: 37—45
- [ 22 ] Zhang Y Q, Liu H H, Houseworth J. Modified generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE) methodology for considering the subjectivity of likelihood measure selection. Journal of Hydrologic Engineering, 2011, 16 (6): 558—561
- [ 23 ] Dusek J, Dohnal M, Snehota M, et al. Transport of bromide and pesticides through an undisturbed soil column: A modeling study with global optimization analysis. Journal of Contaminant Hydrology, 2015, 175/176: 1—16
- [ 24 ] Pirot G, Renard P, Huber E, et al. Influence of conceptual model uncertainty on contaminant transport forecasting in braided river aquifers. Journal of Hydrology, 2015, 531: 124—141

## Parameter Estimation and Uncertainty Evaluation of a Soil Solute Transport Model Using GLUE

YAN Yifan<sup>1,2</sup> LI Xiaopeng<sup>1</sup> ZHANG Jiabao<sup>1</sup> LIU Jianli<sup>1†</sup>

( 1 *Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China* )

( 2 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China* )

**Abstract** 【Objective】Computer programs, such as CXTFIT, are commonly used to calibrate soil hydraulic and transport parameters, such as dispersion coefficient and retardation factor. CXTFIT can be used to fit observations quite well, which leave researchers in this aspect such an impression that the “optimum” parameter sets simulated with this program can be used directly for modeling prediction. However, in the process of parameter simulation, inherent uncertainties do exist and are often underestimated. The objectives of this study were to assess and even quantify the uncertainties that may occur in parameter estimation using the convection-dispersion equation (CDE) and in adoption of the parameters in modeling prediction with the non-linear least squares (NLLS) and generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE) methods. 【Method】In this study, with the aid of CXTFIT, NLLS and GLUE coupled with the Latin hypercube sampling strategy was used to fit concentrations of bromide and copper nitrate in transport through three soil columns different in texture (i.e. Sandy loam, loamy sand and sandy clay loam), separately. And the parameters were optimized and analyzed to quantify the uncertainties that may occur in these processes by means of three quantitative metrics, that is, MNS (maximum coefficient determination coefficient),  $P_{95CI}$  (the percentage of observations included within the 95% confidence intervals) and ARIL (average relative interval length). 【Result】Results show that the only “optimum” parameter set obtained with the NLLS technique fits the curve of solute outflow quite well with determination coefficients ( $R^2$ ) all  $> 0.98$  for fitting  $\text{Br}^-$  transport and  $> 0.937$  for fitting  $\text{Cu}^{2+}$  transport, and with root mean square error lingering at the magnitude of  $10^{-2}$ , but it fails to cope with a large number of equivalent parameters.  $R^2$  being high in value only indicates the “optimum” parameter set is a proper fit of observation, but it does not mean the “optimum” parameter set is the true characterization of solute transport. The parameter set corresponding to the MNS of solute outflow fitted with can be used to simulate the observation as well as NLLS ( $R^2 > 0.937$ ). But the value range of acceptable parameters determined by GLUE are much wider than that of NLLS (the length of 95% confidence intervals of GLUE is about more than 5 times as high as that of NLLS), which means that a large number of parameter sets that are high in likelihood value fall outside of the 95% confidence intervals determined by NLLS. The 95% confidence intervals of outflow concentration determined by NLLS covered 28.13%, 64.00%, and 46.01% of the data observed separately in the soil columns different in texture, leaving almost half uncovered on average, whereas those determined by GLUE did 87.62%, 80.93%, and 84.3%, separately, which indicates that it is not a good choice to use NLLS to optimize parameters and uncertainties of the model output. 【Conclusion】To put all into a nutshell, GLUE performs better than NLLS in both parameter and response surface uncertainty analysis, for NLLS underestimates significantly the uncertainties in estimation of major transport parameters. GLUE has a much wider acceptable parameter valuation range and 95% confidence intervals for outflow concentration, which indicates that the “optimum” solution acquired by NLLS does



not show any robustness as the solution acquired by CXTFIT does. So the usage of only “optimum” parameter sets to predict solute transport has to face high risk and high uncertainty.

**Key words** Solute transport model; Parameter estimation; Generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE); Uncertainty analysis

(责任编辑：陈荣府)

# Cd/Cu/Pb对磺胺嘧啶在土壤中吸附迁移的影响<sup>\*</sup>

张步迪 林 青 徐绍辉<sup>†</sup>

(青岛大学环境科学与工程学院, 山东青岛 266071)

**摘 要** 通过室内批平衡实验和土柱出流实验, 探讨了不同浓度镉 (Cd) 及相同浓度的Cd、铜 (Cu)、铅 (Pb) 对磺胺嘧啶在土壤中吸附、迁移的影响, 并分别用Freundlich、Langmuir、Linear方程及Hydrus-1D中的单点和两点吸附模型模拟其在土壤中的吸附、运移过程。结果表明: 当Cd浓度为10.0 mg·kg<sup>-1</sup>时促进磺胺嘧啶的吸附; Cd浓度为1.0、300.0 mg·kg<sup>-1</sup>时抑制磺胺嘧啶吸附; Cd浓度为100.0 mg·kg<sup>-1</sup>时对磺胺嘧啶的吸附无影响; 300 mg·kg<sup>-1</sup>的Cd、Cu、Pb存在时, 磺胺嘧啶吸附量大小顺序为: Cd>Cu>Pb。土柱出流实验中, 当Cd浓度为10.0 mg·kg<sup>-1</sup>时, 磺胺嘧啶在土柱中的迁移速度最慢, 其他浓度对迁移影响不明显; Cd、Cu、Pb相比较而言, Cu存在时磺胺嘧啶的迁移最快, Cd存在时迁移最慢。在对静态吸附特征的拟合过程中, Linear方程拟合效果最好, 决定系数 $R^2$ 均在0.98以上; Hydrus-1D模拟时, 两点模型可更好地拟合磺胺嘧啶的运移特征,  $R^2>0.907$ , 均方根误差RMSE<0.051, 瞬时吸附 $f$ 所占分数较高, 说明磺胺嘧啶在迁移过程中存在较大程度的瞬时吸附。

**关键词** 磺胺嘧啶; 重金属; 吸附迁移; Hydrus-1D

**中图分类号** X53 **文献标识码** A

随着社会的发展, 土壤中重金属和抗生素污染已成为不能忽视的环境问题。抗生素主要用于人类和动物的疾病治疗及预防<sup>[1-5]</sup>, 由于大多数抗生素均无法被吸收, 大约有50%~90%的抗生素以母体或代谢物的形式排出体内, 进入环境<sup>[6-8]</sup>。目前, 已在地下水、土壤、地表水等多种环境介质中检测出抗生素<sup>[9-11]</sup>。近几十年来, 由于化肥及堆肥<sup>[12-13]</sup>的使用、工业污染物的沉积、污水灌溉<sup>[14]</sup>等, 土壤中重金属含量也越来越高。抗生素和重金属共存会影响两者在土壤中的吸附迁移。已有研究报道, 许多具有可离子化官能团的抗生素可与金属离子发生络合作用, 重金属会对土壤中抗生素的吸附产生抑制或促进作用。Pei等<sup>[15]</sup>发现, 由于静电竞争作用, 铜 (Cu (II)) 会抑制磺胺嘧啶在泥炭和土壤中的吸附。Morel等<sup>[16]</sup>也报道了Cu (II) 通过与

磺胺甲恶唑 (SMX) 形成SMX-Cu-土壤的三元复合物而显著增加其在土壤中的吸附。葛成军等<sup>[17]</sup>研究表明, Cu<sup>2+</sup>和锌 (Zn<sup>2+</sup>) 的存在可不同程度降低土壤对土霉素的吸附, 阳离子的竞争吸附是影响土霉素吸附的主要原因。Bansal<sup>[18]</sup>通过批平衡实验研究了镉 (Cd) 对四环素在土壤中吸附解吸的影响, 发现Cd的存在增强了四环素的滞后效应。

以往的研究多集中在某一浓度的单一重金属对抗生素静态吸附的影响, 而不同浓度、不同种类重金属对抗生素在土壤中吸附迁移的作用如何, 报道相对较少。本文以磺胺嘧啶 (Sulfadiazine, SDZ) 为研究对象, 通过批平衡等温吸附实验, 研究了不同浓度Cd及相同浓度的Cd、Cu、铅 (Pb) 对其在土壤中吸附的影响; 利用土柱出流实验, 研究Cd、Cu、Pb对磺胺嘧啶在土壤中迁移的影响, 并用Hydrus-1D模型

<sup>\*</sup> 国家自然科学基金项目 (41571214) 和山东省自然科学基金青年基金项目 (ZR2014DQ021) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41571214) and the Youth Project of Natural Science Foundation of Shandong Province in China (No. ZR2014DQ021)

<sup>†</sup> 通讯作者Corresponding author, E-mail: shhxu@qdu.edu.cn

作者简介: 张步迪 (1989—), 女, 山东临沂人, 硕士研究生, 主要从事地下环境中水流和溶质运移的数值模拟研究。

E-mail: zbdyaya@126.com

收稿日期: 2017-12-19; 收到修改稿日期: 2018-02-08; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-03-15

对SDZ在土壤中的迁移进行模拟, 以期评估抗生素和重金属在土壤中的复合污染特征提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

CdCl<sub>2</sub>、CuCl<sub>2</sub>、Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>均为分析纯, 购自国药集团化学试剂有限公司; SDZ纯度

99%, 购自北京百灵威科技有限公司, pK<sub>a</sub>值为1.57/6.50, 其结构及在不同pH下的形态参见文献[5]。

供试土壤取自山东省青岛市即墨移风店镇, 为棕壤(普通简育旱耕人为土), 其理化性质见表1, 供试土壤pH为4.27, 根据青岛市对2016年全市土壤酸化情况进行的调研<sup>[19]</sup>, 这主要是由于酸雨和酸性肥料的使用造成的。

表1 供试土壤理化性质

Table 1 Phy-chemical properties of tested soil

| 土壤类型<br>Soil type      | pH   | 有机质                                      | 容重                                     | 氧化还原电位                                      | 阳离子交换量  | 机械组成                     |            |            |
|------------------------|------|--|--|---|---|--------------------------|------------|------------|
|                        |      | Organic matter<br>/(g·kg <sup>-1</sup> ) | Bulk density<br>/(g·cm <sup>-3</sup> ) | oxidation-reduction<br>potential, Eh<br>/mV | Cation exchange<br>capacity, CEC<br>/(cmol·kg <sup>-1</sup> ) | Mechanical composition/% |            |            |
|                        |      |  |  |   |   | 砂粒<br>Sandy              | 粉粒<br>Silt | 黏粒<br>Clay |
| 普通简育旱耕人为土 <sup>①</sup> | 4.27 | 9.46                                     | 1.40                                   | 796.8                                       | 14.35   | 36.40                    | 55.36      | 8.24       |

①Hap-ustic luvisols orthic anthrosols

分别用CdCl<sub>2</sub>、CuCl<sub>2</sub>、Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>配置含Cd、Pb、Cu为2 000 mg·L<sup>-1</sup>的储备液, 取一定体积的储备液定容至200.0 mL, 分别加入1 000 g过2 mm筛的土壤中, 与土壤混合均匀, 分别获得含Cd浓度为1.0、10.0、100.0、300.0 mg·kg<sup>-1</sup>的土壤(分别记为空白对照(CK)、Cd1、Cd10、Cd100、Cd300)以及Cu、Pb浓度为300.0 mg·kg<sup>-1</sup>的土壤(分别记为Cu300、Pb300), 自然风干后, 过2 mm筛备用。

1.2 批平衡吸附实验

用0.01 mol·L<sup>-1</sup>的CaCl<sub>2</sub>为背景溶液, 配置浓度梯度为0.0、10.0、20.0、30.0、40.0、50.0 mg·L<sup>-1</sup>的SDZ溶液, 调节pH为6。分别称取上述用Cu、Pb、Cd污染的土壤1 g±0.000 5 g, 加入聚丙烯塑料离心管中, 按照水土比20:1加入20.0 mL不同浓度的SDZ溶液, 在25℃±0.5℃下振荡24 h, 再在4 000 r·min<sup>-1</sup>下离心5 min后过滤, 分别用紫外分光光度计(UV9100C PC, 北京莱博泰科仪器有限公司)测定溶液中磺胺嘧啶的浓度<sup>[20]</sup>、用ICP-AES(Optima 8000, 珀金埃尔默企业管理有限公司)测定钙离子浓度, 以上处理均做3次重复。

1.3 土柱实验

取410.0 g重金属污染土壤, 分8次均匀填装至直径为5.0 cm、高17.0 cm的土柱中, 土柱由

有机玻璃加工而成。为了使土柱填装均匀, 以避免大孔隙的出现, 每次均用压实器压实后再填装下一层。在土柱两端的接口处均放置适量脱脂棉, 以防止土壤颗粒随溶液流出, 堵塞出液口; 然后在柱子两端分别加入一个与土柱直径相当的滤纸, 并填装约1 cm的石英砂, 以保证供液时溶液可均匀地渗入土壤中。填装土柱后, 启动蠕动泵, 先用0.01 mol·L<sup>-1</sup>的CaCl<sub>2</sub>溶液自下而上饱和土柱, 待土柱饱和并出流稳定后, 自上而下输入3个孔隙体积(Pore volume, PV)的30.0 mg·L<sup>-1</sup>的SDZ(pH6), 其后用0.01 mol·L<sup>-1</sup>的CaCl<sub>2</sub>溶液冲洗, 直至无SDZ检出。分别用紫外分光光度计(UV9100C PC, 北京莱博泰科仪器有限公司)、ICP-AES(Optima 8000, 珀金埃尔默企业管理有限公司)、pH计(PHS-3C, 上海精科仪器有限公司)和便携式电导率仪(雷磁DDB-303A, 上海精密科技有限公司)测定出流液中的SDZ浓度、Ca<sup>2+</sup>浓度、pH和电导率。此实验重复2次。

1.4 分析方法

1.4.1 静态吸附模型 SDZ在土壤中吸附量的计算公式为式(1)。对于批平衡吸附等温线模型较为常见的有Langmuir、Freundlich和Linear方程, 其分别为式(2)、式(3)和式(4)。选用这三个模型对SDZ在土壤中的静态吸附进行模拟。

$$\text{SDZ的吸附量: } Q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (1)$$

$$\text{Langmuir方程: } Q_e = \frac{Q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (2)$$

$$\text{Freundlich方程: } Q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (3)$$

$$\text{Linear方程: } Q_e = K_D C_e \quad (4)$$

以上各式中:  $Q_e$ 为SDZ的吸附量,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $C_0$ 为SDZ的初始浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $C_e$ 为反应平衡后SDZ的浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $V$ 为溶液的体积,  $\text{L}$ ;  $m$ 为所用土壤的质量,  $\text{g}$ ;  $Q_m$ 为最大吸附量,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $K_L$ 是与吸附能力有关的系数,  $\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$ ;  $K_F$ 为Freundlich吸附系数, 代表吸附容量, 与吸附能力有关, 其值越大, 则吸附速率越快;  $1/n$ 为吸附经验参数;  $K_D$ 为线性分配系数。

**1.4.2 溶质运移模型** 对于均质土柱中的水流和溶质运移常被视为一维运移, 稳定流条件下, 仅考虑吸附作用, 溶质在一维均匀介质中的运移过程可用对流弥散方程 (Convection dispersion equation, CDE) 来描述<sup>[21]</sup>。

当土柱为均质土壤时, 其吸附可以假定为动力学吸附, 通常用非平衡单点吸附模型 (One-site sorption model, OSM) 来描述溶质在土柱中的运移; 用非平衡两点吸附模型 (Two-site sorption model, TSM) 描述溶质在土壤中运移的化学非平衡性<sup>[22]</sup>。对于TSM模型, 吸附点位可以分为两部分。类型 I 假定吸附是瞬时的, 用吸附平衡等温线来描述; 类型 II 假定吸附是受速率限制 (依赖于时间) 的, 并遵从一阶动力学方程<sup>[23]</sup>。

**1.4.3 阻滞因子** 阻滞因子 $R_d$ 作为SDZ在土壤中吸附延迟的重要参数之一, 可以分别通过静态批平衡实验数据和Hydrus-1D反演模拟获得; 将这两种方法求得的 $R_d$ 进行比较, 以确定前一种方法是否具有可靠性, 以便更加准确地用模型描述SDZ在土壤中的迁移过程。

对于线性吸附, 阻滞因子 (Retardation factor) 的表达式为:

$$R_d = 1 + \frac{\rho K_d}{\theta_v} \quad (5)$$

式中,  $\rho$ 为容重,  $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ;  $K_d$ 为线性分配系数;  $\theta_v$ 为体积含水量,  $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$ 。

$K_d$ 是评价SDZ在土壤中吸附能力的重要参数, 其

在土壤中的迁移性将直接受 $K_d$ 大小的影响。用不同的静态吸附等温线, 得到的线性分配系数 $K_d$ 也不相同。

对于Freundlich方程, 线性化 $K_d$ 的方法有两种<sup>[24-25]</sup>:

$$K_1 = K_F C_0^{n-1} \quad (6)$$

$$K_1 = \frac{2}{n+1} K_F C_0^{n-1} \quad (7)$$

对于Langmuir方程<sup>[26]</sup>:

$$K_d = \frac{K_L Q_m}{(1 + K_L C_0)^2} \quad (8)$$

## 1.5 数据处理

所有测定数据均用Microsoft Excel 2010软件进行计算和统计分析, 分别用Origin 9.0软件和Hydrus-1D软件对SDZ在土壤中的静态吸附和迁移过程进行模拟。

## 2 结果与讨论

### 2.1 重金属对SDZ在土壤中吸附的影响

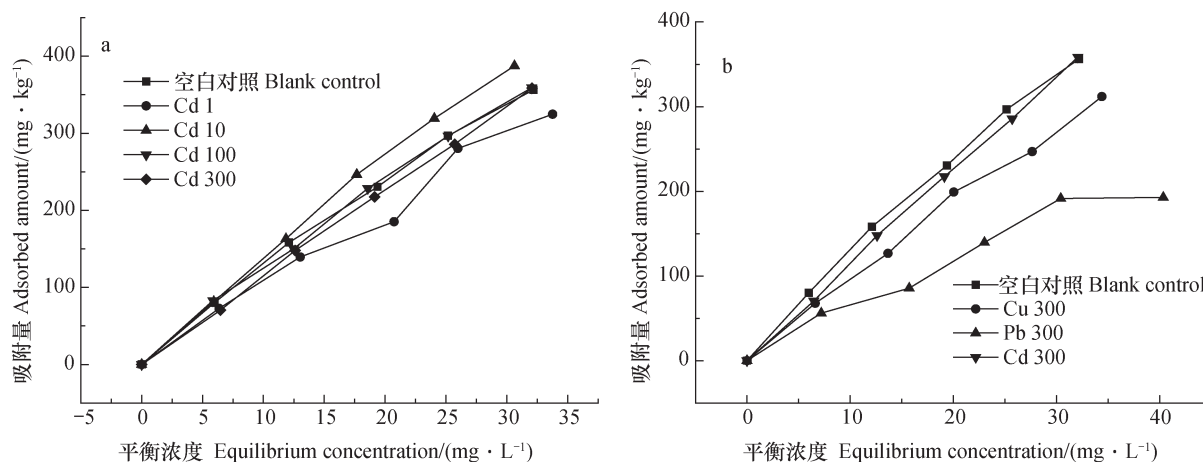
图1为不同浓度Cd及相同浓度Cd、Cu、Pb存在时SDZ在土壤中的吸附等温曲线, 图2为土壤对重金属的吸附率 (吸附平衡后残留在土壤中的重金属含量占染毒土壤重金属含量的百分数)。由图1a可见, 不同浓度Cd存在时, 吸附平衡后SDZ吸附量由大到小分别为: Cd10、Cd100 (CK)、Cd300、Cd1, 当土壤中Cd浓度为 $10.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 促进了SDZ的吸附, Cd浓度为 $300.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 则抑制了土壤对SDZ的吸附, 其中, Cd浓度为 $10.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, SDZ的吸附量最大, Cd浓度为 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, SDZ的吸附量最小。如图2a, 土壤对Cd的吸附率大小顺序与SDZ相反, 即:  $\text{Cd1} > \text{Cd300} > \text{Cd100} > \text{Cd10}$ , 可见, 土壤对Cd的吸附率越高, Cd对SDZ的竞争作用越强, SDZ的吸附量越低。推测当Cd浓度为 $1.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, Cd与SDZ之间的桥键作用非常微弱<sup>[27]</sup>, 大多数Cd被吸附在土壤表面, 竞争SDZ的吸附点位, 从而抑制SDZ在土壤中的吸附。当土壤中Cd含量为 $10.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 土壤中的Cd可以通过氨基、嘧啶基等与SDZ络合, 形成带正电的络合物, 吸附至土壤表面, 从而促进SDZ在土壤中的吸附<sup>[28]</sup>。当Cd浓度



增加至 $100.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, Cd与SDZ的络合作用和静电吸附竞争作用均逐渐增强, 两种作用相互抵消, 对SDZ的吸附几乎无影响。当Cd浓度增加至 $300.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 竞争作用强于络合作用, 从而降低了SDZ的吸附。

Cu、Pb、Cd存在时对SDZ吸附的影响见图1b, 土壤对Cu、Pb、Cd的吸附率见图2b。由图可见, 不同重金属对SDZ吸附影响差异明显。当Cd、Cu、Pb浓度均为 $300.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 含Cd土壤

对SDZ的吸附量最大, 其次为含Cu土壤, 含Pb土壤吸附量最低; Cd、Cu、Pb的存在均抑制了SDZ的吸附。土壤对Cd、Cu、Pb的吸附率则与对SDZ的吸附量顺序相反, 吸附率大小为:  $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$ , 即土壤吸附重金属的量越大, 其对SDZ的吸附量越低。土壤对Cd、Cu、Pb具有较高的吸附能力<sup>[29]</sup>, 当土壤中含有较高浓度的Cd、Cu、Pb时, 会与SDZ竞争吸附点位<sup>[15]</sup>, 从而抑制SDZ在土壤中的吸附。



注: 图例中Cd1、Cd10、Cd100、Cd300分别表示土壤中Cd含量为1.0、10.0、100.0、300.0  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; Cu 300、Pb 300分别表示土壤中Cu、Pb的含量分别为300.0  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。下同 Note: In the legend, Cd1、Cd10、Cd100、Cd300 stands for the content of Cd in soil was 1.0, 10.0, 100.0, 300.0  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  respectively; Cu 300 and Pb 300 for the content of Cu and Pb in soil was 300.0  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . The same

below

图1 Cd/Cu/Pb存在时磺胺嘧啶(SDZ)的等温吸附曲线

Fig. 1 Adsorption isotherms of sulfadiazine SDZ in the presence of Cd/Cu/Pb

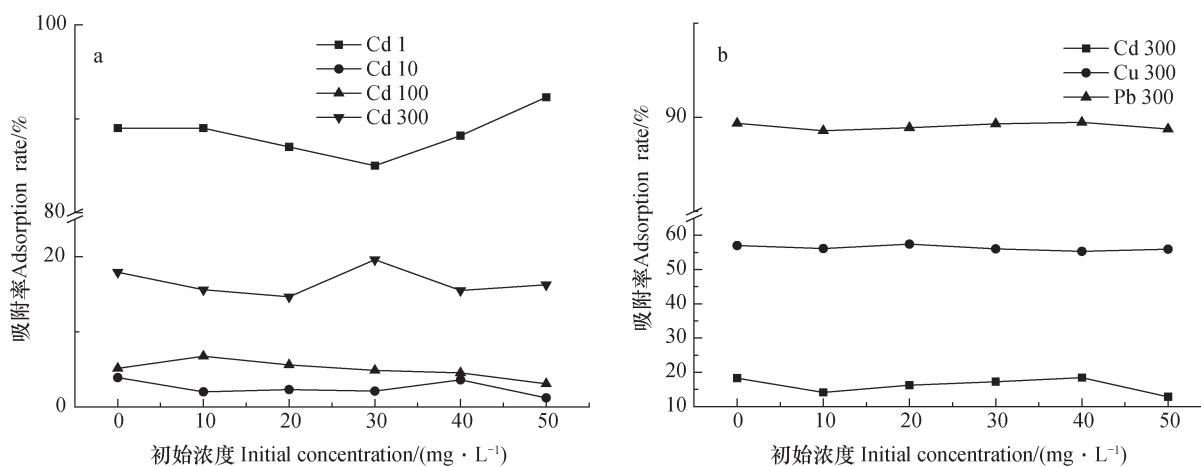


图2 土壤对Cd/Cu/Pb的吸附率

Fig. 2 Adsorption rate of Cd/Cu/Pb in the soil

用上述三个模型对土壤中存在不同浓度Cd时SDZ的吸附特征进行拟合, 如图3所示。表2为

拟合的相关参数。对于不同Cd浓度的吸附等温实验, 用Freundlich方程拟合得到的 $1/n$ 在0.88~0.98

之间,  $K_F$ 在12.08~17.48之间, 拟合得到的决定系数  $R^2$ 为0.965~0.999,  $1/n$ 接近于1, 说明吸附可逆性较高, 以吸附分配为主<sup>[30-32]</sup>, 根据前期研究, SDZ在土壤中的吸附过程为物理化学吸附<sup>[33]</sup>。用Langmuir方程拟合得到的最大吸附量 $Q_m$ 在2 005~8 932  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间, 差异较大,  $K_L$ 在0.001~0.007之间,  $R^2$ 在0.964~0.999之间。虽然Freundlich方程和Langmuir方程在对吸附过程进行拟合时的决定系数接近1, 但由于吸附曲线偏向线性, 拟合得到的相关参数并不能很好地解释吸附过程。不同Cd浓度对SDZ吸附的影响更适合用Linear方程描述, 其吸附系数 $K_D$ 为:  $\text{Cd}10>\text{CK}\approx\text{Cd}100\approx\text{Cd}300>\text{Cd}1$ , 决定系数

$R^2>0.994$ , 因此, Linear方程可以较好地拟合不同浓度Cd对SDZ在土壤中吸附的影响。

对土壤中存在Cu、Pb和Cd时SDZ的吸附特征进行拟合, Freundlich方程拟合得到的 $1/n$ 在0.76~0.98之间, Cd 300和Cu 300对SDZ的吸附偏向于线性吸附, 而Pb 300则呈现出明显的非线性, 拟合的决定系数 $R^2>0.907$ 。Langmuir方程对Pb 300拟合的最大吸附量为563.2  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 大大少于Cu和Cd存在时的吸附量, 说明Pb对SDZ吸附影响很大, 对SDZ吸附的抑制作用很强。Linear方程拟合得到的参数 $K_D$ 为:  $\text{Cd}300>\text{Cu}300>\text{Pb}300$ , 即 $K_D$ 值越大, 对SDZ的吸附能力越强, 抑制作用越弱。

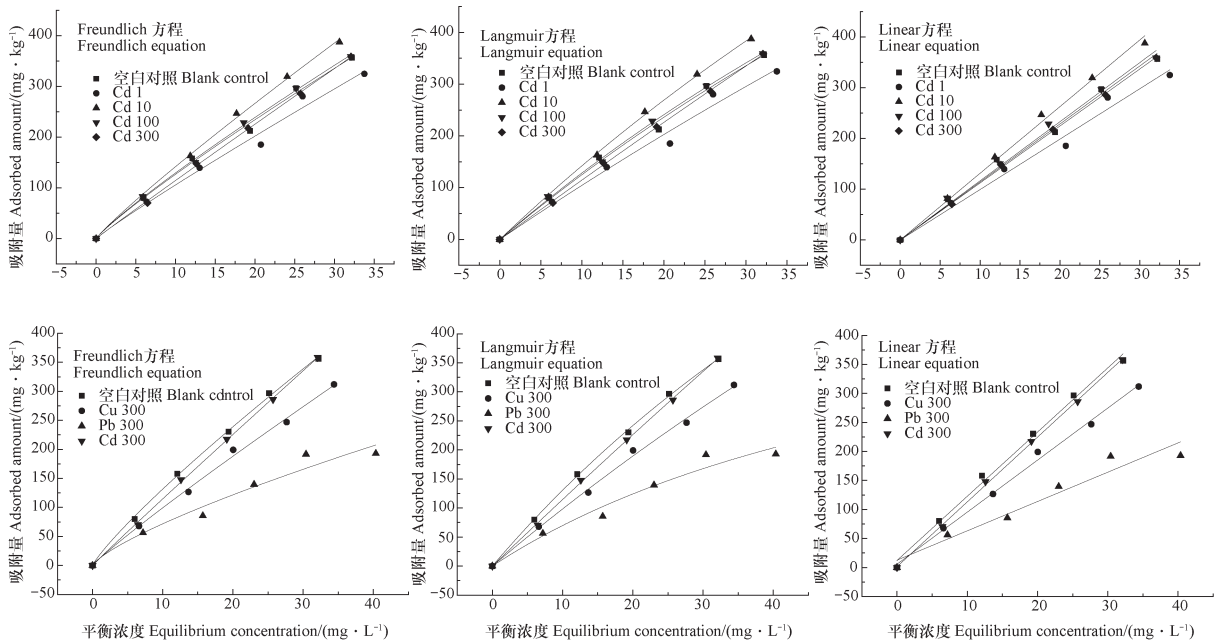


图3 Cd/Cu/Pb存在时SDZ在土壤中的吸附拟合曲线

Fig. 3 Fitting of adsorption curves of SDZ in the soil in the presence of Cd/Cu/Pb

表2 Cd/Cu/Pb存在时吸附等温模型的拟合参数

Table 2 Fitting parameters of the adsorption isotherm models in the presence of Cd/Cu/Pb

| 重金属<br>Heavy metal | Freundlich方程<br>Freundlich equation |       |       | Langmuir方程<br>Langmuir equation |       |       | Linear方程<br>Linear equation |       |
|--------------------|-------------------------------------|-------|-------|---------------------------------|-------|-------|-----------------------------|-------|
|                    | $K_F$                               | $1/n$ | $R^2$ | $Q_m$                           | $K_L$ | $R^2$ | $K_D$                       | $R^2$ |
| 空白对照 Blank control | 16.49                               | 0.89  | 0.989 | 2132                            | 0.006 | 0.988 | 11.42                       | 0.997 |
| Cd 1               | 12.34                               | 0.93  | 0.965 | 3494                            | 0.003 | 0.964 | 9.92                        | 0.994 |
| Cd 10              | 17.48                               | 0.91  | 0.996 | 2539                            | 0.005 | 0.998 | 13.13                       | 0.998 |
| Cd 100             | 16.97                               | 0.88  | 0.997 | 2005                            | 0.007 | 0.997 | 11.64                       | 0.998 |
| Cd 300             | 12.08                               | 0.98  | 0.999 | 8932                            | 0.001 | 0.999 | 11.22                       | 0.999 |

| 重金属<br>Heavy metal | 续表                                  |       |       |                                 |       |       |                             |       |
|--------------------|-------------------------------------|-------|-------|---------------------------------|-------|-------|-----------------------------|-------|
|                    | Freundlich方程<br>Freundlich equation |       |       | Langmuir方程<br>Langmuir equation |       |       | Linear方程<br>Linear equation |       |
|                    | $K_F$                               | $1/n$ | $R^2$ | $Q_m$                           | $K_L$ | $R^2$ | $K_D$                       | $R^2$ |
|                    |                                     |       |       |                                 |       |       |                             |       |
| Cu 300             | 11.86                               | 0.92  | 0.993 | 2560                            | 0.004 | 0.993 | 9.15                        | 0.998 |
| Pb 300             | 12.43                               | 0.76  | 0.907 | 563.2                           | 0.014 | 0.918 | 5.49                        | 0.978 |

注:  $1/n$ 为经验参数;  $Q_m$ 为最大吸附量,  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;  $K_F$ 、 $K_L$ 、 $K_D$ 分别为Freundlich、Langmuir、Linear吸附系数;  $R^2$ 为决定性系数  
Note:  $1/n$  stands for empirical coefficient;  $Q_m$  for maximum adsorption capacity;  $K_F$ ,  $K_L$  and  $K_D$  for adsorption coefficient of Freundlich, Langmuir and Linear model, respectively; and  $R^2$  for determination coefficient

2.2 不同重金属存在时SDZ的运移特征

图4为Cd、Cu、Pb存在时SDZ的穿透曲线(Breakthrough curve, BTC)。由于SDZ在土柱中的迁移较快,输入SDZ后短时间内即可检测到出流,随着SDZ的持续输入,大约在2 PV左右,出流浓度达到峰值,并持续一段时间;在输入3 PV的SDZ后,用0.01 mol·L<sup>-1</sup>的CaCl<sub>2</sub>进行反冲洗,当输

入总体积达3.5 PV时,  $C/C_0$ 开始下降。当PV达到7时,土柱中的SDZ基本被洗脱出来。对于不同浓度Cd存在时,当土壤含Cd量为10.0 mg·kg<sup>-1</sup>,SDZ在土壤中的迁移速度最慢,峰值最低,其他浓度Cd对SDZ的迁移影响不显著。相同浓度Cd、Cu、Pb存在时,差异比较大,特别是Cu存在时,SDZ的迁移最快,其峰值可达0.8,其次为Pb, Cd速度最慢。

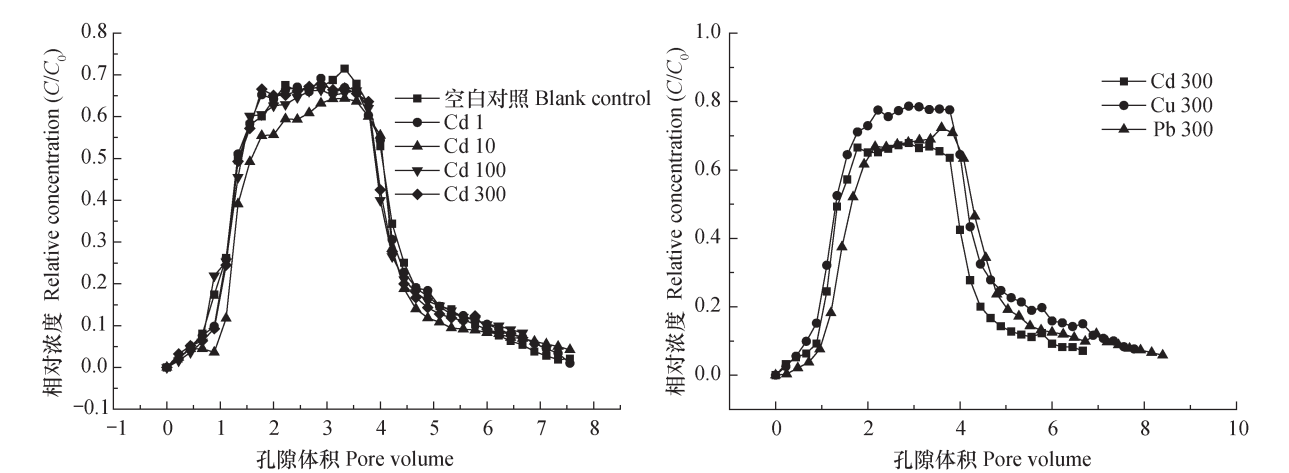


图4 Cd/Cu/Pb存在时SDZ的穿透曲线  
Fig. 4 Breakthrough curves of SDZ in the presence of Cd/Cu/Pb

图5为出流液的pH、EC和钙离子浓度变化。各组出流液的pH均随着PV的增大而减小并逐渐趋于稳定。钙离子浓度均随着PV的增大先减小后增大,逐渐接近初始添加量。各组EC变化较大,大致呈现为迁移速度越快,出流液EC越高。

2.3 不同重金属存在时SDZ穿透曲线参数的变化

用平衡模型模拟示踪剂溴离子(Br<sup>-</sup>)的穿透曲线,获得相关参数(表3),分别运用OSM模型和TSM模型对不同重金属存在时SDZ的穿透曲线进行模拟(图6),模拟相关参数如表4。

对于不同Cd浓度时SDZ的穿透曲线,OSM模型模拟得到的BTCs均较实测浓度峰值高,拐点亦不相同;除Cd 10之外,TSM模型模拟的BTCs均与实测值吻合良好,出流拐点及峰值拐点均与实测值相一致。对于Cu 300和Pb 300这两种情况,两个模型均较好地拟合了实测值。OSM模型拟合的 $R^2$ 在0.881~0.943之间, RMSE在0.040~0.090。TSM模型模拟的 $R^2$ 在0.975~0.991之间, RMSE则在0.018~0.039之间。总体而言, TSM模型的模拟结果较OSM模型要好。

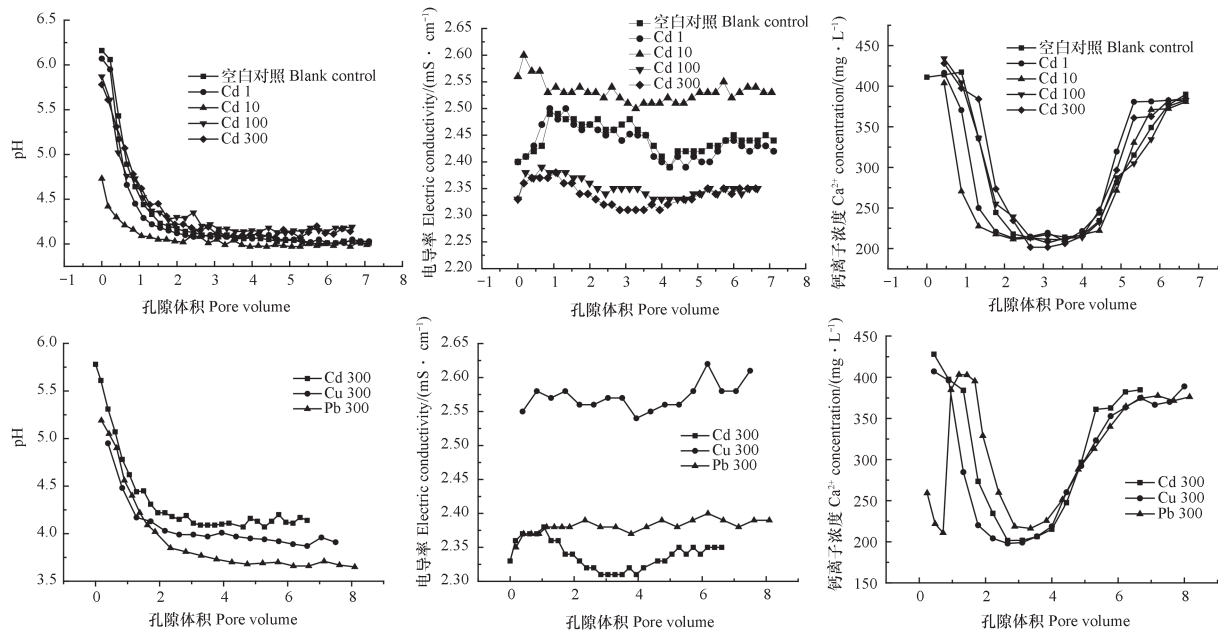


图5 Cd/Cu/Pb存在时pH、EC和离子浓度变化曲线

Fig 5 Variation curves of pH, EC and ionic concentrations in the presence of Cd/Cu/Pb

表3 Br<sup>-</sup>穿透曲线拟合的相关参数

Table 3 Fitting parameters of Br<sup>-</sup> breakthrough curves

| $\theta_s$<br>$/(cm^3 \cdot cm^{-3})$ | $\nu$<br>$/(cm \cdot min^{-1})$ | $D$<br>$/(cm^2 \cdot min^{-1})$ | $R^2$ | RMSE  |
|---------------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|-------|-------|
| 0.499                                 | 0.066                           | 0.988                           | 0.958 | 0.095 |

注： $\theta_s$ 为土壤饱和含水量； $\nu$ 为平均孔隙流速； $D$ 为弥散系数；RMSE为均方根误差 Note:  $\theta_s$  stands for saturated soil water content;  $\nu$  for average pore flow rate; and  $D$  for dispersion coefficient; RSME for root-mean-square error

对比分析OSM模型和TSM模型对Cd/Cu/Pb存在时SDZ的拟合参数，在TSM模型中，发生瞬时吸附的交换位点所占分数 $f$ 在0.185和0.423之间，说明吸附过程存在瞬时吸附， $f$ 越大，其在土柱中的迁移速度越快，受速率限制越小。TSM模型拟合得到的吸附分配系数 $K_d$ 要大于OSM模型。两个模型的一阶速率常数 $\alpha$ 和吸附平衡经验系数 $\beta$ 差异不明显，其中 $\alpha$ 在0.001~0.009之间，数值较小；除Cd 300的TSM模型外， $\beta$ 在0.436~1.007之间。

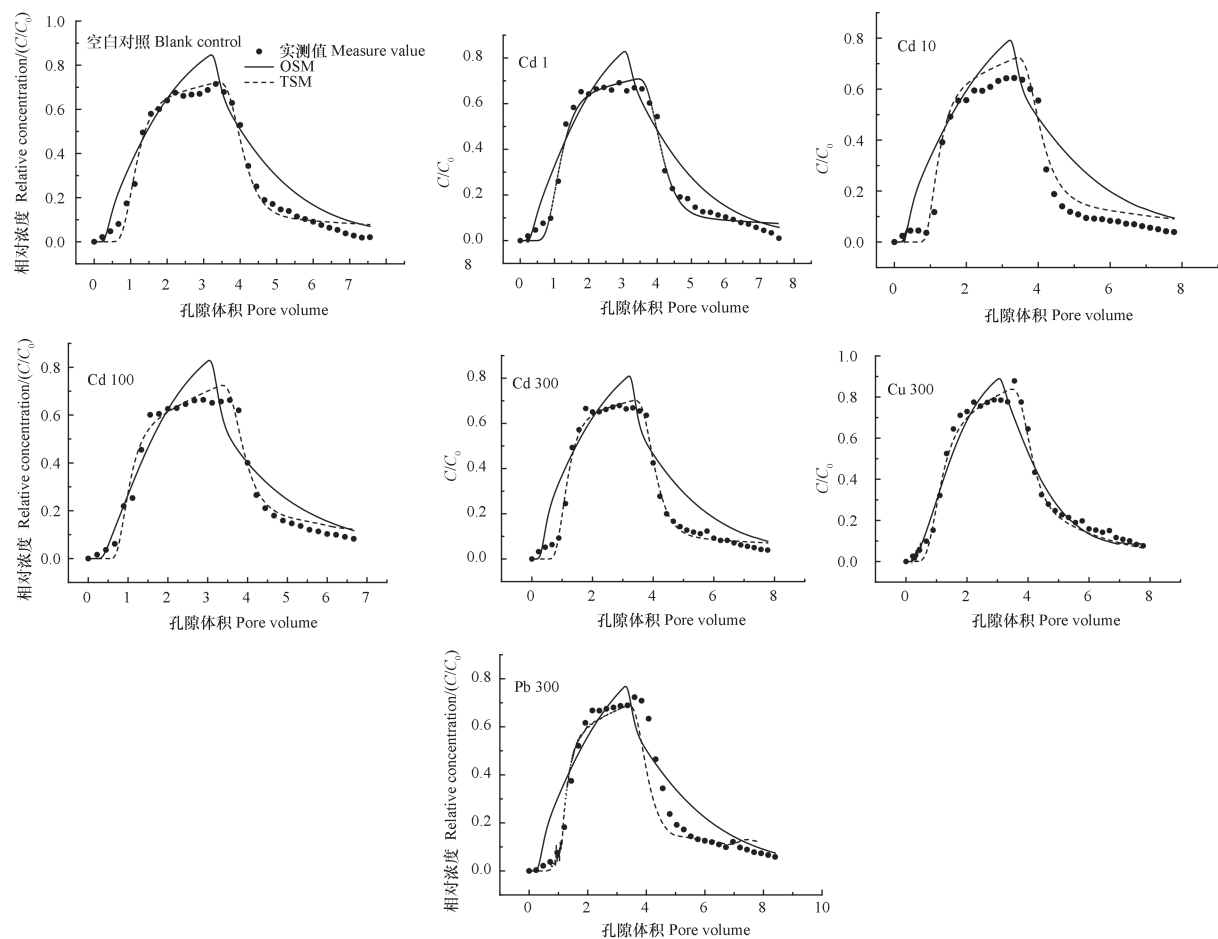
分别用不同方法求得不同线性化条件下的阻滞因子值（ $R$ ）， $R_1 \sim R_4$ 分别为用Freundlich方程、Langmuir方程和Linear方程拟合求得的 $K_d$ 计算得到，见表5。由表可见，通过Freundlich方程求得的阻滞因子远大于Langmuir方程和Linear方程，Langmuir方程求得的 $R_d$ 最小。Hydrus模拟得到的阻滞因子 $R_d$ 值（表4）明显小于通过静态吸附实验计算得到的 $R_d$ 值，说明通过静态吸附实验得到的数

据求阻滞因子并不可靠，在后续实验中，应慎重运用静态批平衡实验数据求运移参数。

3 结论

当重金属与磺胺嘧啶在土壤中共存时，不同浓度、不同种类的重金属会对磺胺嘧啶在土壤中的吸附、迁移产生不同影响。当Cd含量为10.0 mg·kg<sup>-1</sup>时会促进SDZ的吸附；当Cd含量为1.0、300.0 mg·kg<sup>-1</sup>时会抑制SDZ的吸附；土壤中含Cu、Pb、Cd的量均为300.0 mg·kg<sup>-1</sup>时，Pb对SDZ吸附的抑制作用最强，其次为Cu；当Cd含量为10.0 mg·kg<sup>-1</sup>时，SDZ在土柱中的迁移速度最慢，其他浓度对迁移影响不明显，Cu存在时，SDZ的迁移最快，其次为Pb，Cd速度最慢。由SDZ的数值模拟可见，相比较于OSM模型，TSM模型能更好地模拟SDZ在填装土柱中的迁移；SDZ在土柱迁移过程中存在





注：OSM和TSM分别表示非平衡单点吸附模型和非平衡两点吸附模型 Note: OSM and TSM stands for one-site sorption model and two-site sorption model respectively

图6 Cd/Cu/Pb存在时SDZ运移过程的OSM和TSM模拟曲线

Fig. 6 Fitting curves of SDZ with the OSM and TSM model in the presence of Cd/Cu/Pb

表4 Cd/Cu/Pb存在时SDZ的BTCs拟合相关参数

| 重金属         |        | 运移模型  |       |         |          |       |       |       |
|-------------|--------|-------|-------|---------|----------|-------|-------|-------|
| Heavy metal | Models | $f$   | $K_d$ | $\beta$ | $\alpha$ | $R_d$ | $R^2$ | RMSE  |
| 空白对照        | OSM    | -     | 0.652 | 0.857   | 0.005    | 2.49  | 0.943 | 0.062 |
|             | TSM    | 0.212 | 1.768 | 0.878   | 0.001    | 5.03  | 0.983 | 0.023 |
| Cd 1        | OSM    | -     | 0.679 | 0.864   | 0.006    | 2.55  | 0.925 | 0.059 |
|             | TSM    | 0.193 | 2.366 | 0.923   | 0.001    | 6.39  | 0.983 | 0.023 |
| Cd 10       | OSM    | -     | 0.794 | 0.864   | 0.004    | 2.81  | 0.881 | 0.090 |
|             | TSM    | 0.270 | 0.963 | 0.754   | 0.001    | 3.19  | 0.978 | 0.039 |
| Cd100       | OSM    | -     | 0.172 | 0.436   | 0.004    | 1.39  | 0.885 | 0.066 |
|             | TSM    | 0.225 | 0.884 | 0.767   | 0.001    | 3.01  | 0.975 | 0.031 |
| Cd 300      | OSM    | -     | 0.739 | 0.866   | 0.004    | 2.68  | 0.896 | 0.072 |
|             | TSM    | 0.185 | 1.806 | 0.018   | 0.001    | 5.11  | 0.990 | 0.018 |
| Cu 300      | OSM    | -     | 0.543 | 0.833   | 0.009    | 2.24  | 0.946 | 0.040 |
|             | TSM    | 0.423 | 1.334 | 1.007   | 0.002    | 4.04  | 0.991 | 0.019 |
| Pb 300      | OSM    | -     | 0.839 | 0.879   | 0.004    | 2.91  | 0.884 | 0.076 |
|             | TSM    | 0.208 | 1.285 | 0.786   | 0.001    | 3.93  | 0.983 | 0.026 |

注： $f$ 表示发生瞬时吸附的交换位点所占分数； $\alpha$ 表示一阶动力学速率常数； $\beta$ 为Freundlich方程等温吸附系数； $K_d$ 为等温吸附系数； $R_d$ 为阻滞因子 Note:  $f$  stands for percentage of the exchange sites where instant adsorption occurred; and  $\alpha$  for first-order dynamic speed constant;  $\beta$  for adsorption isotherm coefficient;  $K_d$  for adsorption isotherm coefficient;  $R_d$  for retardation factor

表5 不同线性化条件下求得的阻滞因子

| 重金属Heavy metal     | Freundlich方程<br>Freundlich equation |       | Langmuir方程<br>Langmuir equation | Linear方程<br>Linear equation |
|--------------------|-------------------------------------|-------|---------------------------------|-----------------------------|
|                    | $R_1$                               | $R_2$ | $R_3$                           | $R_4$                       |
|                    |                                     |       |                                 |                             |
| 空白对照 Blank control | 62.13                               | 58.69 | 23.65                           | 29.15                       |
| Cd 1               | 40.93                               | 39.40 | 22.74                           | 25.46                       |
| Cd 10              | 61.53                               | 58.65 | 24.66                           | 33.36                       |
| Cd 100             | 68.34                               | 63.93 | 24.64                           | 29.69                       |
| Cd 300             | 32.87                               | 32.55 | 21.75                           | 28.66                       |
| Cu 300             | 40.71                               | 38.98 | 21.11                           | 23.55                       |
| Pb 300             | 91.98                               | 79.43 | 10.64                           | 14.53                       |

瞬时吸附，具有平衡吸附位点，且根据静态吸附实验数据计算得到的参数不能很好地表征SDZ的迁移参数。总之，重金属和抗生素的复合污染要根据重金属的浓度和种类分别予以考虑，以便在后期治理修复过程中达到更好的处理效果。

参 考 文 献

[ 1 ] Thiele - Bruhn S. Pharmaceutical antibiotic compounds in soils – A review. *Journal of Plant Nutrition & Soil Science*, 2003, 166 ( 2 ) : 145—167

[ 2 ] Boxall A B A, Fogg L A, Blackwell P A, et al. *Veterinary medicines in the environment*. New York: Springer, 2004: 1—91

[ 3 ] Lertpaitoonpan W, Ong S K, Moorman T B. Effect of organic carbon and pH on soil sorption of sulfamethazine. *Chemosphere*, 2009, 76 ( 4 ) : 558—564

[ 4 ] Unold M, Kasteel R, Groeneweg J, et al. Transport and transformation of sulfadiazine in soil columns packed with a silty loam and a loamy sand. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2009, 103 ( 1/2 ) : 38—47

[ 5 ] Doretto K M, Rath S. Sorption of sulfadiazine on Brazilian soils. *Chemosphere*, 2013, 90 ( 6 ) : 2027—2034

[ 6 ] Drillia P, Stamatelatou K, Lyberatos G. Fate and mobility of pharmaceuticals in solid matrices. *Chemosphere*, 2005, 60 ( 8 ) : 1034—1044

[ 7 ] Sarmah A K, Meyer M T, Boxall A B. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics ( VAs ) in the environment. *Chemosphere*, 2006, 65 ( 5 ) : 725—759

[ 8 ] Zhang Q Q, Ying G G, Pan C G, et al. Comprehensive evaluation of antibiotics emission and fate in the river basins of China: source analysis, multimedia modeling, and linkage to bacterial resistance. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49 ( 11 ) : 6772—6782

[ 9 ] Golet E M, Alder A C, Giger W. Environmental exposure and risk assessment of fluoroquinolone antibacterial agents in wastewater and river water of the Glatt Valley Watershed, Switzerland. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36 ( 17 ) : 3645—3651

[ 10 ] Thomas A T, Martin M, Derek M, et al. Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36 ( 17 ) : 3855—3863

[ 11 ] Giger W, Alder A C, Golet E M, et al. Occurrence and fate of antibiotics as trace contaminants in wastewaters, sewage sludges, and surface waters. *Chimia International Journal for Chemistry*, 2003, 57 ( 9 ) : 485—491

[ 12 ] Cang L, Wang Y J, Zhou D M, et al. Heavy metals pollution in poultry and livestock feeds and manures under intensive farming in Jiangsu Province, China. *Journal of Environmental Sciences*, 2004, 16 ( 3 ) : 371—374

[ 13 ] Wei X, Hao M, Shao M. Copper fertilizer effects on copper distribution and vertical transport in soils. *Geoderma*, 2007, 138 ( 3/4 ) : 213—220

[ 14 ] Luo Y, Jiang X, Wu L, et al. Accumulation and chemical fractionation of Cu in a paddy soil irrigated with Cu-rich wastewater. *Geoderma*, 2003, 115 ( 1/2 ) : 113—120

- [15] Pei Z G, Shan X Q, Zhang S Z, et al. Insight to ternary complexes of co-adsorption of norfloxacin and Cu (II) onto montmorillonite at different pH using EXAFS. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186 (1): 842—848
- [16] Morel M C, Spadini L, Brimo K, et al. Speciation study in the sulfamethoxazole-copper-pH-soil system: Implications for retention prediction. *Science of the Total Environment*, 2014, 481: 266—273
- [17] 葛成军, 俞花美, 黄占斌. Cu、Zn对兽药土霉素在热带土壤中吸附行为的影响. *江苏农业科学*, 2013, 41 (1): 352—354
- Ge C J, Yu H M, Huang Z B. Effect of Cu and Zn on adsorption of oxytetracycline in tropical soil (In Chinese). *Jiangsu Agricultural Science*, 2013, 41 (1): 352—354
- [18] Bansal O P. Simultaneous adsorption and desorption of tetracycline and cadmium on alluvial soil of aligarh (India). *Journal of Environmental Science & Engineering*, 2013, 55 (2): 219—225
- [19] 李民, 丁兴民, 丁厚冉, 等. 青岛市耕地土壤酸化现状 & 改良. *中国农技推广*, 2017, 33 (8): 51—52
- Li M, Ding X M, Ding H R, et al. Current situation and improvement measures of cultivated soil acidification in Qingdao (In Chinese). *China Agricultural Technology Extension*, 2017, 33 (8): 51—52
- [20] 张从良, 文春波, 王岩, 等. 紫外分光光度法测定土壤中磺胺嘧啶的含量. *分析科学学报*, 2007, 23 (5): 616—618
- Zhang C L, Wen C B, Wang Y, et al. Determination of sulfadiazine in soil by spectrophotometry (In Chinese). *Journal of Analytical Science*, 2007, 23 (5): 616—618
- [21] Toride N F, Leij F J, van Genuchten M Th. The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments. *Research Report*, 1995, 137: 1—121
- [22] 任理, 毛萌. 阿特拉津在饱和砂质壤土中非平衡运移的模拟. *土壤学报*, 2003, 40 (6): 829—837
- Ren L, Mao M. Simulation of nonequilibrium transport of atrazine in saturated sandy loam under steady state water flow condition (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40 (6): 829—837
- [23] van Genuchten M Th, Wagenet R J. Two-site/two-region models for pesticide transport and degradation: Theoretical development and analytical solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 1989, 53 (5): 1303—1310
- [24] van Genuchten M Th. Non-equilibrium transport parameters from miscible displacement experiments. *Research Report*, 1981, 119: 1—76
- [25] 徐秀姣, 林青, 徐绍辉. 环丙沙星在石英砂中的吸附迁移特征及参数分析. *环境科学学报*, 2016, 36 (6): 2085—2094
- Xu X J, Lin Q, Xu S H. Adsorption transport and parameter analysis of ciprofloxacin in quartz sand (In Chinese). *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36 (6): 2085—2094
- [26] 雷志栋, 杨诗秀, 谢森传. 土壤水动力学. 北京: 清华大学出版社, 1998
- Lei Z D, Yang S X, Xie S C. Soil hydrodynamics (In Chinese). Beijing: Tsinghua University Press, 1998
- [27] Yang Z, Jia S, Zhang T, et al. How heavy metals impact on flocculation of combined pollution of heavy metals—antibiotics: A comparative study. *Separation & Purification Technology*, 2015, 149: 398—406
- [28] 王锡森, 黄雪峰, 熊仁根.  $\{ [Cd(sulfadiazine)_2]_n [Cd(sulfadiazine)_2 \cdot H_2O]_n \}$  无机化学学报, 2005, 21 (8): 1279—1280
- Wang X S, Huang X F, Xiong R G.  $\{ [Cd(sulfadiazine)_2]_n [Cd(sulfadiazine)_2 \cdot H_2O]_n \}$  (In Chinese). *Chinese Journal of Inorganic Chemistry*, 2005, 21 (8): 1279—1280
- [29] Heppell C M, Burt T P, Williams R J, et al. The influence of hydrological pathways on the transport of the herbicide, isoproturon, through an underdrained clay soil. *Water Science & Technology*, 1999, 39 (12): 77—84
- [30] 黄玉芬, 刘忠珍, 李衍亮, 等. 土壤矿物和胡敏酸对阿特拉津的吸附-解吸作用研究. *土壤学报*, 2016, 53 (1): 155—165
- Huang Y F, Liu Z Z, Li Y L, et al. Adsorption and leaching of paichongding a new pesticide in three typical soils (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2016, 53 (1): 155—165
- [31] 李洋, 宋洋, 王芳, 等. 小麦秸秆生物炭对高氯代苯的吸附过程与机制研究. *土壤学报*, 2015, 52 (5): 1096—1105
- Li Y, Song Y, Wang F, et al. Effect of wheat straw biochar on high chlorinated benzene sorption process and mechanism (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52 (5): 1096—1105
- [32] Sparks D L. *Environmental soil chemistry*. Soil Science, 1997, 162 (3): 229—231
- [33] 张步迪, 林青, 曹东平等. 磺胺嘧啶在土壤及土壤组

分中的吸附/解吸动力学. 土壤, 2018, 已录用  
Zhang B D, Lin Q, Cao D P, et al. Sorption and

desorption of sulfadiazine by soil and its components  
( In Chinese ). Soils, 2018, Accepted

## Effects of Cd/Cu/Pb on Adsorption and Migration of Sulfadiazine in Soil

ZHANG Budi LIN Qing XU Shaohui<sup>†</sup>

( College of Environment Science & Engineering, Qingdao University, Qingdao, Shandong 266071, China )

**Abstract** 【Objective】 Veterinary antibiotics are extensively used in livestock rearing industries all over the world for preventive and therapeutic treatments and growth promotion of poultry and/or animals. Due to the use of chemical fertilizers and compost, pollution from the industry and/or irrigation with sewage, etc., the content of heavy metals in the soil is getting higher and higher. It is, therefore, often found that the two kinds of pollutants, antibiotics and heavy metals exist simultaneously in the soil, affecting each other in adsorption and migration. Their pollution of the soil has become an environmental issue that can't be ignored. Therefore, investigation of leaching and adsorption behaviors of these antibiotics and heavy metals in the soil is the first logical step to assess their ecological risks and then develop corresponding pollution control strategies. 【Method】 In this research, the soil was exposed to different concentrations of Cd, Cu and Pb. Effects of the pollutants on adsorption and migration of Sulfadiazine (SDZ) in the soil were studied via both batch and column experiments. Adsorption isotherm of SDZ was fitted with Freundlich, Langmuir and Linear models and breakthrough curves of SDZ with the coexisting heavy metals were measured and modeled using numerical models that took into account reversible and irreversible kinetic sorption sites with the aid of the Hydrus-1D software. 【Result】 No influence of Cd was found on adsorption of Sulfadiazine, when Cd was  $100.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in concentration, but it did promote the adsorption of SDZ when  $10.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in concentration, and reduce the adsorption of Sulfadiazine, when  $1.0$  or  $300.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in concentration. When Cu, Pb and Cd, all  $300.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  in concentration, coexisted with SDZ, they displayed an order of  $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Pb}$  in effect on SDZ adsorption of Sulfadiazine. In the soil column leaching experiment, it was found that Cd,  $10.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , slowed down the migration of SDZ, while no significant effects were found with Cd higher or lower in concentration. Comparison between the three elements shows that Cu promoted and Cd slowed down the migration of SDZ. The Linear equation was the best in fitting, with  $R^2$  being above 0.98. Compared with the OSM model, the TSM model simulated better the migration process of SDZ, with  $R^2 > 0.907$  and  $\text{RMSE} < 0.051$ . Instantaneous adsorption ( $f$ ) was found quite high in the process of sulfadiazine migration. 【Conclusion】 Under complex pollution of SDZ and heavy metals, adsorption and migration of SDZ is affected by type and concentration of the heavy metal in the soil. The findings in this study may not only help improve knowledge of the mechanisms of adsorption and transport of SDZ in heavy metal contaminated soils, but also serve as a certain theory basis for management of environmental pollution.

**Key words** Sulfadiazine (SDZ); Heavy metals; Adsorption and migration; Hydrus-1D

( 责任编辑: 陈荣府 )



# 稻田—田埂过渡区土壤优先流特征研究<sup>\*</sup>

李胜龙 易 军 刘目兴 张 君 杨 燕 张海林<sup>†</sup>

(地理过程分析与模拟湖北省重点实验室, 华中师范大学城市与环境科学学院, 武汉 430079)

**摘 要** 为揭示田埂对稻田—田埂过渡区土壤水分渗漏的影响, 对比不同位点(田内、过渡带和田埂)优先流特征差异, 采用室外亮蓝染色示踪方法, 对江汉平原典型稻田—田埂过渡区进行研究。结果表明: 过渡区土壤染色面积比(SAR)随深度的增加呈波动下降, 其中0~20 cm土层SAR较高, 占剖面总SAR的53.85%~88.55%。不同位点土壤SAR差异明显, 0~20 cm土层平均SAR由大到小依次为田内、过渡带、田埂, 20 cm以下各位点SAR均较低, 但田埂平均SAR高于田内。各位点水平剖面染色结果与垂直染色结果能较好对应, 且随着深度增加, 土壤染色区域急剧减少。各位点染色路径数(SPN)与SAR显著相关, 田埂中、下层土壤SPN均高于田内。染色路径宽度(SPW)结果显示, 0~20 cm田内以10~80 mm和大于80 mm SPW为主, 过渡带和田埂大于80 mm SPW较少, 均以小于10 mm和10~80 mm为主。各位点SPW的差异反映在水流类型上, 田内为非均质指流—高相互作用大孔隙流, 过渡区和田埂以混合作用大孔隙流—高相互作用大孔隙流为主。水分渗漏路径结果显示, 田内水分由过渡带和田埂的垂直和侧向渗漏较强, 且田沟田埂侧向流较田间田埂明显。田埂是稻田水分快速流失的主要区域, 加剧了稻田水肥流失和水环境污染风险。本研究可为稻田水分保持和制定合理施肥、灌溉等措施提供依据。

**关键词** 优先流; 染色示踪; 染色面积比; 染色路径宽度; 侧向流; 稻田—田埂过渡区

**中图分类号** S152.7; S157.1 **文献标识码** A

水稻是人类赖以生存的主要粮食作物, 其种植范围分布较广, 全世界有超过50%的人口以大米为主食<sup>[1]</sup>。受水稻生长及增产需要, 每年需灌溉大量淡水并施加大量化肥及农药<sup>[2]</sup>。一方面, 由于稻田(Paddy field)耕作层土壤受人为耕作影响, 土壤大孔隙分布较广, 优先流作用强烈, 加速农药、化肥等对地下水的污染<sup>[3-5]</sup>; 另一方面, 长期耕作使得土壤受机械压实, 易在耕作层下形成质地紧实的犁底层<sup>[6-7]</sup>。田内水分受犁底层阻挡, 垂直渗漏量较少, 转而以侧向流形式散失<sup>[8-9]</sup>。

田埂(Ridge)位于稻田四周, 一般可分为两

种, 即修筑于两块稻田之间的田间田埂和修筑于稻田与灌溉沟渠之间的田沟田埂。其中, 田间田埂的修建主要便于农事劳作行走以及田块区分, 而田沟田埂还具有配合沟渠进行灌溉与排水的功能。虽然田埂占田内面积比率较小, 但其受耕作活动影响较小, 穴居动物活动频繁, 土体内孔洞较多, 导致大孔隙分布较广, 优先流较田内更强烈<sup>[10-11]</sup>。研究表明, 水稻生育期通过田埂区域流失的水分可占灌溉和降水总量的30%以上<sup>[10,12]</sup>。田间水分通过田埂的快速渗漏, 不仅造成大量灌溉水的流失, 也加剧地表水和地下水的污染程度<sup>[6,13]</sup>。而且, 田埂

<sup>\*</sup> 国家自然科学基金项目(41601215)和中央高校基本科研业务费(CCN16A05015, CCNU17TS0001)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41601215) and Central China Normal University Fund (Nos. CCNU16A05015 and CCNU17TS0001)

<sup>†</sup> 通讯作者 Corresponding author, E-mail: hailzhang@mail.ccnu.edu.cn

作者简介: 李胜龙(1993—), 男, 江西景德镇人, 硕士研究生, 主要从事稻田土壤水文研究。E-mail: slccnu1993@163.com

收稿日期: 2017-12-07; 收到修改稿日期: 2018-01-25; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2018-03-02

类型的差异,可能造成不同的水流路径和优先流强度。当相邻稻田地形差异较小时,水分通过田间田埂时主要在田埂正下方发生垂直入渗;而田间水分流经田沟田埂区域时,水分会以垂直渗漏和侧向流的形式快速散失<sup>[8,10]</sup>。此外,田沟田埂近沟渠面暴露于大气,导致其较田间田埂受到更强烈的土壤动物活动和杂草生长影响,这种影响可能会造成更多的土壤大孔隙分布和更强烈的优先流现象,而已有研究较少考虑田埂类型差异。

目前,研究土壤优先流的方法有多种,其中,染色示踪法是较为常用的研究方法<sup>[14-16]</sup>。该方法将染色剂以一定比例溶解于水并均匀喷洒于土壤表层以进行土壤原位定点染色试验,通过获取并处理土壤染色剖面数字图像以分析土壤水流形态学特征。该过程不仅可直接观察水分和溶质在土壤中的运动轨迹,还能半定量分析土壤水分运动及优先流特征差异<sup>[15,17]</sup>。而在染色剂的选择上有多重<sup>[18]</sup>,由于食品级亮蓝具有高渗透性、无毒性、低吸附性、与土壤颜色差异大且价格低廉等优点,目前被广泛用于野外染色示踪试验<sup>[19-20]</sup>。

江汉平原是我国重要商品粮生产基地,水稻为主要作物类型。近年来,由于三峡大坝的修建和“南水北调”中线工程的实施,三峡下游长江段和丹江口水库下游汉江段夏季输水量减少,导致江汉平原地区水稻生长季的灌溉水源减少,稻田季节性干旱频率增加<sup>[21-22]</sup>。此外,水稻种植中过量施肥引起的氮素流失导致该地区水体富营养化问题凸显<sup>[23]</sup>。本研究以江汉平原典型稻田—田埂过渡区土壤为研究对象,通过田间染色示踪和室内样品分析等方法,对比该过渡区不同位点土壤染色特征差异,揭示稻田—田埂过渡区土壤优先流特征差异与发生机制,研究结果可为制定合理的稻田管理措施以减少稻田水氮渗漏提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

江汉平原(110° 30′ ~116° 06′ E, 29° 22′ ~31° 30′ N)位于中国湖北省中南部,两湖平原的北部,系长江和汉江泛滥淤积形成的冲积平原,总面积为 $3.76 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。该区地处亚热带季风气候区,雨热同季,年平均气温16.1℃,

无霜期243~275 d。多年平均降水量为1 100~1 400 mm。其中,年降水量的70%~85%集中在4—9月。研究区土壤母质以近现代河流冲积物和湖相沉积物为主,地下水位多年平均1.0 m左右。水稻为该区最主要作物类型,种植历史悠久。稻田土壤类型多为潜育型和潴育型水稻土,典型剖面产状为Ap—P—C,土壤质地为壤土和黏壤土。稻田耕作层土壤团粒状发育良好,犁底层多为块状结构,有根锈条纹<sup>[24]</sup>。

### 1.2 样地选取

研究样点位于华中师范大学江汉平原农田监测站(112° 20′ E, 29° 58′ N),地处江汉平原中南部,站区农田以双季稻种植和水稻/小麦轮作为主。在经多次现场调查和当地农民访谈后,选定同一稻田(双季稻种植;早、晚稻生育期分别为4—7月和7—11月)两种不同类型稻田—田埂过渡区(田间田埂与田沟田埂过渡区)开展试验<sup>[25]</sup>。试验稻田长约60 m(田间田埂),宽约27 m(田沟田埂),水稻种植年限大于100 a。田埂均为20世纪80年代初期农村土改分田时修建,之后并未移动,仅在每年耕作时对田埂表层土壤进行填补与修缮。






野外染色示踪试验与土壤样品采集于2016年4月初开展,期间稻田尚未耕作。将位于两块稻田之间的区域命名为“田间田埂过渡区”(田埂高10 cm,宽45 cm),将位于稻田和沟渠之间的田埂命名为“田沟田埂过渡区”(田埂高15 cm,宽60 cm)<sup>[25]</sup>。将过渡区划分为“田内”、“过渡带”和“田埂”等不同位点,其中“过渡带”介于田内和田埂之间,宽20 cm。

### 1.3 染色示踪与图像处理

以亮蓝溶液为示踪剂于田间田埂和田沟田埂过渡区开展染色示踪实验。沿水平和垂直方向分别挖取染色剖面<sup>[8]</sup>。每个剖面挖取完毕后,立即放置标尺进行遮光拍照。参照Janssen和Lennartz<sup>[8]</sup>及Weiler和Flühler<sup>[26]</sup>等染色图像处理办法,获得土壤染色面积比(Stained area ratio, SAR)和染色路径(Stained path)等水流特征参数。其中,SAR是指剖面内染色面积占剖面面积的百分比,反映水流在整个土壤剖面的变化规律<sup>[26]</sup>。而染色路径指垂直染色剖面的二值化图像内,每行像元中单个独立的或多个连续的染色像元,均视为独立的染色路径(染色像元个数大于等于1)。染色路

径一般可分为染色路径数（Stained path number，SPN）和染色路径宽度（Stained path width，SPW），共同反映优先流的连通性和分支性<sup>[27]</sup>。其中，SPN指垂直染色图像内，所统计的每行像元中独立染色路径数量，SPW指每条独立染色路径对应的土壤实际水平宽度<sup>[26]</sup>。结合稻田土壤实际染色状况，确定SPW划分标准为小于10 mm、0~80 mm和大于80 mm，以表1为依据划分不同位点优先流类型。

表1 优先流分类标准

| Table 1 Criteria for classification of preferential flows |  |  |           |
|---|--|--|-----------|
| 优先流类型<br>Type of preferential flow                        | 染色流态<br>Pattern of dyed flow   | 染色路径宽度比率<br>Ratio of staining path width ( SPW ) |           |
|   |  | <10 mm   | >80 mm    |
| 均质流<br>Homogeneous flow                                   |   | <20%   | >60%      |
| 非均质指流<br>Heterogeneous figure flow                        |   | <20%   | 30% ~ 60% |
| 混合作用大孔隙流<br>Mixed macropore flow                          |   | 20% ~ 50%  | <20%      |
| 低相互作用大孔隙流<br>Poorly interacted macropore flow             |   | >50%   | >20%      |
| 高相互作用大孔隙流<br>Highly interacted macropore flow             |  | <20%   | <30%      |

1.4 数据处理

本文垂直染色剖面形态学参数（SAR、SPN与SPW）和优先流类型结果均为5张剖面图片处理得出的平均值。数据用Excel 2016处理，并用SPSS 22进行相关性分析和单因素方差分析，以Origin 9.0作图。

2 结 果

2.1 过渡区土壤剖面染色面积比

由过渡区各位点总染色面积比盒状图可知，各位点SAR整体上由大到小体现为过渡带、田埂、田内（图1）。各位点SAR随深度的增加而波动下降。0~20cm土层SAR较高，占整个染色面积的53.85%~88.55%，其中，田内在8~10 cm SAR达到90.00%以上；20 cm以下过渡区各位点SAR较低，整体上低于15.00%。

田内、过渡带和田埂SAR在不同深度土层差异显著（图1，表2）。0~10 cm各位点SAR随土壤深度增加而增加，且平均SAR由大到小依次为田内、过渡带、田埂。10~30 cm土层各位点SAR急剧下降，且田

内下降最快，下降幅度达96.65%~99.17%，过渡带次之（88.31%~93.21%），田埂最慢（69.36%~87.51%）。30~90 cm土层平均SAR由大到小依次为田埂、过渡带、田内。如表2，各发生层土壤平均SAR显示田埂在18 cm以下区域高于田内，且16~35 cm土层田沟田埂过渡区田埂位点SAR为田内的4.19倍。

各过渡区水平剖面SAR与垂直剖面SAR能较好对应，随着土壤深度增加，田内和过渡带位点水平SAR急剧降低，而田埂则出现先增加后急剧降低趋势，且20 cm以下土层各位点水平SAR由大到小依次为田埂、过渡带、田内（图2）。田内0~5 cm水平剖面SAR最高，平均达64.11%~72.78%，且染色区域呈连续分布；5 cm以下田内水平剖面SAR急剧下降，而田埂位点平均水平剖面SAR为田内的2.04倍~2.27倍，且20 cm染色区域以不连续点状分布为主。

2.2 过渡区染色路径数与染色路径宽度分布

过渡区各位点平均SPN均随深度增加呈现先增加后波动下降趋势，且在深度5~15 cm处SPN最大（图3）。在0~10 cm田内平均SPN最多，最高达31条；随着深度增加，在深度20 cm以下土层SPN

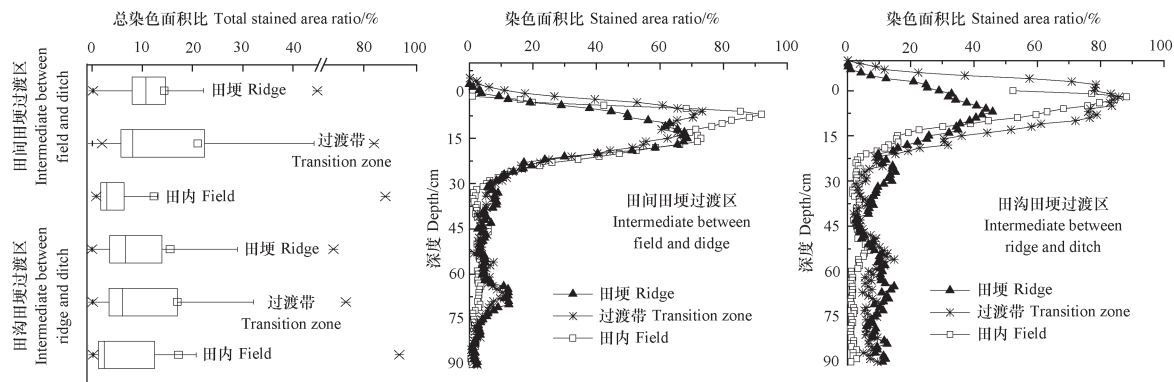


图1 过渡区垂直剖面不同位点染色面积比

Fig. 1 Stained area ratio ( SAR ) of the vertical profiles in the intermediate zones relative to sampling sites

表2 不同深度土层染色图像形态学参数

Table 2 Morphological parameters of the dye tracer image relative to soil layer

| 采样区<br>Sampling area             | 位点<br>Location         | 深度<br>Depth / cm | SAR / %   | SPN                  | SPW / %  |          |         |
|----------------------------------|------------------------|------------------|-----------|----------------------|----------|----------|---------|
|                                  |                        |                  |           |                      | < 10 mm  | 10~80 mm | > 80 mm |
| 田内<br>Field                      | 田内<br>Field            | 0~18             | 59.39gh   | 22.00f               | 10.64f   | 39.56g   | 11.01c  |
|                                  |                        | 18~37            | 5.16ab**  | 5.00a**              | 2.97ab   | 3.17abc  | 0.26a   |
|                                  |                        | > 37             | 2.29a**   | 4.00a**              | 1.84a    | 0.48a    | 0.00a   |
| 田间田埂<br>Ridge between<br>fields  | 过渡带<br>Transition zone | 0~18             | 64.32h*   | 12.0 <sup>0</sup> c* | 14.91g   | 42.42g   | 4.03a   |
|                                  |                        | 18~30            | 10.35bc** | 5.00a**              | 5.71cd   | 2.94abc  | 0.00a   |
|                                  |                        | > 30             | 6.89abc** | 4.00a**              | 5.43c    | 1.54ab   | 0.00a   |
|                                  | 田埂<br>Ridge            | 0~18             | 34.06e**  | 20.00e**             | 14.08g   | 19.11e   | 0.16a   |
|                                  |                        | 18~30            | 13.13c**  | 11.00c**             | 7.22d    | 5.53bcd  | 0.01a   |
| 田沟田埂<br>Ridge alongside<br>ditch | 过渡带<br>Transition zone | 0~16             | 57.57g*   | 16.00d*              | 18.64i*  | 39.62g   | 1.54a   |
|                                  |                        | 16~35            | 20.55d**  | 9.00b**              | 9.33ef** | 8.66d    | 0.06a   |
|                                  |                        | > 35             | 4.34ab**  | 4.00a**              | 3.59b**  | 0.69ab   | 0.00a   |
|                                  | 田埂<br>Ridge            | 0~16             | 45.46f**  | 20.00ef**            | 17.06h** | 32.20f   | 0.41a   |
|                                  |                        | 16~35            | 21.64d**  | 13.00c**             | 8.70e**  | 7.27cd   | 0.00a   |
|                                  |                        | > 35             | 5.22ab**  | 6.00a**              | 3.94b**  | 1.13ab   | 0.21a   |

注：SPN与SPW分别表示染色路径数和染色路径宽度；数值表示各发生层形态学参数的平均值；字母a~i 表示各土层间差异；\* 和\*\*分别表示染色面积比（SAR）与染色路径数（SPN）在0.05水平上和0.01水平上显著相关 Note: SPN and SPW stands for stained path number and stained path width, respectively. The data are means of the morphological parameters of the genetic horizon; The alphabets from a to i demonstrate difference between soil layers; The symbol of \* and \*\* means significant correlation between SAR and SPN at the 0.05 level and the 0.01 level

由大到小依次为田埂、过渡带、田内，其中，田沟田埂过渡区的田埂位点20~80 cm平均达10条，为田内和过渡带的2.0倍。不同过渡区田埂位点SPN虽在0~20 cm差异较小，但20 cm以下土层田沟田埂位点SPN逐渐高于田间田埂，虽田间田埂在60~80 cm土层有小峰值出现，但整体上依旧小于

田沟田埂。

过渡区SPW显示，各位点染色区域主要集中于0~20 cm土层，占整体SAR的53.58%~88.55%，其中10~80 mm SPW 占多数；各过渡区20 cm以下土层SPW均以小于10 mm和10~80 mm为主（图4）。不同位点同深度土层SPW差异较大，



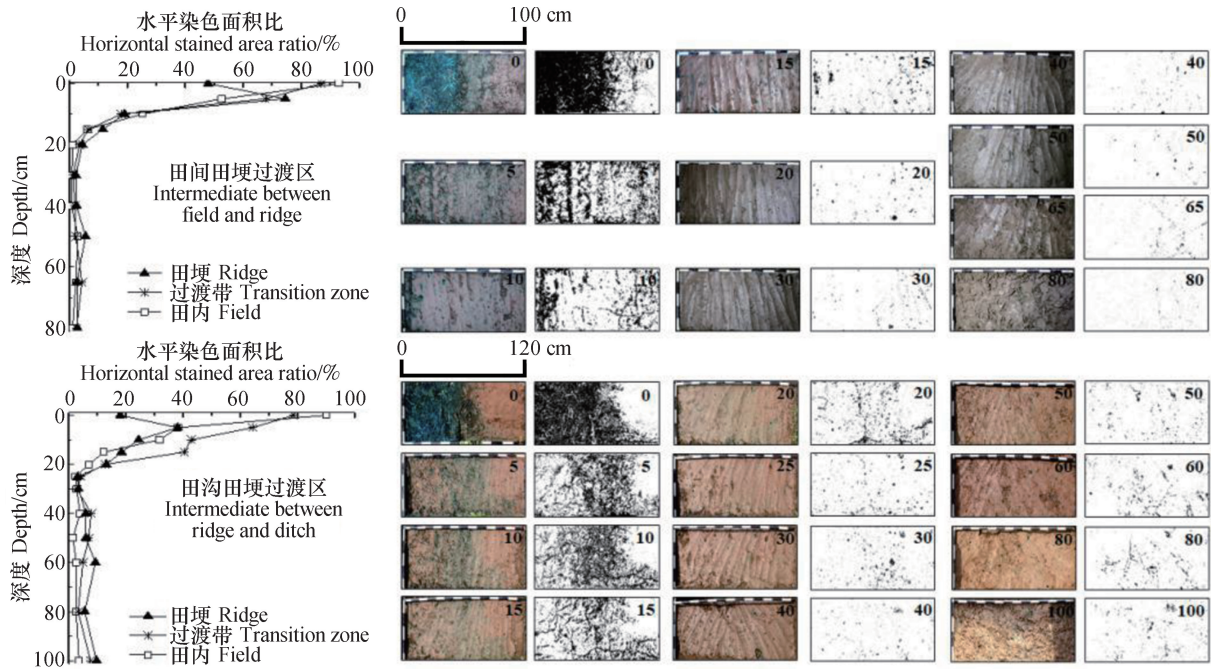


图2 过渡区水平染色面积比及染色剖面

Fig. 2 The horizontal stained soil area ratio and sections of dyed soil in the intermediate zones

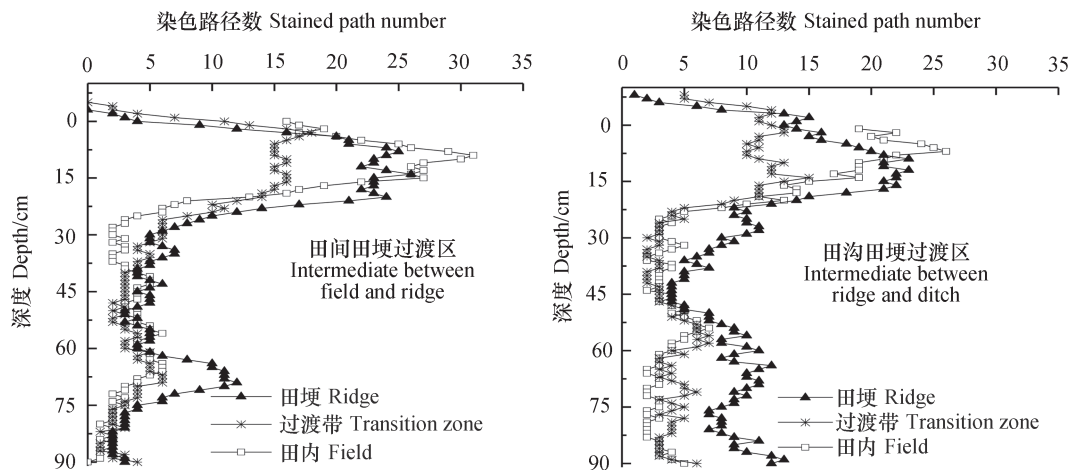


图3 过渡区不同位点染色路径数

Fig. 3 Stained path number (SPN) in the intermediate zones relative to sampling sites

在0~20 cm土层, 田内SPW以10~80 mm和大于80 mm为主; 而过渡带和田埂则以小于10 mm和10~80 mm为主, 大于80 mm整体占比较低(0.23%~4.20%)。20 cm以下土层, 田内、过渡带和田埂SPW均以小于10 mm和10~80 mm为主, 但过渡带和田埂明显高于田内, 其中, 田埂小于10 mm SPW平均值为田内的2.70倍~2.94倍。

### 2.3 过渡区不同位点优先流类型与水流特征

过渡区各位点水流类型均呈现明显的优先流

特征, 且整体上以高相互作用大孔隙流为主(图5)。过渡区不同位点0~30 cm土层优先流类型差异较大, 田内表现为非均质指流—高相互作用大孔隙流, 过渡带和田埂位点多以混合作用大孔隙流—高相互作用大孔隙流相间分布, 且非均质指流仅在表层0~5 cm少量分布。30 cm以下土层, 过渡区各位点优先流类型差异不大, 均为高相互作用大孔隙流。两种田埂位点0~30 cm土层优先流类型有较大差异, 田间田埂混合作用大孔隙流分布较多, 而田

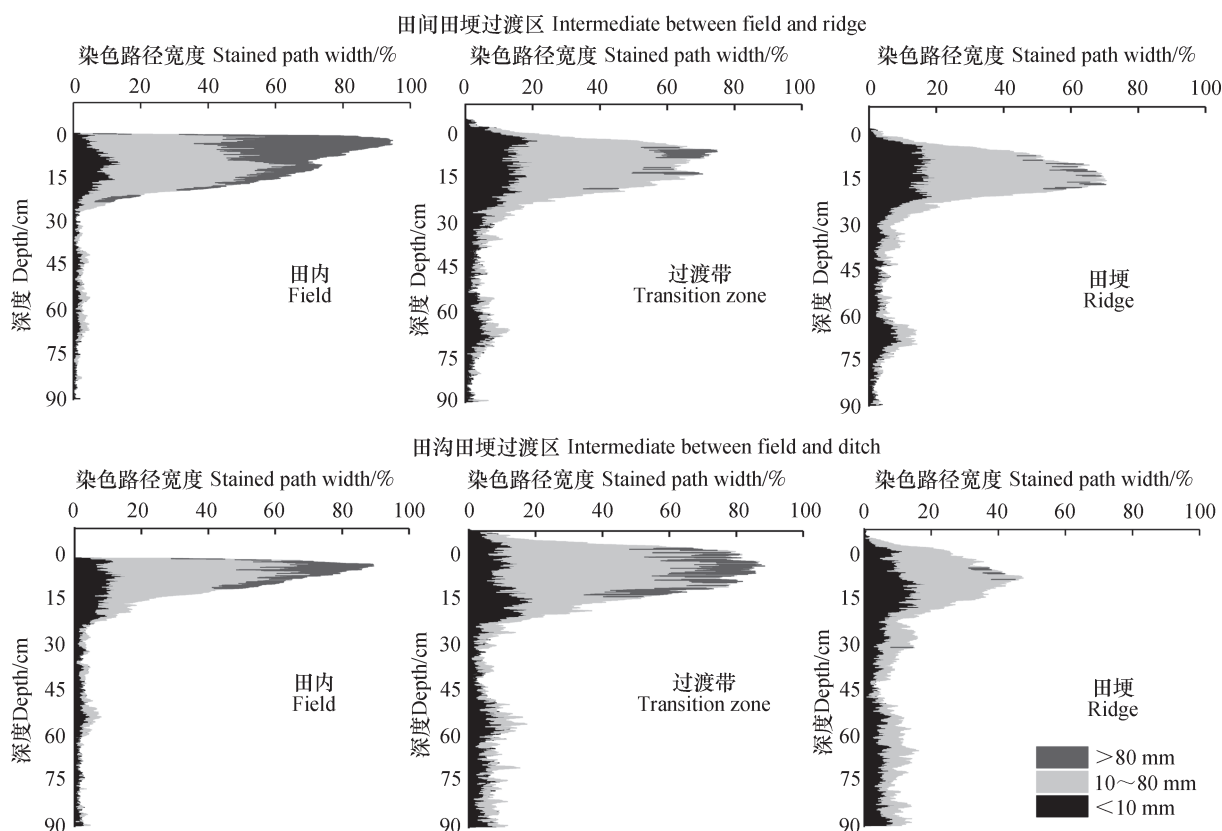


图4 过渡区不同位点染色路径宽度

Fig. 4 Stained path width (SPW) in the intermediate zones relative to sampling sites

沟田埂位点则仅有高相互作用大孔隙优先流分布。

如图6, 各过渡区水分通过田埂区域的垂直渗漏和侧向渗漏明显高于田内区域。尽管田内0~20 cm土层被染色较多, 但在20 cm以下染液分布极少, 表明田内该深度几乎无垂直入渗水流。由过渡带流向田埂的侧向水流较为明显, 不仅过渡带表层染色较多, 且同深度土层, 田埂区域垂直方向染色区域较田内多; 水平方向上, 水流能横跨整个田埂, 侧向流明显。另外, 不同类型田埂水流特征差异明显, 田沟田埂在0~20 cm染色区域少于田间田埂, 但20 cm以下染色区域逐渐高于田间田埂, 且田沟田埂侧向流更为明显。

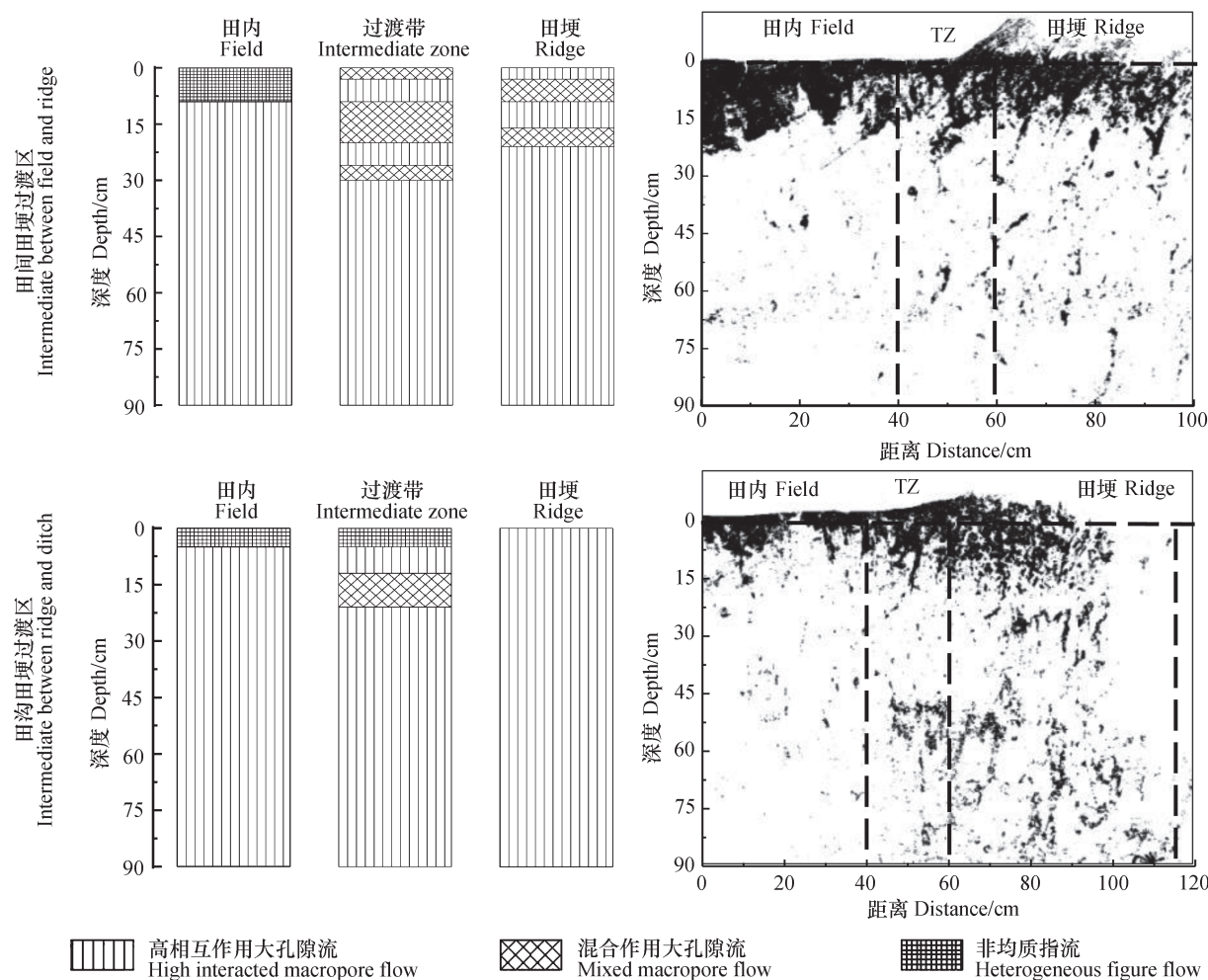
### 3 讨 论

#### 3.1 耕作与生物活动对田埂过渡区水分入渗和染色分布比的影响

耕作活动影响犁底层的形成, 进而造成田埂过渡区的染色分布特征差异<sup>[28]</sup>。田内耕作层以下土层(20~35 cm)受耕作机械压实作用明显, 易形

成结构紧实的犁底层<sup>[28-29]</sup>。传统田埂的修筑采用田内表层土壤, 若稻田开垦前未进行过农业耕作, 则田埂下部无犁底层, 导致田埂较高的水分渗漏速率<sup>[8]</sup>。而当田埂修筑于原稻田耕作层之上时, 稻田原犁底层则位于田埂之下。在田埂修建后, 田埂区域不再受耕作压实, 仅在种植期间会对其表层进行修缮, 田埂之下的原犁底层会长期保存。由于长期不受农耕机械压实作用, 严格意义上讲田埂的该层不能再称为犁底层, 故Janssen和Lennartz<sup>[13]</sup>将该层定义为“硬质层(Hard pan)”。但长期未耕作使得残留于田埂的根系腐烂, 硬质层逐渐形成多孔结构, 导致田埂该层的渗透性能高于田内<sup>[8, 13]</sup>, 最终导致过渡带和田埂下方土壤比田内具有更高的SAR。而垂直和水平染色剖面的SAR呈现一致的分布规律, 进一步证实了研究结果的可靠性。

农业耕作、土壤内穴居动物活动及植物根系分布等因素均会影响土壤孔隙的垂直分布, 进而导致不同位点土壤染色分布特征差异<sup>[30-31]</sup>。田内耕作层容重小, 总孔隙高, 且耕作后作物残茬保留于表层土壤, 水分易通过大孔隙和秸秆残茬形成的优



注：TZ为过渡带。下同 Note: TZ stands for transition zone. The same below

图5 过渡区不同位点水流类型

Fig. 5 Type of water flow in the intermediate zones relative to sampling sites

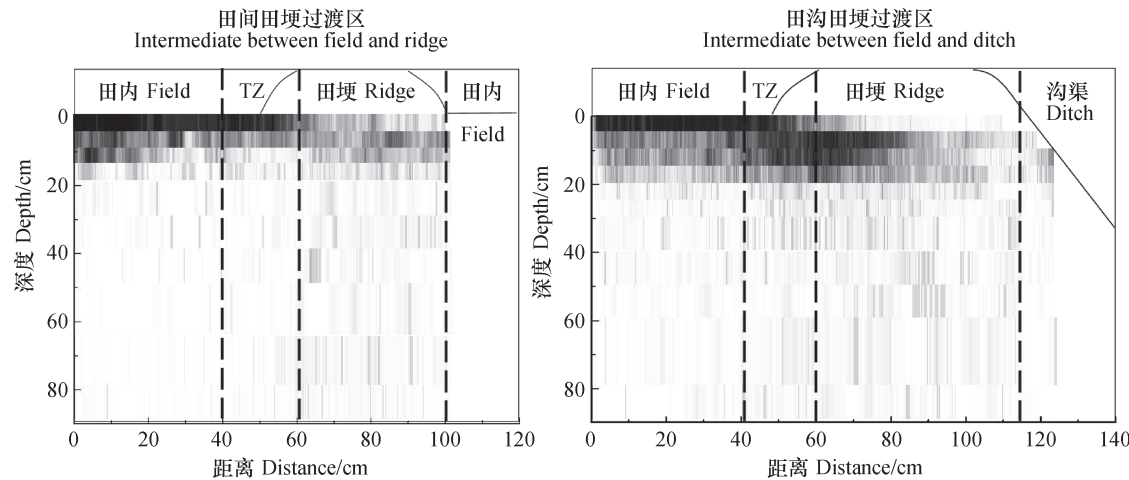


图6 过渡区优先流特征

Fig. 6 Characteristics of preferential flow in the intermediate zones



先流路径快速垂直渗漏。但结构紧实的犁底层阻挡了水分的垂直入渗,增加了染色剂在耕作层的滞留时间,进而导致田内耕作层SAR最高,犁底层及其以下土层SAR极低。Janssen和Lennartz<sup>[8]</sup>对整个稻田—田埂过渡区的染色试验结果也表明,受田内犁底层的影响,田内20~30 cm处SAR急剧降低,特别是长期耕作的稻田。Patil等<sup>[7]</sup>的研究结果表明,受翻耕影响,田内犁底层阻挡水分的垂直入渗,使得田内水分侧向流渗漏明显。在整个稻田—田埂过渡区,由于大量水分在犁底层之上滞留,而田内染色喷洒区和非喷洒区被铁板隔开,导致耕作层中存储的大量染液将以侧向流形式由过渡带流向田埂,田埂和田内孔隙的差异会影响过渡区的染色分布特征。Kukul和Aggarwal<sup>[32]</sup>研究表明,稻田的泥浆化和机械压实作用虽然导致稻田总水分流失量降低54.0%~58.0%,但通过田埂区域流失的水量占比却显著提高,这是由于田埂土壤的高导水性能导致田内大量水分通过该区快速流失。由于过渡带介于田内和田埂之间,表层土壤干湿交替非常频繁,导致多裂隙发育且孔隙连通性较强。染色实验时也在过渡带发现了较多平行于田埂方向的裂隙,导致染液施加后更易通过这些裂隙快速入渗。且Greve等<sup>[33]</sup>通过灌溉条件下土壤裂隙发育过程的研究表明,由裂隙产生的土壤大孔隙能极大促使土壤优先流的产生。因此,过渡带和田埂优先流作用整体上较田内明显。

### 3.2 耕作与生物活动对田埂过渡区水流路径及优先流类型的影响

土壤孔隙特征的差异不仅影响SAR,还会影响表征水流类型的SPN和SPW等参数<sup>[34-35]</sup>。SPN和SPW能共同反映优先流的连通性与分支性,SPN越多,表明有效的水流路径越多,但过高的SPN也会伴随着较小的SPW,意味着大孔隙的水流与土壤水交换作用较弱,水流类型表现为低相互作用的大孔隙流。而SPW越宽,则反映孔隙中的水分与孔隙周围土体的水分交换作用更明显,往往表现为基质流或高相互作用大孔隙流。田内表层土壤受耕作影响强烈,土质较为疏松,孔隙较多,单位土体的比表面积较大,且水分入渗较快,此外,下层土体对水分垂直入渗的阻挡也增加了染液与表层土壤充分接触的时间,故其SPN较高且SPW较宽(以10~80 mm和大于80 mm为主),反映在优先

流类型上表现为非均质指流(基质流)。犁底层对水分垂直渗漏的阻碍作用导致田内中、下层土壤SAR和SPN急剧降低。此外,由于下层土体较为紧实,导致大孔隙和土壤基质的水分交换较弱,染色区主要分布在大孔隙周围,因此SPW多以小于10 mm为主。同时,由于亮蓝染液喷洒于田内,染液需要由过渡带侧向渗漏于田埂,且田埂的高渗透性导致染液滞留时间较田内短,使得田埂0~20 cm土层SAR和SPW低于田内。田埂中、下土层穴居动物(蚯蚓和蝼蛄等)的活动导致更多优先流路径的形成<sup>[11]</sup>,而田内犁底层以下土层染色区域较少,因此,田埂SAR和SPN均较田内高,大孔隙流现象明显。田埂硬质层土壤容重较田内犁底层低<sup>[25]</sup>,表明其土壤较田内松散,因此大孔隙和土壤的水分交换作用更强,导致田埂该层土壤比田内的SPW更宽。闫佳亮等<sup>[36]</sup>通过对农田土壤优先流的研究也发现,昆虫对土体的扰动不仅增加土壤大孔隙含量,同时也极大促使优先流的产生。此外,野外调查过程中,还发现田埂有较多杂草生长,表明其土壤中较田内位点存在更多根系,而根孔也是导致优先流产生的重要原因<sup>[31]</sup>。

### 3.3 不同类型田埂过渡区水分流失途径与渗漏特征

田间田埂和田沟田埂的灌溉条件、植物根系和地形特征等因素差异,导致两者的土壤理化性质、大孔隙和水分流失特征也存在一些区别。田间田埂处于两块稻田之间,其两侧长期处于淹水状态,不利于土壤动物长期活动;田沟田埂靠沟一侧在灌溉期淹水,而其他时间暴露于大气,土壤动物活动更为频繁,导致田沟田埂更多的动物孔穴分布。此外,在水稻种植期间,农民一般会持续清除近稻田侧田埂的杂草,而较少清除田沟田埂外侧杂草,因此,田沟田埂杂草生长更为茂盛,根孔形成的优先流路径较田间田埂更多。动物孔穴和植物根系的共同作用导致田沟田埂优先流作用较田间田埂明显,表现为20 cm以下土层更大的SAR和SPN,以及更宽的SPW。由于田间田埂介于两稻田之间,两侧均受田内灌溉的影响,且研究区地势平坦,田块间地势差异小,因此跨田埂的水分交换较小,即使跨过该类型田埂也不会导致水分的流失,使得水分通过田间田埂以垂直渗漏为主<sup>[10]</sup>;而田沟田埂位于存在地势差的稻田和灌溉沟之间,水分不仅会在田埂下方垂直入渗,也会以侧向流形式于田埂外侧流



失<sup>[6, 10]</sup>。田间水分经过田埂区域的快速流失, 不仅造成灌溉水分的损失, 还会加速氮素的流失, 造成地下水污染等问题。后期将通过水稻生长季田埂区域的原位定点监测试验, 量化田埂对稻田水氮流失的贡献率。

## 4 结 论

受耕作活动、土壤动物活动和植物根系等因素影响, 稻田—田埂过渡区不同位点土壤水流特征分异明显。由于犁底层的存在, 田内水分的垂直渗流量显著减少, 导致田内中、低层土壤SAR和SPN极低。过渡带和田埂位点受耕作影响较小, 蚯蚓、蝼蛄等穴居动物活动强烈, 土壤优先流强于田内, 其中、低层土壤SAR和SPN由大到小依次为田埂、过渡带、田内。在各位点的SPW和水流类型上, 田内耕作层染色路径较过渡带和田埂宽, 为非均质指流—高相互作用大孔隙流; 而过渡带和田埂位点较田内有更多宽度较窄的染色路径分布, 其优先流类型为混合作用大孔隙流—高相互作用大孔隙流。受田埂土壤类型差异影响, 田沟田埂优先流现象较田间田埂明显, 20 cm以下土层表现为更大的SAR、SPN和SPW; 受田埂地形特征差异影响, 田间田埂水分流失以快速垂直渗漏为主, 而田沟田埂区域水分快速流失以垂直渗漏和跨田埂侧向流两种路径发生; 田沟田埂区域水分流失风险高于田间田埂。综上, 稻田水分通过田埂区域的快速渗漏, 加剧了稻田水分流失风险。

## 参 考 文 献

- [ 1 ] Li Y, Barker R. Increasing water productivity for paddy irrigation in China. *Paddy & Water Environment*, 2004, 2 ( 4 ) : 187—193
- [ 2 ] Zhu J G, Liu G, Han Y, et al. Nitrate distribution and denitrification in the saturated zone of paddy field under rice/wheat rotation. *Chemosphere*, 2003, 50 ( 6 ) : 725—732
- [ 3 ] Beven K, Germann P. Macropores and water flow in soils revisited. *Water Resources Research*, 2013, 49 ( 6 ) : 3071—3092
- [ 4 ] 陈效民, 黄德安, 吴华山. 太湖地区主要水稻土的大孔隙特征及其影响因素研究. *土壤学报*, 2006, 43 ( 3 ) : 509—512
- Chen X M, Huang D A, Wu H S. Characteristics of macropores and their affecting factors of major paddy soils in TaihuLake region ( In Chinese ). *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43 ( 3 ) : 509—512
- [ 5 ] 盛丰, 方妍. 土壤水非均匀流动的碘-淀粉染色示踪研究. *土壤*, 2012, 44 ( 1 ) : 144—148
- Sheng F, Fang Y. Study on preferential soil water flow using iodine-starch staining method ( In Chinese ). *Soils*, 2012, 44 ( 1 ) : 144—148
- [ 6 ] Janssen M, Lennartz B. Horizontal and vertical water and solute fluxes in paddy rice fields. *Soil & Tillage Research*, 2007, 94 ( 1 ) : 133—141
- [ 7 ] Patil M D, Das B S, Bhadoria P. A simple bund plugging technique for improving water productivity in wetland rice. *Soil & Tillage Research*, 2011, 112 ( 1 ) : 66—75
- [ 8 ] Janssen M, Lennartz B. Characterization of preferential flow pathways through paddy bunds with dye tracer tests. *Soil Science Society of America Journal*, 2008, 72 ( 6 ) : 1756—1766
- [ 9 ] 杨燕, 易军, 刘目兴, 等. 不同水耕年限稻田土壤水分运动特征研究. *长江流域资源与环境*, 2017, 26 ( 2 ) : 257—263
- Yang Y, Yi J, Liu M X, et al. Characteristics of soil water transport in different aged paddy fields ( In Chinese ). *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2017, 26 ( 2 ) : 257—263
- [ 10 ] Huang H C, Liu C W, Chen S K, et al. Analysis of percolation and seepage through paddy bunds. *Journal of Hydrology*, 2003, 284 ( 1/4 ) : 13—25
- [ 11 ] Patil M D, Das B S. Assessing the effect of puddling on preferential flow processes through under bund area of lowland rice field. *Soil & Tillage Research*, 2013, 134 ( 8 ) : 61—71
- [ 12 ] Walker S H, Rushton K R. Verification of lateral percolation losses from irrigated rice fields by a numerical model. *Journal of Hydrology*, 1984, 71 ( 3 ) : 335—351
- [ 13 ] Janssen M, Lennartz B. Water losses through paddy bunds: Methods, experimental data, and simulation studies. *Journal of Hydrology*, 2009, 369 ( 1/2 ) : 142—153
- [ 14 ] Luo L, Lin H, Halleck P. Quantifying soil structure and preferential flow in intact soil using x-ray computed tomography. *Soil Science Society of America Journal*, 2008, 72 ( 4 ) : 1058—1069
- [ 15 ] Allaire S E, Roulier S, Cessna A J. Quantifying preferential flow in soils: A review of different

- techniques. *Journal of Hydrology*, 2009, 378 (1): 179—204
- [16] 张中彬, 彭新华. 土壤裂隙及其优先流研究进展. *土壤学报*, 2015, 52 (3): 477—488  
Zhang Z B, Peng X H. A review of researches on soil cracks and their impacts on preferential flow (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52 (3): 477—488
- [17] Alaoui A, Goetz B. Dye tracer and infiltration experiments to investigate macropore flow. *Geoderma*, 2008, 144 (1): 279—286
- [18] 盛丰. 土壤优先流运动的示踪成像技术与分形模型模拟. 北京: 中国水利水电出版社, 2015  
Sheng F. Characterizing preferential flow using iodine-starch staining method and active region model (In Chinese). Beijing: China Water&Power Press, 2015
- [19] Laine-Kaulio H, Backnäs S, Koivusalo H, et al. Dye tracer visualization of flow patterns and pathways in glacial sandy till at a boreal forest hillslope. *Geoderma*, 2015, 259/260: 23—34
- [20] 徐宗恒, 徐则民, 曹军尉, 等. 土壤优先流研究现状与发展趋势. *土壤*, 2012, 44 (6): 905—916  
Xu Z H, Xu Z M, Cao J W, et al. Present and future research of preferential flow in soil (In Chinese). *Soils*, 2012, 44 (6): 905—916
- [21] 郑红星, 刘昌明. 南水北调东中两线不同水文区降水丰枯遭遇性分析. *地理学报*, 2000, 55 (5): 523—532  
Zheng H X, Liu C M. Analysis on Asynchronism-synchronism of regional precipitation in planned South-to-North water transfer areas (In Chinese). *Acta Geographica Sinica*, 2000, 55 (5): 523—532
- [22] 刘静. 基于遥感技术的三峡库区农业干旱评价研究. 重庆: 西南大学, 2008  
Liu J. A study of Three Gorge Region agriculture drought evaluation based on remote sensing (In Chinese). Chongqing: Southwest University, 2008
- [23] 曹志洪. 施肥与水体环境质量-论施肥对环境的影响 (2). *土壤*, 2003, 35 (4): 2—7  
Cao Z H. Effect of fertilization on soil health quality-Effect of fertilization on environment quality (2) (In Chinese). *Soils*, 2003, 35 (4): 2—7
- [24] 陈芳, 张海涛, 王天巍, 等. 江汉平原典型土壤的系统分类及空间分布研究. *土壤学报*, 2014, 51 (4): 761—771  
Chen F, Zhang H T, Wang T W, et al. Taxionmy and spatial distribution of soils typical of Jianghan Plain (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51 (4): 761—771
- [25] 李胜龙, 张海林, 刘目兴, 等. 稻田—田埂过渡区土壤水分运动与保持特征. *水土保持学报*, 2017, 31 (2): 122—128  
Li S L, Zhang H L, Liu M X, et al. Characteristics of soil water transport and holding capacity in paddy and inner field-bund transition zones (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*. 2017, 31 (2): 122—128
- [26] Weiler M, Flühler H. Inferring flow types from dye patterns in macroporous soils. *Geoderma*, 2004, 120 (1/2): 137—153
- [27] 田香姣. 四面山两种土地利用方式下的优先流特征. 北京: 北京林业大学, 2015  
Tian X J. Characteristics of preferential flow under two kinds of land use patterns in simian mountain (In Chinese). Beijing: Beijing Forestry University. 2015
- [28] 张中彬. 红壤性水稻土裂隙特征及其对优势流的影响. 北京: 中国科学院大学, 2013  
Zhang Z B. Characteristics of cracks in reddish paddy soil and its consequences on preferential flow (In Chinese). Beijing: Chinese Academy of Sciences, 2013
- [29] Kasteel R, Garnier P, Vachier P, et al. Dye tracer infiltration in the plough layer after straw incorporation. *Geoderma*, 2007, 137 (3/4): 360—369
- [30] Kirchhof G, Priyono S, Utomo W H, et al. The effect of soil puddling on the soil physical properties and the growth of rice and post-rice crops. *Soil & Tillage Research*, 2000, 56 (1/2): 37—50
- [31] 刘目兴, 杜文正. 山地土壤优先流路径的染色示踪研究. *土壤学报*, 2013, 50 (5): 871—880  
Liu M X, Du W Z. To investigate soil preferential flow paths in mountain area using dye tracer (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50 (5): 871—880
- [32] Kukal S S, Aggarwal G C. Percolation losses of water in relation to puddling intensity and depth in a sandy loam rice (*Oryza sativa*) field. *Agricultural Water Management*, 2002, 57 (1): 49—59
- [33] Greve A, Andersen M S, Acworth R I, et al. Investigations of soil cracking and preferential flow in a weighing lysimeter filled with cracking clay soil. *Journal of Hydrology*, 2010, 393 (1): 105—113
- [34] Alaoui A, Lipiec J, Gerke H H. A review of the changes in the soil pore system due to soil deformation: A hydrodynamic perspective. *Soil & Tillage Research*, 2011, 115 (5): 1—15
- [35] 戴翠婷, 刘窑军, 王天巍, 等. 三峡库区高砾石含量紫色土优先流形态特征. *水土保持学报*, 2017, 31 (1): 103—108

- Dai C T, Liu Y J, Wang T W, et al. Characteristics of preferential flow under high-content rock fragment purple soil in the Three Gorges Reservoir area ( In Chinese ). *Journal of Soil and Water Conservation*. 2017, 31 ( 1 ) : 103—108
- [ 36 ] 闫加亮, 赵文智, 张勇勇. 绿洲农田土壤优先流特征及其对灌溉量的响应. *应用生态学报*, 2015, 26 ( 5 ) : 1454—1460
- Yan J L, Zhao W Z, Zhang Y Y. Characteristics of the preferential flow and its response to irrigation amount in oasis cropland ( In Chinese ). *Chinese Journal of Applied Ecology*. 2015, 26 ( 5 ) : 1454—1460

## Characteristics of Preferential Flow in the Intermediate Zone between Paddy Field and Ridge

LI Shenglong YI Jun LIU Muxing ZHANG Jun YANG Yan ZHANG Hailin<sup>†</sup>

( *Key Laboratory for Geographical Process Analysis & Simulation, Hubei Province,*

*College of Urban and Environmental Sciences, Central China Normal University, Wuhan 430079, China* )

**Abstract** 【 Objective 】 Studies available in the literature have shown that the ridges around the paddy fields are likely to lead to low water use efficiency and pollution of shallow groundwater. Preferential flow is a physical process of water and solutes moving along certain pathways, like pores and fissures in the soil, while bypassing the part of soil matrix and is ubiquitous in the paddy field under continuous flooding. Therefore, to study the status of preferential flow in paddy soil and its influencing factors may help quantify characteristics of water leakage in paddy fields and improve water and fertilizer utilization efficiency, and hence reduce the risk of pollution of shallow groundwater by agricultural chemicals in paddy regions. In order to elucidate effects of the ridges on soil water leakage in the intermediate zone between fields and ridges, comparison was made of different monitoring points in the field, transition zone and ridges for differences in characteristics of preferential flow. 【 Method 】 Field bright blue dye tracer experiments were conducted of the soils in the two typical intermediate zones ( i.e., the intermediate between field and ridge and the intermediate between ridge and ditch ) of > 100 years old paddy field in the Jiangnan Plain, Hubei Province. 【 Result 】 Results show that stained soil area ratio ( SAR ) fluctuated downwards with depth of the soil profile and a peak was observed in the 0~20 cm soil layer, accounting for 53.85%~88.55% of the total SAR of the soil profile; that the field was the highest in SAR in this soil layer, and followed by the transition zone, and the ridge; that although SAR was quite low in soil below 20 cm in depth at all the monitoring sites, the ridge was still 3.15 times as high as the field in mean SAR; that staining of the soil appeared quite consistent horizontally and vertically, that with increasing soil depth, the area of staining at horizontal levels gradually decreased from a plane to a dot. The ridge, impact in soil texture, was higher than the field in staining path number ( SPN ) that in the 0~29 cm soil layer. staining path width ( SPW ) varied in the range 10~80 mm and beyond, while in the soil layers down below, only a few paths < 10 mm were observed; that the water flow in the field was mainly of the type of heterogeneous finger flow – highly-interacted macropore flow, while in the transition zone and ridge, it was mainly of the type of mixing macropore flow- highly-interacted macropore flow, for the SPW therein varied in the range of 10~80 mm and below. When water flowed from the field into the transition zone, it lost through seepage vertically and laterally, the two typical pathways, ( i ) via earthworm pores, root pores and fissures, which were more plentiful in the ridge, facilitating vertical and horizontal seepage of the water, while the plough pan in the field made it hard for the water to leach downwards, thus forcing the water to flow into the ridge and then

percolate rapidly into deep soil layers; and (ii) further into ditches through the intermediate between ridge and ditch, of which the two were relatively different in elevation, so the water infiltrating into the ridge continued flowing vertically through the ridge and eventually into the ditch, besides percolating downwards. 【 Conclusion 】 Affected by the distribution of macropores in the field, transition zone and ridge, only a small amount of water in the field infiltrated through the plough pan and a large one lost through seeping laterally into the ridge and then percolating quickly and vertically into deep soil layers through macropores, thus leading to low water use efficiency and nitrogen pollution of water bodies. It is, therefore, essential to pay high attention to the influence of water flow in the ridges on leakage of soil moisture and solutes from paddy fields.

**Key words** Preferential flow; Dye tracer; Stained area ratio; Stained path width; Lateral water flow; Paddy field-ridge intermediate

( 责任编辑: 陈荣府 )



# 稻田复种轮作休耕对土壤团聚体分布及稳定性的影响<sup>\*</sup>

王志强<sup>1, 2</sup> 刘 英<sup>1</sup> 杨文亭<sup>1</sup> 周 泉<sup>1</sup> Aamer Muhammad<sup>1</sup> 王 海<sup>3</sup>  
黄国勤<sup>1†</sup> 赵其国<sup>4</sup>

(1 江西农业大学生态科学研究中心/江西省高校生态学学科联盟, 南昌 330045)

(2 南昌职业学院, 南昌 330500)

(3 江西科技学院, 南昌 330098)

(4 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

**摘 要** 稻田土壤团聚体的比例结构及稳定性状况, 对水稻健康可持续发展具有重要影响。2012—2017 年进行冬季不同复种轮作休耕长期定位试验, 设置冬闲双季稻、冬种紫云英、油菜、大蒜和轮作双季稻 5 个处理, 利用湿筛法对稻田土壤粒径 1~2 mm、0.5~1 mm、0.25~0.5 mm 和 <0.25 mm 土壤团聚体的百分含量、平均质量直径(MWD)、平均几何直径(GMD)和分型维数(D)进行测定计算。结果表明, 在 0~50 cm 土层中, 早、晚稻收获后土壤以 <0.5 mm 粒级的微小团聚体为主, 各处理累积含量分别为 78.1%~84.8% 和 85.6%~91.1%, 而 >0.5 mm 较大的团聚累积含量分别为 13.1%~21.9% 和 8.9%~14.4%; 同时显著增加了早、晚稻土壤性大团聚体(>0.25 mm)的百分含量, 并相应地减少了微小团聚体百分含量, 早稻较晚稻表现更为突出; 早、晚稻田土壤水稳定性团聚体 D 指标值的影响不显著, 而 MWD、GMD 达到显著性差异( $P<0.05$ )。由此可见, 稻田复种轮作及秸秆双重还田, 有利于早晚稻田减少微小团聚体而形成大团聚体, 早稻季相比晚稻更为显著, 能显著增加早、晚稻田土壤团聚体的稳定性( $P<0.05$ ), 提高早、晚稻产量, 这对南方稻田可持续发展具有重要意义。

**关键词** 稻田; 轮作休耕; 秸秆还田; 水稳定性团聚体; 团聚体稳定性

**中图分类号** S152 **文献标识码** A

近年来, 我国南方双季稻区的土壤质量问题日渐显著, 土壤酸化、板结和肥力退化等问题加剧<sup>[1]</sup>。影响土壤质量的因素众多, 有研究表明, 稻田土壤团聚体构成比例失衡及团聚体水稳定性下降是土壤质量退化的主要表现形式之一, 对稻田的

健康可持续性生产具有重要影响<sup>[2]</sup>。

土壤团聚体是土壤结构的基本单元, 对土壤的理化性质有着重大影响<sup>[3]</sup>。土壤团聚体有大团聚(>0.25 mm)体和微小团聚体(<0.25 mm)之分<sup>[4]</sup>, 其数量及分布, 一方

<sup>\*</sup> 国家重点研发计划课题(2016YFD0300208)、国家自然科学基金项目(41661070)、江西省科技厅重点研发项目(20161BBF60058)资助 Supported by the National Key R & D Project(2016YFD0300208), National Natural Science Fund Project(No. 41661070), Key Research and Development Project of Jiangxi Provincial Science and Technology Department(No. 20161BBF60058)

<sup>†</sup> 通信作者 Corresponding author, E-mail: hgqjxes@sina.com

作者简介: 王志强(1981—), 男, 江西都昌人, 博士研究生, 讲师, 主要从事农业生态学研究。E-mail: 289459509@qq.com

收稿日期: 2017-12-22; 收到修改稿日期: 2018-03-22; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2018-05-30

面，可以在一定程度上反映土壤的持水性<sup>[5]</sup>、供储养分<sup>[6]</sup>等能力的高低；另一方面，也是土壤肥力的基础及评价土壤质量高低的关键指标之一<sup>[7]</sup>。已有研究，如耕作方式、种植方式及年限<sup>[2, 8]</sup>、秸秆还田<sup>[9]</sup>（添加物）和微生物<sup>[10]</sup>等均会影响稻田土壤团聚体结构及组分。秸秆还田是目前国内外大力推行的一种保护性耕作措施，水稻秸秆还田有利于提高稻田土壤机械及水稳定性团聚体的结构水平，改善土壤结构，提高土壤有机质含量<sup>[9, 11]</sup>，但这些研究主要集中在水稻秸秆还田对土壤质量的影响<sup>[12]</sup>，而对于在复种轮作休耕方式下的冬季作物及水稻秸秆双重还田对稻田土壤的团聚体组分及水稳定性的影响研究较少，尤其是双季稻田土壤对此的响应特征，未曾见较多报道。

我国土壤质量持续下降，亟需采取措施提高土壤质量，以确保我国粮食安全<sup>[13]</sup>。研究表明，长期保护性耕作<sup>[14]</sup>和常规耕作和水旱轮作<sup>[15]</sup>等耕作方式对土壤团聚体有重要影响，有利于改善土壤质量。土壤质量的改善和保护对稻田可持续发展具有重要作用<sup>[16]</sup>，实施轮作休耕又是稻田可持续发展的有效途径之一<sup>[16]</sup>。因此，针对当前仅仅稻草还田或耕作方式等单一因素对稻田土壤团聚体影响研究的不足，本文在复种轮作模式及冬种作物和水稻秸秆双重还田条件下对我国南方双季稻区的早稻和晚稻土壤团聚体分布及其水稳定性展开了较为深入的研究，为科学评价不同种植方式及秸秆还田应用中的可行性及指导、管理我国南方稻田健康发展提供重要依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验于2012年4月—2017年12月，选择在地处赣东北典型双季稻区的江西省万年县农业科学研究所陈营镇试验田（28° 41′ N，116° 55′ E）进行。试验地属于亚热带季风气候，气候湿润，光照充足，热量资源丰富，气温季节性变化显著。试验期间年平均气温18.6℃，极端最高气温38.3℃，极端最低气温-5℃。年平均降雨量1 906 mm。年平均日照时长1 662 h。年平均风速1.3 m·s<sup>-1</sup>。年无霜期260 d。试验基地土壤为第四纪亚红黏土母质发育的潴育土，试验前表层土壤（0~15 cm）肥力状况为：pH 6.08，有机质41.81 g·kg<sup>-1</sup>，全氮1.97 g·kg<sup>-1</sup>，有效磷16.38 mg·kg<sup>-1</sup>，速效钾130.00 mg·kg<sup>-1</sup>，有机碳24.25 g·kg<sup>-1</sup>，C/N比为12.31，阳离子交换量5.89 cmol·kg<sup>-1</sup>。

1.2 试验设计

本试验始于2012年春季早稻，采取单因素随机区组设计，共设置5个处理，分别为WF-R-R（CK）处理：冬闲—早稻—晚稻；MV-R-R处理：紫云英—早稻—晚稻；RP-R-R处理：油菜—早稻—晚稻；GC-R-R处理：大蒜—早稻—晚稻；PO-R-R处理：马铃薯（轮）—早稻—晚稻，此处理的冬季种植作物自2012年冬季开始在马铃薯、大蒜、油菜和紫云英之间循环轮作。试验小区采用随机区组设计，小区周围设置宽1.5 m的保护带进行保护行隔离，每个小区的面积为66.7 m<sup>2</sup>，每个处理设3次重复，总计15个试验小区，试验前每个小区的土壤肥力状况基本一致。试验设计见表1。

表1 试验设计

Table 1 Trial design

| 复种轮作休耕方式<br>Pattern of multiple cropping, rotation, fallow | 简写<br>Abbreviation | 说明<br>Instruction                       |
|--|--------------------|---|
| 冬闲—早稻—晚稻   | WF-R-R（CK）         | 冬季休闲                                    |
| 紫云英—早稻—晚稻  | MV-R-R             | 冬季连作紫云英翻压还田                             |
| 油菜—早稻—晚稻   | RP-R-R             | 冬季连作油菜收籽，并秸秆还田                          |
| 大蒜—早稻—晚稻   | GC-R-R             | 冬季连作大蒜收茎块                               |
| 马铃薯（轮）—早稻—晚稻   | PO-R-R             | 冬季轮作，在马铃薯（收茎块）、大蒜、油菜和紫云英之间周年循环轮作，相应秸秆还田 |

1.3 供试品种及田间管理

本试验作物品种及施肥量（表2），冬种作物

品种分别为余江大叶籽、“绵丰油18”、山东“金乡”蒜和马铃薯“克新18号”，冬种紫云英仅施用尿

素 $37.5\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ；冬种油菜、大蒜和马铃薯苗期施用尿素分别为 $24$ 、 $270$ 和 $225\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，基肥均施用“三元”牌复合肥 $600\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。冬季作物秸秆还田，其中，紫云英还田量为鲜重 $22\ 500\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ （N、 $\text{P}_2\text{O}_5$ 、 $\text{K}_2\text{O}$ 的含量分别为 $0.36\%$ 、 $0.11\%$ 、 $0.28\%$ ），油菜秸秆还田量为鲜重 $19\ 500\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ （N、 $\text{P}_2\text{O}_5$ 、 $\text{K}_2\text{O}$ 的含量分别为 $0.38\%$ 、 $0.15\%$ 、 $0.51\%$ ），马铃薯秸秆还田量为鲜重 $10\ 500\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ （N、 $\text{P}_2\text{O}_5$ 、 $\text{K}_2\text{O}$ 的含量分别为 $0.53\%$ 、 $0.13\%$ 、 $0.32\%$ ）。

早稻品种为“株两优09”，晚稻为“天优华占”。早、晚稻（*Oryza sativa*）化肥施肥量相等，为：尿素（N 46%） $193.2\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，过磷酸钙（ $\text{P}_2\text{O}_5$  12%） $420\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，氯化钾（ $\text{K}_2\text{O}$  60%） $202\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，分基肥、蘖肥、穗肥3次撒施。磷肥全部作基肥在水稻移栽前一次性施入，分蘖肥在移栽后5~7 d施用，穗肥在主茎幼穗长1~2 cm时施用；水稻钾、氮肥施用比例为基肥：分蘖肥：穗肥=4：3：3，早稻秸秆切碎全量还田，晚稻秸秆覆盖还田。

表2 试验品种及肥料用量  
Table 2 Trial varieties and fertilizer usage

| 处理<br>Treatment | 供试品种<br>Tested variety | 肥料用量<br>Amount of fertilizer/ ( $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ) |                                     |
|-----------------|------------------------|--|-------------------------------------|
|                 | 冬种<br>Winter planting  | 冬种<br>Winter planting  | 早、晚稻<br>Early and late rice         |
| WF-R-R (CK)     | 休闲                     | 0  |                                     |
| MV-R-R          | 余江大叶籽                  | (N 46%) : 17.25  |                                     |
| RP-R-R          | 绵丰油18                  | (N 46%) : 11.04, 三元复合肥: 600                                      | (N 46%) : 193.2                     |
| GC-R-R          | 山东“金乡”                 | (N 46%) : 124.2, 三元复合肥: 600                                      | ( $\text{P}_2\text{O}_5$ 12%) : 420 |
| PO-R-R          | 马铃薯、大蒜、油菜和紫云英轮作        | 马铃薯为 (N 46%) : 103.52, 三元复合肥: 600                                | ( $\text{K}_2\text{O}$ 60%) : 202   |

1.4 样品采集

本试验分别于2017年7月20日早稻及2017年10月25日晚稻收获时，在每个小区用土壤采集器采集0~50 cm土柱，并按稻田耕作表层、耕作亚表层、犁底层和渗育层取0~15 cm、15~30 cm、30~40 cm和40~50 cm的土样，分别装入自封袋，带回实验室，挑去动、植物残体、根系和石块后，置于实验室阴凉通风处自然风干之后装袋保存。

1.5 土壤水稳定性团聚体测定

将土样置于孔径依次为2、1、0.5、0.25 mm的套筛顶部，用绳子固定好，确保套筛在水中不会分离，之后将套筛放入桶中，向桶中慢慢注水，使水面离套筛顶部约3 cm，在水中静置浸泡15 min，浸泡的同时用重物压住套筛使之不会移动。浸泡结束后，双手固定套筛，以30次·min<sup>-1</sup>的速率在水中上下振荡3 min，上下移动的垂直距离不超过3 cm，将各级粒径的土样，洗入洁净的烧杯中，待烘干后分别称量，相应记为 $M_i$ 。

本试验的参数指标主要有土壤团聚体百分含量 $W_i$ 、土壤粒径>0.25 mm水稳性团聚体的百分含量

$R_{0.25}$ 、土壤分型维数 $D$ 、土壤平均质量直径MWD（mm）和土壤平均几何直径GMD（mm）。土壤水稳定性团聚体百分含量计算方法参考《土壤理化分析方法》<sup>[18]</sup>。MWD、GMD和 $D$ 的计算分别采用邱莉萍等<sup>[19]</sup>和杨培岭等<sup>[20]</sup>推导出的公式：

$$\text{MWD} = \sum_{i=1}^n \bar{R}_i W_i / \sum_{i=1}^n W_i \tag{1}$$

$$\text{GWD} = \exp \left[ \sum_{i=1}^n M_i \ln \bar{R}_i / \sum_{i=1}^n M_i \right] \tag{2}$$

$$\frac{M(r < \bar{R}_i)}{M_T} = \left( \frac{\bar{R}_i}{R_{\max}} \right)^{3-D} \tag{3}$$

式（3）两边同时取对数，可知：

$$\lg \left[ \frac{M(r < \bar{R}_i)}{M_T} \right] = (3 - D) \lg \left( \frac{\bar{R}_i}{R_{\max}} \right) \tag{4}$$

式中， $\bar{R}_i$ 为经过筛分出来的某一级别土壤团聚体的MWD（mm）， $M_T$ 为各个粒级土壤团聚体的总质量（g）， $R_{\max}$ 为土壤团聚体的最大粒级（mm）， $M(r$ 小于 $\bar{R}_i)$ 为粒级小于 $\bar{R}_i$ 的土壤团聚体的质量

( $g$ ),  $D$ 为土壤分型维数,  $W_i$ 为该级别团聚体的相应重量占土壤样品干重的分数。

## 1.6 数据处理

采用SPSS22.0对数据进行统计分析;采用单因素方差分析进行方差分析;采用Origin8.5.1作图。

## 2 结 果

### 2.1 复种轮作休耕方式对土壤水稳定性团聚体数量的影响

在2017年早、晚稻生长季,试验各处理均表现出土壤水稳定性团聚体含量(如图1,图中R代表双季稻,如MVR代表冬种紫云英双季稻)以0.25~0.5 mm和<0.25 mm土壤粒级

(“较小”)团聚体为主,各处理含量之和分别介于78.1%~84.8%和85.6%~91.1%;1~2 mm和0.5~1 mm土壤粒级(“较大”)含量较少,各处理含量之和分别介于13.1%~21.9%和8.9%~14.4%。其次,与冬闲处理相比,冬季复种轮作处理早、晚稻的“较小”土壤团聚体累积含量差异显著( $P<0.05$ ),同时晚稻的“较小”团聚体累积含量较早稻的累积含量要高,而“较大”土壤团聚体的累积含量呈相反变化趋势。再次,在各土层中,从各粒级团聚体的变化幅度来看,早稻各复种轮作休耕处理较晚稻显著,同时早、晚稻中“较小”团聚体也要较“较大”团聚体变化显著。由此可见,这说明冬季复种轮作更有利于早稻土壤大团聚体的形成。

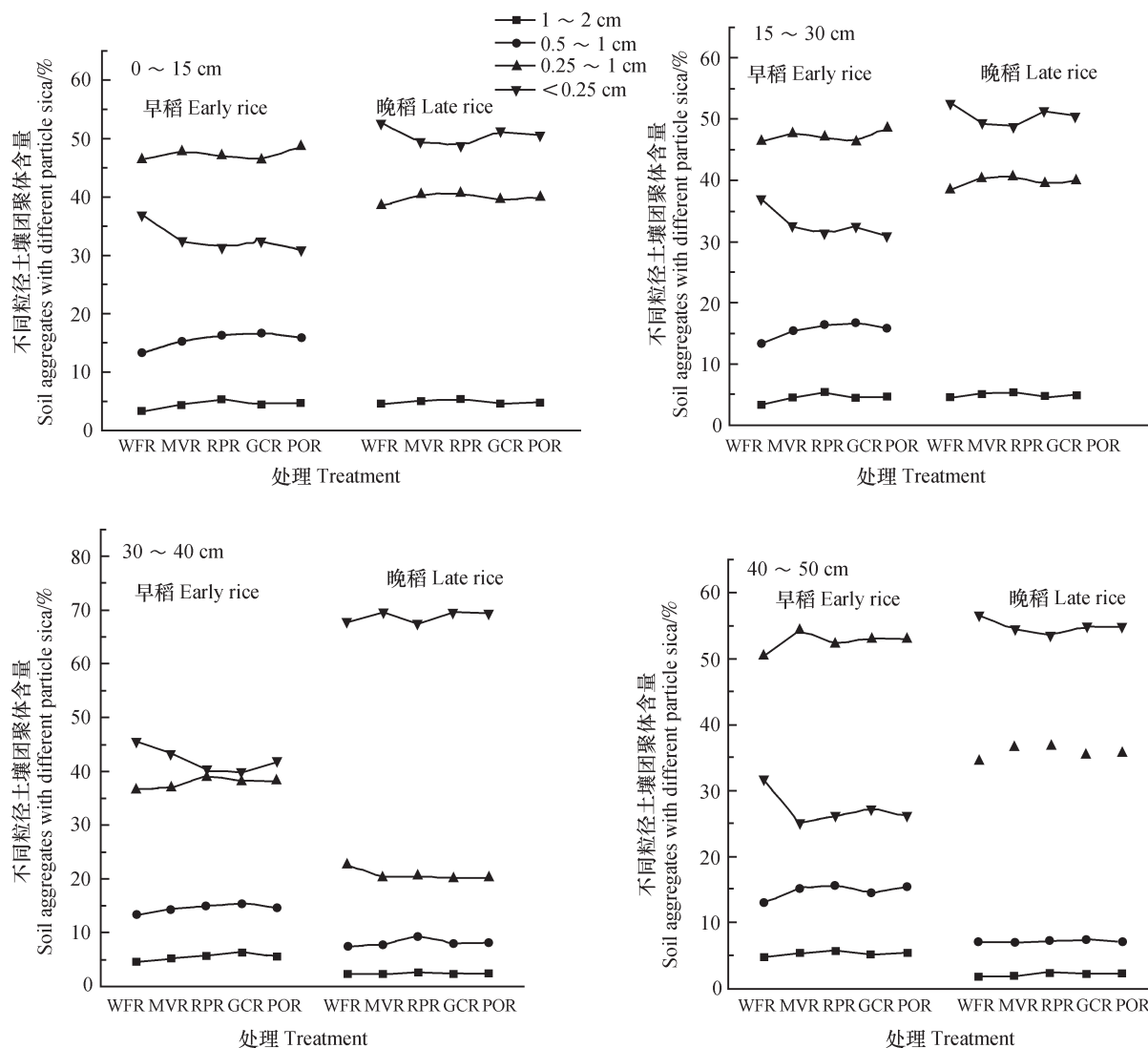


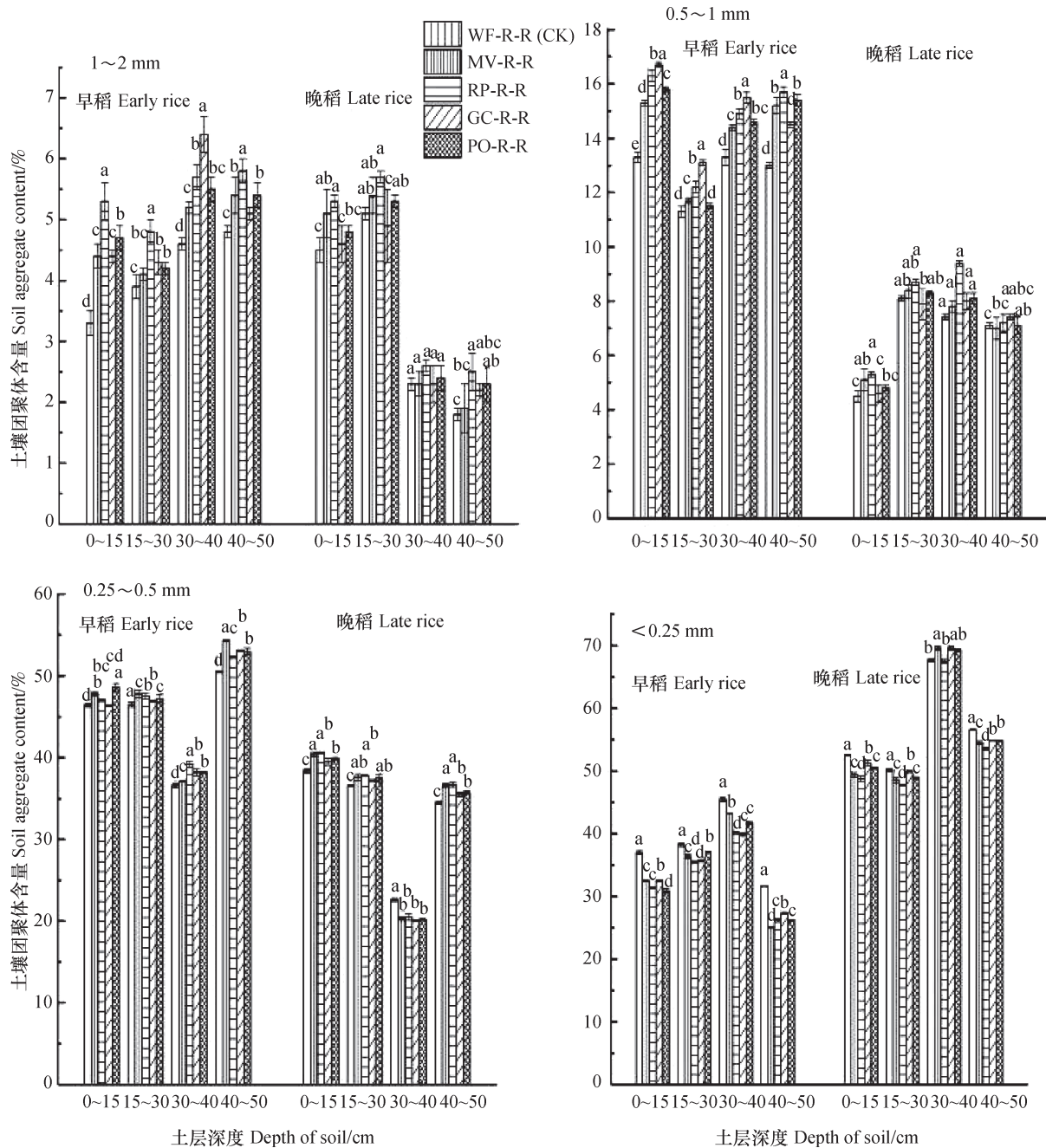
图1 2017年早、晚稻不同处理下不同土层土壤团聚体含量

Fig. 1 The contents of soil aggregates in different soil layers under different treatment of early and late rice in 2017



从图2可以看出,一方面,与冬闲处理相比,除<0.25 mm粒径和30~40 cm土层的0.25~0.5 mm粒径的土壤团聚体外,冬季复种轮作处理早、晚稻土壤团聚体含量提高显著,同时,复种轮作休耕方式

下,早稻较晚稻的不同土层不同粒径的土壤团聚体含量提高更显著( $P<0.05$ );另一方面,复种轮作休耕方式下,0~30 cm较40~50 cm土层土壤团聚体的含量的差异更显著( $P<0.05$ )。



注:表中不同小写字母表示不同处理相同土层间的差异显著( $P<0.05$ )。下同 Note: Different lowercase letters in the table indicate differences between the same soil layers ( $P<0.05$ ). The same below

图2 2017年早、晚稻收获期土壤不同粒径不同土层团聚体百分含量

Fig. 2 Distribution of soil aggregates with different particle sizes at early and late rice harvesting stages in 2017

## 2.2 复种轮作休耕方式对MWD和GMD的影响

稻田复种轮作休耕后,早稻土壤水稳性团聚体

的MWD和GMD表现为在0~15 cm、15~30 cm、30~40 cm和40~50 cm土层显著上升( $P<0.05$ )

(表3), 其中, MWD随土层深度变化各冬季种植各处理的上升幅度依次为7.4%~18.2%、1.6%~6.1%、0~6.1%和0.29%~13.6%, 0~50 cm土层中MWD冬季种植各处理上升幅度依次为6.7%、7.8%、6.4%和4.1%, 以冬种油菜和紫云英处理表现的尤其突出; GMD随土层深度变化冬季种植各处理的上升幅度依次为0.4%~1.9%、1.4%~3.7%、0~2.1%和0~1.1%, 0~50 cm土层中MWD冬季种植各处理上升幅度依次为1.6%、2.3%、0.5%和1.6%, 以冬种油菜处理表现的尤其突出。说明稻田冬季复种轮作显著提高了0~50 cm土层的早稻田土壤水稳性团聚体的稳定性。

稻田复种轮作休耕后, 晚稻土壤水稳性团聚体的MWD和GMD(表4)与早稻类似, 表现为在0~15 cm、15~30 cm、30~40 cm和40~50 cm土层显著上升( $P<0.05$ ), 其中, MWD随土层深度各冬季种植处理的上升幅度依次为1.1%~5.8%、0.3%~1.9%、1.6%~5.4%和1.2%~2.4%, 0~50 cm土层中MWD冬季种植各处理上升幅度依次为2.0%、3.8%、1.2%和2.6%, 以冬季种植油菜和轮作处理表现的尤为突出; GMD随土层深度变化各冬季种植处理的上升幅度依次为2.2%~7.8%、1.1%~3.0%、0~2.6%和0.2%~1.9%, 0~50 cm土层中MWD冬季种植各处理上升幅度依次为2.6%、3.8%、0.7%和2.9%, 以冬季种植油菜和轮作处理表现的尤为突出。说明稻田冬季复种轮作显著提高了0~50 cm土层的晚稻田土壤水稳性团聚体的稳定性。

综上所述, 稻田冬季不同复种轮作模式显著提高了0~50 cm土层的稻田土壤水稳性团聚体的稳定性( $P<0.05$ ), 这一变化趋势与早、晚稻的水稳性大团聚体的含量变化一致, 与稻田土壤微团聚体的含量变化相反。

### 2.3 复种轮作休耕方式对分形维数 $D$ 和 $R_{0.25}$ 的影响

稻田冬季复种轮作休耕后, 早稻土壤水稳性团聚体分形维数 $D$ (表3), 除30~40 cm冬种各处理增加了0.9%~6.8%外, 土层0~15 cm、15~30 cm和40~50 cm中, 冬季种植紫云英、油菜、大蒜和轮作(马铃薯、紫云英、油菜和大蒜之间)处理依次降低了0.3%~3.5%、0.8%~2.7%和0.2%~2.4%, 0~50 cm土层冬季种植各处理依次平均降低了0.8%、1.1%、0.4%和1.0%; 在差异显著性方面, 除冬季种植大蒜和油菜处理外, 其余各冬季种植处理与冬闲田处理相比, 早稻土壤水稳性

团聚体分形维数 $D$ 表现出显著差异, 其中以冬季种植油菜和轮作处理较为突出( $P<0.05$ )。

稻田冬季复种轮作休耕后, 早稻土壤水稳性团聚体 $R_{0.25}$ (表3), 土层0~15 cm、15~30 cm、30~40 cm和40~50 cm中, 紫云英、油菜、大蒜和轮作处理依次增加了8.1%~10.2%、2.0%~4.3%、3.9%~13.9%和6.5%~10.0%, 0~50 cm土层冬季种植各处理依次平均增加了6.8%、7.9%、5.9%和6.7%, 各处理与冬闲田处理相比, 均表现出显著差异( $P<0.05$ )。

稻田冬季复种轮作休耕后, 晚稻土壤水稳性团聚体分形维数 $D$ (表4), 除40~50 cm冬季种植各处理增加了0.3%~1.1%外, 土层0~15 cm、15~30 cm和30~40 cm中, 冬季种植紫云英、油菜、大蒜和轮作处理依次降低了0.3%~1.0%、0.08%~0.4%和0~0.2%, 0~50 cm土层除冬季种植大蒜处理外, 各处理均降低了0.2%, 但各处理与冬闲田处理相比, 晚稻土壤水稳性团聚体分形维数 $D$ 差异不显著( $P<0.05$ )。

稻田冬季复种轮作休耕后, 晚稻土壤水稳性团聚体 $R_{0.25}$ (表4)与早稻类似, 土层0~15 cm、15~30 cm、30~40 cm和40~50 cm中, 冬种紫云英、油菜、大蒜和轮作(紫云英、油菜和大蒜之间)处理依次增加了3.9%~7.6%、0.2%~4.7%、4.0%~11.4%和0.7%~4.0%, 0~50 cm土层各处理依次平均增加了2.4%、1.3%、1.8%和1.9%, 各处理与冬闲田处理相比, 均表现出显著差异, 但晚稻各处理间除冬种油菜处理外, 其他各处理之间差异不显著( $P<0.05$ )。

### 2.4 复种轮作休耕方式下团聚体组成与稳定性的相关性

稻田土壤水稳性团聚体各粒径百分含量及其稳定性参数(MWD、GMD、 $D$ 和 $R_{0.25}$ )之间的关系(表5)表明, MWD、GMD和 $R_{0.25}$ 之间均显著相关( $P<0.05$ ), 相关系数高达0.95以上, 并且三者均与分形维数 $D$ 呈显著负相关( $P<0.05$ ), 相关系数均在-0.85以上;  $<0.25$  mm粒级的团聚体含量与MWD、GMD和 $R_{0.25}$ 均呈显著负相关( $P<0.05$ ), 与分形维数 $D$ 呈显著正相关( $P<0.05$ ), 即当稻田土壤 $R_{0.25}$ 升高时, 土壤水稳性团聚体的稳定性指标MWD和GMD增大, 分形维数指标 $D$ 减少; 反之, 当土壤粒径 $<0.25$  mm水稳性团聚体的含量升高时, 土壤水稳性团聚体的稳定性指标MWD和GMD均减小, 分形维数指标 $D$ 增大。

表3 早稻收获期土壤水稳定性团聚体平均质量直径 (MWD)、平均几何直径 (GMD)、 $R_{0.25}$ 和分形维数 ( $D$ )Table 3 Mean weight diameter (MWD), Mean geometric diameter (GMD),  $R_{0.25}$  and fractal dimension ( $D$ ) of soil water-stable aggregates in early paddy field

| 土层深度<br>Soil layer/cm | 处理Treatment | 平均质量直径<br>MWD/cm | 平均几何直径<br>GMD/cm | $R_{0.25}$     | $D$            |
|-----------------------|-------------|------------------|------------------|----------------|----------------|
| 0 ~ 15                | WF-R-R (CK) | 0.325 ± 0.04cd   | 0.555 ± 0.03b    | 62.77 ± 1.25c  | 2.523 ± 0.04b  |
|                       | MV-R-R      | 0.384 ± 0.02a    | 0.565 ± 0.03a    | 68.47 ± 2.49ab | 2.434 ± 0.03e  |
|                       | RP-R-R      | 0.376 ± 0.04ab   | 0.566 ± 0.02a    | 68.87 ± 3.68a  | 2.461 ± 0.04d  |
|                       | GC-R-R      | 0.349 ± 0.07bc   | 0.552 ± 0.01b    | 67.80 ± 0.82b  | 2.507 ± 0.03c  |
|                       | PO-R-R      | 0.326 ± 0.01d    | 0.557 ± 0.02b    | 69.17 ± 3.18a  | 2.516 ± 0.03a  |
| 15 ~ 30               | WF-R-R (CK) | 0.313 ± 0.02c    | 0.516 ± 0.03c    | 61.77 ± 2.31c  | 2.653 ± 0.07b  |
|                       | MV-R-R      | 0.332 ± 0.00a    | 0.535 ± 0.03a    | 63.77 ± 0.94ab | 2.582 ± 0.04d  |
|                       | RP-R-R      | 0.328 ± 0.02a    | 0.535 ± 0.03a    | 64.40 ± 4.08a  | 2.585 ± 0.07d  |
|                       | GC-R-R      | 0.318 ± 0.02b    | 0.523 ± 0.02b    | 64.37 ± 2.49a  | 2.615 ± 0.05c  |
|                       | PO-R-R      | 0.325 ± 0.03d    | 0.534 ± 0.03a    | 63.03 ± 1.50b  | 2.633 ± 0.02a  |
| 30 ~ 40               | WF-R-R (CK) | 0.342 ± 0.03a    | 0.535 ± 0.03b    | 54.67 ± 2.50e  | 2.062 ± 0.08e  |
|                       | MV-R-R      | 0.343 ± 0.02b    | 0.535 ± 0.04b    | 56.83 ± 3.13d  | 2.145 ± 0.008c |
|                       | RP-R-R      | 0.346 ± 0.03a    | 0.546 ± 0.02a    | 59.90 ± 3.27b  | 2.204 ± 0.01a  |
|                       | GC-R-R      | 0.347 ± 0.01a    | 0.544 ± 0.03a    | 62.27 ± 1.70a  | 2.081 ± 0.07d  |
|                       | PO-R-R      | 0.343 ± 0.02b    | 0.544 ± 0.03a    | 58.23 ± 0.47c  | 2.161 ± 0.02b  |
| 40 ~ 50               | WF-R-R (CK) | 0.425 ± 0.03d    | 0.627 ± 0.03bc   | 68.37 ± 1.70d  | 1.954 ± 0.08a  |
|                       | MV-R-R      | 0.425 ± 0.03d    | 0.632 ± 0.01bc   | 75.37 ± 3.86a  | 1.947 ± 0.09a  |
|                       | RP-R-R      | 0.432 ± 0.03c    | 0.634 ± 0.03a    | 73.87 ± 1.13b  | 1.951 ± 0.10a  |
|                       | GC-R-R      | 0.445 ± 0.03b    | 0.626 ± 0.02c    | 72.80 ± 1.72c  | 1.947 ± 0.07a  |
|                       | PO-R-R      | 0.483 ± 0.02a    | 0.630 ± 0.03abc  | 73.80 ± 0.82b  | 1.907 ± 0.06b  |
| 0 ~ 50                | WF-R-R (CK) | 0.343 ± 0.01c    | 0.558 ± 0.03b    | 61.89 ± 3.16d  | 2.298 ± 0.07bc |
|                       | MV-R-R      | 0.366 ± 0.02ab   | 0.567 ± 0.02a    | 66.11 ± 3.20c  | 2.280 ± 0.06d  |
|                       | RP-R-R      | 0.370 ± 0.02a    | 0.571 ± 0.02a    | 66.76 ± 2.25b  | 2.272 ± 0.06b  |
|                       | GC-R-R      | 0.365 ± 0.06ab   | 0.561 ± 0.02ab   | 65.56 ± 1.85a  | 2.288 ± 0.03cd |
|                       | PO-R-R      | 0.367 ± 0.02b    | 0.567 ± 0.02a    | 66.06 ± 1.27c  | 2.750 ± 0.02a  |

注：表中不同小写字母表示不同处理相同土层间的差异显著 ( $P < 0.05$ )。下同 Note: Different lowercase letters in the table indicate significant differences ( $P < 0.05$ ) in different treatments of the same soil layer. The same below

表4 晚稻收获期土壤水稳定性团聚体平均质量直径 (MWD)、平均几何直径 (GMD)、 $R_{0.25}$ 和分形维数 ( $D$ )Table 4 Mean weight diameter (MWD), Mean geometric diameter (GMD),  $R_{0.25}$  and fractal dimension ( $D$ ) of soil water-stable aggregates in late paddy field

| 土层深度<br>Soil layer/cm | 处理<br>Treatment | 平均质量直径<br>MWD/cm | 平均几何直径<br>GMD/cm | $R_{0.25}$    | $D$           |
|-----------------------|-----------------|------------------|------------------|---------------|---------------|
| 0 ~ 15                | WF-R-R (CK)     | 0.364 ± 0.03c    | 0.553 ± 0.005d   | 52.53 ± 3.3d  | 2.498 ± 0.12a |
|                       | MV-R-R          | 0.374 ± 0.03b    | 0.586 ± 0.04b    | 55.47 ± 1.70b | 2.485 ± 0.03a |
|                       | RP-R-R          | 0.385 ± 0.03a    | 0.596 ± 0.01a    | 56.53 ± 1.89a | 2.472 ± 0.02a |
|                       | GC-R-R          | 0.368 ± 0.008c   | 0.565 ± 0.03c    | 54.57 ± 2.49c | 2.491 ± 0.42a |
|                       | PO-R-R          | 0.381 ± 0.01a    | 0.586 ± 0.04b    | 55.33 ± 2.05b | 2.473 ± 0.02a |

续表

| 土层深度<br>Soil layer/cm | 处理<br>Treatment | 平均质量直径<br>MWD/cm | 平均几何直径<br>GMD/cm | $R_{0.25}$     | $D$            |
|-----------------------|-----------------|------------------|------------------|----------------|----------------|
| 15 ~ 30               | WF-R-R ( CK )   | 0.376 ± 0.02b    | 0.567 ± 0.01c    | 56.33 ± 8.50c  | 2.482 ± 0.06a  |
|                       | MV-R-R          | 0.383 ± 0.02a    | 0.576 ± 0.04b    | 58.47 ± 1.70a  | 2.471 ± 0.04a  |
|                       | RP-R-R          | 0.382 ± 0.02a    | 0.584 ± 0.01a    | 58.97 ± 1.25a  | 2.471 ± 0.27a  |
|                       | GC-R-R          | 0.377 ± 0.02b    | 0.573 ± 0.05bc   | 57.33 ± 2.05b  | 2.480 ± 0.06a  |
|                       | PO-R-R          | 0.382 ± 0.02a    | 0.583 ± 0.02a    | 58.47 ± 3.30a  | 2.471 ± 0.04a  |
| 30 ~ 40               | WF-R-R ( CK )   | 0.317 ± 0.02a    | 0.548 ± 0.01c    | 29.30 ± 0.82d  | 2.708 ± 0.02a  |
|                       | MV-R-R          | 0.322 ± 0.02a    | 0.554 ± 0.02b    | 30.47 ± 1.25c  | 2.702 ± 0.07a  |
|                       | RP-R-R          | 0.334 ± 0.20a    | 0.564 ± 0.03a    | 32.63 ± 2.05a  | 2.702 ± 0.08a  |
|                       | GC-R-R          | 0.322 ± 0.02a    | 0.546 ± 0.04c    | 31.43 ± 2.62b  | 2.705 ± 0.01a  |
|                       | PO-R-R          | 0.323 ± 0.02a    | 0.562 ± 0.01a    | 30.70 ± 1.63c  | 2.702 ± 0.10a  |
| 40 ~ 50               | WF-R-R ( CK )   | 0.327 ± 0.02b    | 0.515 ± 0.03b    | 44.83 ± 9.57b  | 2.612 ± 0.07b  |
|                       | MV-R-R          | 0.333 ± 0.02a    | 0.525 ± 0.03a    | 45.83 ± 5.31ab | 2.621 ± 0.02ab |
|                       | RP-R-R          | 0.335 ± 0.03a    | 0.525 ± 0.02a    | 46.60 ± 2.45a  | 2.631 ± 0.04ab |
|                       | GC-R-R          | 0.332 ± 0.03ab   | 0.516 ± 0.02b    | 45.33 ± 2.05b  | 2.642 ± 0.17a  |
|                       | PO-R-R          | 0.334 ± 0.03a    | 0.516 ± 0.02b    | 45.13 ± 2.87b  | 2.632 ± 0.02ab |
| 0 ~ 50                | WF-R-R ( CK )   | 0.346 ± 0.02c    | 0.546 ± 0.008d   | 47.56 ± 3.94c  | 2.575 ± 0.01a  |
|                       | MV-R-R          | 0.353 ± 0.02abc  | 0.560 ± 0.02b    | 48.68 ± 2.32b  | 2.570 ± 0.07a  |
|                       | RP-R-R          | 0.359 ± 0.06ac   | 0.567 ± 0.02a    | 48.17 ± 1.25a  | 2.569 ± 0.24a  |
|                       | GC-R-R          | 0.350 ± 0.02bc   | 0.550 ± 0.02c    | 48.41 ± 2.18b  | 2.576 ± 0.23a  |
|                       | PO-R-R          | 0.355 ± 0.02ac   | 0.562 ± 0.01b    | 48.41 ± 2.32b  | 2.570 ± 0.04a  |

表5 团聚体组成与稳定性的相关性

Table 5 The correlation of aggregate composition and stability

|               | MWD    | GMD    | $R_{0.25}$ | $D$    | 1 ~ 2 mm | 0.5 ~ 1 mm | 0.25 ~ 0.5 mm | < 0.25 mm |
|---------------|--------|--------|------------|--------|----------|------------|---------------|-----------|
| MWD           | 1      |        |            |        |          |            |               |           |
| GMD           | 0.98*  | 1      |            |        |          |            |               |           |
| $R_{0.25}$    | 0.95*  | 0.98*  | 1          |        |          |            |               |           |
| $D$           | -0.85* | -0.95* | -0.93*     | 1      |          |            |               |           |
| 1 ~ 2 mm      | 0.88*  | 0.79*  | 0.71*      | -0.63* | 1        |            |               |           |
| 0.5 ~ 1 mm    | 0.86*  | 0.81*  | 0.76*      | -0.65* | 0.72*    | 1          |               |           |
| 0.25 ~ 0.5 mm | 0.63*  | 0.78*  | 0.89*      | -0.93  | 0.34     | 0.38       | 1             |           |
| < 0.25 mm     | -0.93* | -0.98* | -0.99*     | 0.92*  | -0.69*   | -0.79*     | -0.91*        | 1         |

注：\*代表  $P<0.05$  下的显著水平 Note: \* represents the significant level under  $P<0.05$

2.5 复种轮作休耕模式对水稻产量的变化

图3a表明不同复种轮作休耕模式下2012—2017年早稻产量的动态变化，同一处理不同年份早稻产量的变化较大，在冬季作物种植后的前三年，

同一年份不同处理间早稻的产量差异不明显，而在冬季作物种植后的后三年，同一年份不同处理间早稻的产量差异在第四年时达到最大（冬种大蒜处理的产量>紫云英处理>冬种轮作处理>油菜处理），



冬种作物的最后两年的差异在逐步下降,但从6年的产量变化趋势来看,冬季种植作物有利于提高水稻的早稻产量,以冬种大蒜和轮作处理较好。

图3b表明不同复种轮作休耕模式下2012—2017年晚稻产量的动态变化,在冬季作物种植后的前三年,水稻产量增幅缓慢,而在冬季作物种植后的后三年,同一年份不同处理间早稻产量差异在第四年时达到最大(冬种大蒜处理的产量>紫云英处理>冬

种轮作处理>油菜处理),这与早稻产量的变化趋势一致,但由于2015年晚稻的极端天气和成熟期倒伏而引起了晚稻大幅度的减产,从6年的产量变化趋势上看,各冬种作物处理有利于提高晚稻的产量(冬种大蒜处理的产量>轮作处理>油菜处理>紫云英处理),而冬闲处理晚稻的产量则具有缓慢下降的趋势。因此,南方双季稻田冬季种植作物,较冬季作物及水稻秸秆双重还田更有利于提高晚稻产量。

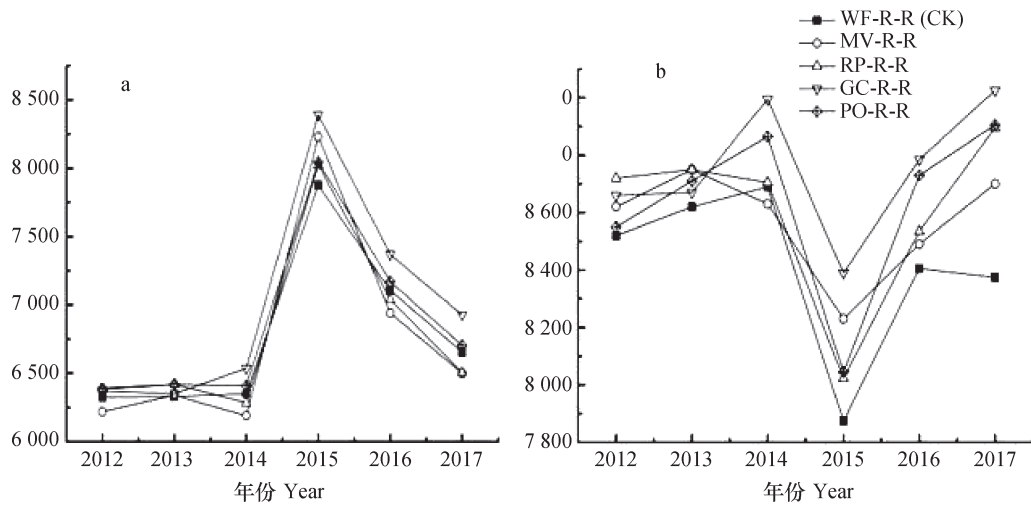


图3 不同复种轮作休耕模式下早、晚稻产量的动态变化

Fig. 3 Dynamic changes of early and late rice yield by different pattern of multiple cropping, rotation, fallow

### 3 讨论

#### 3.1 复种轮作休耕方式对稻田土壤及水稻生长的影响

有研究表明,冬种油菜、小麦秸秆翻压还田,在水稻生长前期降低了分蘖数和干物质重,但在晒田初期提高了电导率、降低了土壤溶液pH,同时还认为油菜、小麦秸秆翻压还田对水稻前期生长的影响主要与土壤溶液pH、电导率降低、氧化还原电位变化等因素有关<sup>[21]</sup>。在中国南方双季稻区,通过组合秸秆还田与耕作制度(免耕、常规翻耕和旋耕)方式,认为秸秆还田条件下其土壤有机碳(SOC)、全氮(TN)、有效磷(AP)和速效钾(AK)均呈增加的趋势,与免耕与秸秆还田相比,翻耕与秸秆还田土壤容重降低了9%,早、晚稻产量分别提高了5.2%和6.4%<sup>[12]</sup>。还有研究表明,小麦、水稻、油菜秸秆还田及配施秸秆腐熟剂后秸秆还田有利于提高土壤有机质、全氮、碱解

氮、有效磷、速效钾含量、阳离子交换量、降低土壤容重和增加>0.25 mm土壤团聚体含量增加,对稻田土壤质量具有明显的改良作用,有利于提高水稻产量<sup>[9]</sup>。本研究中,冬种作物有利于提高双季稻田早、晚稻的产量,同时晚稻较早稻提高更为显著,这与秸秆还田可以提高稻田土壤中的养分含量及酶活性<sup>[22]</sup>,且秸秆还田后增加稻田土壤孔隙度,降低土壤容重,改善土壤通透性<sup>[23]</sup>,提高水分利用率,增加作物产量<sup>[24]</sup>等研究基本吻合。由此可见,冬季复种轮作方式及秸秆还田对土壤质量和结构均有有利影响,这也是冬季复种轮作方式下秸秆还田之后双季稻增产的另一重要原因。

#### 3.2 复种轮作休耕方式对稻田土壤水稳性团聚体组成的影响

本试验中,复种轮作休耕方式对南方早、晚稻田土壤水稳性团聚体百分含量的影响均表现出0~50 cm土层土壤大粒级水稳性团聚体百分含量均出现增多的趋势,这一结论符合Six等<sup>[25]</sup>

的土壤大团聚体周转及土壤有机质 (SOM) 变化的胚胎发育模型。本试验中冬季不同作物秸秆还田的同时, 上年晚稻秸秆覆盖还田, 有利于水稻秸秆的加速腐解, 可以加快促进团聚体中颗粒有机质 (POM) 的形成, POM 被黏土矿物质和微生物分泌的黏液包裹, 形成新微团聚体的核心, 促进土壤大团聚体数量的增加。在水稻生长季, 田间管理采用干湿交替法管理, 已有研究表明, 在干湿交替的稻田中秸秆还田有利于丰富稻田土壤微生物数量级种类, 从而促进稻田土壤团聚体的形成<sup>[26]</sup>, 这是本试验早、晚稻土壤水稳定大团聚体增加的一个重要原因, 但这一结论与安婉丽等<sup>[27]</sup>研究的早稻秸秆还田对土壤水稳定团聚体大团聚体影响不显著 ( $P < 0.05$ ) 的结果不一致, 这可能与早稻秸秆还田时, 福建稻田冬季处于休闲、寒冷湿润淹水的环境状况有关, 影响了早稻有机质的质量和微生物数量, 从而影响了土壤大团聚体的形成。

此外, 有研究表明, 输入土壤的植物残体主要通过真菌菌丝体生长和其他微生物的分解活动, 使土壤颗粒与矿物质相结合<sup>[28]</sup>。本试验中, 在冬季不同种植方式下, 晚稻的秸秆以覆盖冬季作物的方式还田, 增加了冬季稻田的地表温度, 加速了有机质的分解, 增加了土壤微生物数量和种类, 同时冬季作物的秸秆还田, 增加了早稻季土壤养分的输入, 这是本研究在冬季复种轮作方式下秸秆还田促进早、晚稻稻田土壤大团聚体形成的另一原因。结合以上研究结果, 冬季作物秸秆覆盖还田后, 稻田 0~30 cm 土层土壤中的有机碳、胶结物质和微生物等的数量及微生物的种类较稻田 30~50 cm 土层多, 因此, 在早、晚稻生长期, 稻田不同复种轮作后 0~30 cm 稻田土层水稳性大团聚体含量增多, 而微团聚体减少的现象较 30~50 cm 土层显著 ( $P < 0.05$ )。

### 3.3 复种轮作休耕方式对稻田土壤水稳性团聚体稳定性的影响

稻田土壤平均质量直径 MWD 和平均几何直径 GMD 指标可以反映土壤团聚体的大小及百分含量的分布状况<sup>[19]</sup>, 稻田土壤大团聚体的含量越高, 其 MWD 值越大, 说明土壤团聚体的平均粒径团聚程度越高<sup>[29]</sup>; 稻田土壤团聚体越稳定, 其 GMD 值越大<sup>[4]</sup>。分形维数  $D$  也能较好地描述稻田土壤团聚体数量组成,  $D$  指标值越小说明其土壤结构稳定性越好<sup>[30, 31]</sup>。本研究表明, MWD、GMD

和  $R_{0.25}$  指标之间均呈显著相关关系 ( $P < 0.05$ ), 并且三者均与分形维数  $D$  指标呈显著负相关 ( $P < 0.05$ ), 表明 MWD、GMD、 $R_{0.25}$  和分形维数  $D$  四项指标均可以用来表征稻田土壤团聚体稳定性, 且其在表征稻田土壤团聚体稳定性的过程中也具有 consistency。

本研究中, 南方稻田复种轮作休耕方式下秸秆还田后, 早、晚稻土壤在 0~50 cm 土层水稳性团聚体 MWD 和 GMD 总体显著增大, 分形维数显著减小, 说明复种轮作休耕对早、晚稻土壤水稳性团聚体稳定性提高, 这主要是因为秸秆还田 (包括冬季作物秸秆) 使早、晚稻田水稳性大团聚体含量增多 (表 3 和表 4) 的缘故, 由于稻田土壤水稳性团聚体稳定性与大团聚体含量呈显著正相关, 与分形维数呈显著负相关, 土壤中较大粒径团聚体越多, 团聚体的 MWD 和 GMD 值越大, 分形维数值越小<sup>[21]</sup>, 这一研究结论与安婉丽等<sup>[27]</sup>、高飞等<sup>[31]</sup>的研究结果类似。在本研究中, 稻田土壤水稳性大团聚体含量提高的原因主要有: 首先, 稻田早晚稻种植期间主要通过人工灌溉, 存在干湿交替灌溉现象, 有利于稻田土壤团聚体形成; 其次, 冬季种植不同作物促进稻田微生物、菌根的生长, 同时冬季作物秸秆还田提供了丰富的活性碳源, 加快了稻田土壤大团聚体形成, 这与李景等<sup>[14]</sup>认为在冬季种植小麦且秸秆还田条件下, 长期保护性耕作 (包括免耕覆盖和深松覆盖), 可显著提高表层土壤大团聚体含量, 降低微团聚体含量, 提高团聚体的水稳性, 改善土壤结构的研究结果基本一致; 第三, 施入稻田土壤中的秸秆可以促进土壤团聚体中颗粒 POM 的形成, 在微生物的作用下, 促使水稳性新团聚体核心的形成。本试验中增加土壤水稳性大团聚体含量的比例与王丽等<sup>[2]</sup>的研究结果不一致, 这可能与试验条件、土壤肥力、耕作措施和试验年限等因素有关。因此, 还需进一步长期跟踪定位分析稻田复种轮作休耕方式对土壤水稳性团聚体稳定性的影响及其程度。

## 4 结 论

南方稻田复种轮作及秸秆双重还田, 0~50 cm 土层中早、晚稻田土壤团聚体含量均以“较小”团聚体为主, “较大”团聚体含量较少, 复种轮作后有利于早晚稻田大团聚体的形成, 相应地减少了“较小”团聚体的百分含量, 早稻季相对与晚稻季

更为显著,同时还显著增加了早、晚稻田土壤水性团聚体的稳定性( $P<0.05$ ),这对我国南方稻田可持续发展具有重要意义。

## 参考文献

- [1] 吕真真, 吴向东, 侯红乾, 等. 有机-无机肥配比比例对双季稻田土壤质量的影响. 植物营养与肥料学报, 2017, 23 (4): 904—913  
Lü Z Z, Wu X D, Hou H Q, et al. Effect of different application ratios of chemical and organic fertilizers on soil quality in double cropping paddy fields (In Chinese). Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2017, 23 (4): 904—913
- [2] 王丽, 李军, 李娟, 等. 轮耕与施肥对渭北旱作玉米田土壤团聚体和有机碳含量的影响. 应用生态学报, 2014, 25 (3): 759—768  
Wang L, Li J, Li J, et al. Effects of tillage rotation and fertilization on soil aggregates and organic carbon content in corn field in Weibei Highland (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2014, 25 (3): 759—768
- [3] Besnard E, Chenu C, Balesdent J, et al. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. European Journal of Soil Science, 2010, 47 (4): 495—503
- [4] 赵红, 袁培民, 吕贻忠, 等. 施用有机肥对土壤团聚体稳定性的影响. 土壤, 2011, 43 (2): 306—311  
Zhao H, Yuan P M, Lü Y Z, et al. Effects of organic manure application on stability of soil aggregates (In Chinese). Soils, 2011, 43 (2): 306—311
- [5] 孙运朋, 杨劲松, 姚荣江, 等. 生物炭和无机肥对盐碱滩涂围垦农田土壤性状的影响. 土壤通报, 2017, 48 (2): 454—459  
Sun Y P, Yang J S, Yao R J, et al. Effects of biochar and chemical fertilizer application on soil properties in farmland reclaimed from salinity coastal tidal flat (In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 2017, 48 (2): 454—459
- [6] Demelash N, Bayu W, Tesfaye S, et al. Current and residual effects of compost and inorganic fertilizer on wheat and soil chemical properties. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2014, 100 (3): 357—367
- [7] Lal R. Physical management of soils of the tropics: Priorities for the 21st century. Soil Science, 2000, 165 (3): 191—207
- [8] 刘文利, 吴景贵, 傅民杰, 等. 种植年限对果园土壤团聚体分布与稳定性的影响. 水土保持学报, 2014, 28 (1): 129—135  
Liu W L, Wu J G, Fu M J, et al. Effect of different cultivation years on composition and stability of soil aggregate fractions (In Chinese). Journal of Soil and Water Conservation, 2014, 28 (1): 129—135
- [9] 胡诚, 陈云峰, 乔艳, 等. 秸秆还田配施腐熟剂对低产黄泥田的改良作用. 植物营养与肥料学报, 2016, 22 (1): 59—66  
Hu C, Chen Y F, Qiao Y, et al. Effect of returning straw added with straw-decomposing inoculants on soil melioration in low-yielding yellow clayey soil (In Chinese). Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2016, 22 (1): 59—66
- [10] 邢玮, 赵慧敏, 徐钰, 等. 短期氮添加对杨树人工林土壤表层水稳态团聚体的影响. 贵州农业科学, 2014, 42 (12): 129—133  
Xing W, Zhao H M, Xue Y, et al. Effect of short-term nitrogen addition on topsoil water-stable aggregate in poplar plantation (In Chinese). Guizhou Agricultural Science, 2014, 42 (12): 129—133
- [11] Jiang X, Wright A L, Wang J, et al. Long-term tillage effects on the distribution patterns of microbial biomass and activities within soil aggregates. Catena, 2011, 87 (2): 276—280
- [12] 成臣, 汪建军, 程慧煌, 等. 秸秆还田与耕作方式对双季稻产量及土壤肥力质量的影响. 土壤学报, 2018, 55 (1): 247—257  
Cheng C, Wang J J, Cheng H H, et al. Effects of straw returning and tillage system on crop yield and soil fertility quality in paddy field under double-cropping-rice system (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2018, 55 (1): 247—257
- [13] 曹志洪, 史学正. 提高土壤质量是实现我国粮食安全保障的基础. 科学新闻, 2001 (46): 9—10  
Cao Z H, Shi X Z. Improving the soil quality is the basis of realizing China's food security (In Chinese). Science News, 2001 (46): 9—10
- [14] 李景, 吴会军, 武雪萍, 等. 长期保护性耕作提高土壤大团聚体含量及团聚体有机碳的作用. 植物营养与肥料学报, 2015, 21 (2): 378—386  
Li J, Wu H J, Wu X P, et al. Effect of long-term conservation tillage on soil aggregate content and soil organic carbon (In Chinese). Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2015, 21 (2): 378—386
- [15] 史琼彬, 赵秀兰, 常同举, 等. 耕作方式对紫色水稻土团聚体中有机质及重金属的分布特征影响. 环境科

- 学, 2016, 37 (5): 1923—1930
- Shi Q B, Zhao X L, Chang T J, et al. Effects of tillage methods on the distribution of organic matter and heavy metals in aggregates of purple paddy soil (In Chinese). *Chinese Journal of Environmental Science*, 2016, 37 (5): 1923—1930
- [16] 赵其国, 骆永明, 滕应. 中国土壤保护宏观战略思考. *土壤学报*, 2009, 46 (6): 1140—1145
- Zhao Q G, Luo Y M, Teng Y. Strategic thinking on soil protection in China (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46 (6): 1140—1145
- [17] 赵其国, 滕应, 黄国勤. 中国探索实行耕地轮作休耕制度试点问题的战略思考. *生态环境学报*, 2017, 26 (1): 1—5
- Zhao Q G, Teng Y, Huang G Q. Consideration about exploring pilot program of farmland rotation and fallow system in China (In Chinese). *Ecology and Environmental Sciences*, 2017, 26 (1): 1—5
- [18] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海: 上海科技出版社, 1978
- Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. *Soil physical and chemical analysis*. Shanghai: Technology Press, 1978
- [19] 邱莉萍, 张兴昌, 张晋爱. 黄土高原长期培肥土壤团聚体中养分和酶的分布. *生态学报*, 2006, 26 (2): 364—372
- Qiu L P, Zhang X C, Zhang J A. Distribution of nutrients and enzymes in Loess Plateau soil aggregates after longterm fertilization (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26 (2): 364—372
- [20] 杨培岭, 罗远培. 用粒径的重量分布表征的土壤分形特征. *科学通报*, 1993, 38 (20): 1896—1899
- Yang P L, Luo Y P. The fractal characteristics of soil characterized by the weight distribution of particle size (In Chinese). *Chinese Science Bulletin*, 1993, 38 (20): 1896—1899
- [21] 黄晶, 王学春, 鄧正鸿, 等. 小麦秸秆翻埋还田对水稻秧苗生长及土壤性状的影响. *四川农业大学学报*, 2016, 34 (3): 276—281
- Huang J, Wang X C, Zhi Z H, et al. Effect of wheat straw residue incorporation on characteristics of rice seedling growth and soil properties (In Chinese). *Journal of Sichuan Agricultural University*, 2016, 34 (3): 276—281
- [22] 刘骅, 林英华, 王西和, 等. 长期配施秸秆对灰漠土质量的影响. *生态环境*, 2007, 16 (5): 1492—1497
- Liu H, Lin Y H, Wang X H, et al. Effect of long-term application of straw on grey desert soil quality (In Chinese). *Ecology and Environment*, 2007, 16 (5): 1492—1497
- [23] Yang F, Rong L I, Cui Y, et al. Effect of straw returning on improving soil fertility and increasing crop yield in Southern China. *Soil & Fertilizer Sciences in China*, 2011 (1): 10—14
- [24] 方文松, 朱自玺, 刘荣花, 等. 秸秆覆盖农田的小气候特征和增产机理研究. *干旱地区农业研究*, 2009, 27 (6): 123—128
- Fang W S, Zhu Z X, Liu R H, et al. Study on microclimate characters and yield-increasing mechanism in straw mulching field (In Chinese). *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2009, 27 (6): 123—128
- [25] Six J, Elliott E T, Paustian K, et al. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 2010, 62 (5): 1367—1377
- [26] 李自刚, 李兴道, 蒋媛媛, 等. 水稻秸秆还田对河南沿黄稻区土壤细菌群落分子多态性影响. *河南农业大学学报*, 2008, 42 (1): 90—94
- Li Z G, Li X D, Jiang Y Y, et al. Effect of rice straw transformations on molecular polyphylogenetic diversity of bacterial communities in Aquic-fluvial soil of rice planting area along the Yellow River Valley in Henan (In Chinese). *Journal of Henan Agricultural University*, 2008, 42 (1): 90—94
- [27] 安婉丽, 高灯州, 潘婷, 等. 水稻秸秆还田对福州平原稻田土壤水稳性团聚体分布及稳定性影响. *环境科学学报*, 2016, 36 (5): 1833—1840
- An W L, Gao D Z, Pan T, et al. Effect of rice straw returning on paddy soil water-stable aggregate distribution and stability in the paddy field of Fuzhou plain (In Chinese). *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36 (5): 1833—1840
- [28] Jastrow J D. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 1996, 28 (4/5): 665—676
- [29] 张保华, 刘子亭, 何毓蓉, 等. 应用分形维数研究土壤团聚体与低吸力段持水性的关系. *土壤通报*, 2006, 37 (5): 857—860
- Zhang B H, Liu Z T, He Y R, et al. Relationship between soil aggregates and water content with in low suctions studied by using the fractal dimension (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2006, 37 (5): 857—860
- [30] Shi W X, Liu S L, Zhao Y, et al. Effects of pig manure organic fertilizer application on available nutrient content and soil aggregate distribution in



- fluvo-aquic soil. *Journal of Agricultural Resources & Environment*, 2017, 26 (4): 24—29
- [31] 高飞, 贾志宽, 韩清芳, 等. 有机肥不同施用量对宁南土壤团聚体粒级分布和稳定性的影响. *干旱地区农业研究*, 2010, 28 (3): 100—106

Gao F, Jia Z K, Han Q F, et al. Effects of different organic fertilizer treatments on distribution and stability of soil aggregates in the semiarid area of South Ningxia (In Chinese). *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2010, 28 (3): 100—106

## Effects of Rotation and Fallow in Paddy Field on Distribution and Stability of Soil Aggregates

WANG Zhiqiang<sup>1, 2</sup> LIU Ying<sup>1</sup> YANG Wenting<sup>1</sup> ZHOU Quan<sup>1</sup> AAMER Muhammad<sup>1</sup> WANG Hai<sup>3</sup>  
HUANG Guoqin<sup>1†</sup> ZHAO Qiguo<sup>4</sup>

(1 Research Center on Ecological Science/College Alliance of Ecology, Jiangxi Agriculture University, Nanchang 330045, China)

(2 Nanchang Career Academy, Nanchang 330500, China)

(3 Jiangxi Institute of Science and Technology, Nanchang 330098, China)

(4 Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

**Abstract** 【Objective】Proportion and stability of soil aggregates are important factors affecting healthy and sustainable development of paddy soil. 【Method】A long-term stationary experiment on effects of crop rotation systems, including multi cropping, crop rotation and winter fallow, on paddy field was carried out in the years from 2012 to 2017. The experiment was designed to have five treatments: Double-cropping rice plus winter fallow land, double-cropping rice plus milk vetch in winter, double-cropping rice plus canola in winter, double-cropping rice plus garlic in winter and double-cropping rice plus. Soil samples were collected from the 0~50 cm soil layers of the plots of the five treatments for analysis, using the wet screening method, of proportions of the aggregates, 1~2 mm, 0.5~1 mm, 0.25~0.5 mm and 0.25 mm in particle size, separately and then, mean weight diameter (MWD), mean geometric diameter (GMD) and fractal dimension ( $D$ ) of the fractions of soil aggregates was calculated, separately. 【Result】Results show that regardless of treatment, the soil aggregates in the 0~50 cm soil layer were dominated with the fractions of 0.25~0.25 mm and < 0.25 mm in the time periods after the early or the late rice was harvested, and the two fractions reached 78.1%~84.8% and 85.6%~91.1%, separately, in cumulative content, while the fraction of aggregates of 1~2 mm and 0.5~1 mm, was only 13.1%~21.9% and 8.9%~14.4%, respectively. Obviously the cultivation of early and late rice increased the fractions (>0.25), but reduced those (< 0.25mm), and the effect of early rice was more prominent than that of late rice. The two crops also affected MWD and GMD significantly, but not  $D$ . 【Conclusion】It is, therefore, quite obvious that the systems of multiple cropping rotations and two crops of rice plus straw returning are favorable to formation of large-sized aggregates rather than fine aggregates and the effect of increasing water-stable aggregates is more significant with early rice than with late rice, which in turn improves yield of the two crops. All the findings in this experiment are of great significance to the sustainable development of rice production in South China.

**Key words** Paddy fields; Rotation and fallow; Straw returning; Water-stable aggregate; Aggregate stability

(责任编辑: 檀满枝)

# 亚热带侵蚀红壤区植被恢复过程中土壤团聚体 化学计量特征<sup>\*</sup>

区晓琳<sup>1, 2</sup> 陈志彪<sup>1, 2†</sup> 陈志强<sup>1, 2</sup> 陈海滨<sup>1, 2</sup> 任天婧<sup>1, 2</sup>

(1 湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地, 福州 350007)

(2 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007)

**摘 要** 植被恢复过程中侵蚀退化地区土壤团聚体碳氮磷及其化学计量特征是反映土壤团聚体对养分固持能力以及土壤生物地球化学循环的关键环节, 也是定量评价退化地植被恢复效应的重要途径。为深入了解侵蚀红壤植被恢复过程中土壤团聚体碳、氮、磷含量分配格局及其化学计量特征, 以典型红壤侵蚀区福建省长汀县河田镇 5 个不同植被恢复年限的样地 (分别为 5 a、10 a、15 a、30 a、80 a) 以及 1 个未治理地 (恢复 0 a) 为对照坡地作为研究对象, 测定 0~20 cm 和 20~40 cm 土层不同粒径团聚体有机碳、全氮、全磷含量, 并分析土壤与不同粒径团聚体养分化学计量特征。结果表明: (1) 植被恢复过程中, 团聚体有机碳、全氮和全磷含量变化范围分别为 2.06~27.71 g·kg<sup>-1</sup>、0.54~2.12 g·kg<sup>-1</sup> 和 0.034~0.189 g·kg<sup>-1</sup>, 团聚体 C:N、C:P、N:P 变化范围分别为 3.06~13.05、21.4~185.6、5.62~18.20。(2) 随植被恢复年限增加, 各粒级团聚体有机碳、全氮和全磷含量及其 C:N 总体上显著增加, 均表现为表土层 (0~20 cm) 高于底土层 (20~40 cm), 团聚体 C:P、N:P 随植被恢复年限增加表现为升高→降低→升高趋势, 团聚体 C:P 随土层加深而降低, 团聚体 N:P 在土层间无明显变化。(3) 除恢复 0 a 外, 团聚体有机碳、全氮、全磷和团聚体 C:N、C:P 随粒径减小总体上呈增加趋势, N:P 在各粒径间无显著差异。(4) 土壤与团聚体中有机碳、全氮和全磷含量之间以及团聚体有机碳、全氮与团聚体 C:N 之间均呈极显著正相关; 团聚体有机碳与团聚体 C:P 呈极显著正相关; 团聚体全磷与团聚体 N:P 呈极显著负相关。植被恢复降低土壤侵蚀, 明显增加各粒径团聚体有机碳、全氮和全磷含量, 提高团聚体碳氮“汇”功能, 且在植被恢复过程中, 团聚体中 P 元素成为退化生态系统恢复的限制性元素。

**关键词** 化学计量特征; 团聚体养分; 植被恢复; 侵蚀红壤

**中图分类号** S152.4 **文献标识码** A

土壤团聚体是土壤结构的基本单元, 通常由不同尺度矿物颗粒和胶体物质共同参与发生凝聚胶结作用结合形成大小不一的多孔介质结构体。土壤团聚体是土壤碳、氮、磷等养分的存储与转化场所以及土壤微生物的生存环境, 对调控

植物生长、降低水力侵蚀、提高土壤肥力水平等有重要作用<sup>[1]</sup>。由于不同粒径团聚体形成方式和胶结物质不同, 它们对有机碳、氮和磷的吸附形态以及稳定性存在差异, 导致对养分固定及转化能力的不同<sup>[2-3]</sup>, 影响着土壤养分地球化学

<sup>\*</sup> 国家科技支撑计划项目 (2013BAC08B03) 和国家自然科学基金项目 (41171232, 41371512) 资助 Supported by the National Key Technology R&D Program of China (No. 2013BAC08B03) and the National Natural Science Foundation of China (Nos. 41171232, 41371512)

<sup>†</sup> 通讯作者 Corresponding author, E-mail: chenzzhib408@vip.163.com

作者简介: 区晓琳 (1991—), 女, 博士研究生, 主要研究方向为退化地生态恢复与重建。E-mail: xiaolinou123@163.com

收稿日期: 2018-01-30; 收到修改稿日期: 2018-04-10; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-06-07

循环过程。生态化学计量学作为对生态系统养分循环研究的重要工具, 是分析多重元素, 尤其是结构性元素(C)与限制性元素(N、P)之间的平衡关系以及生态系统交互影响的理论依据<sup>[4-5]</sup>, 对植物、凋落物、土壤及微生物等碳氮养分循环、养分限制、碳固定以及森林演替等起指示性作用<sup>[6]</sup>。土壤作为一个复杂的生态系统, 土壤中碳、氮、磷元素是植物生长重要的养分来源, 主要储存在不同粒径团聚体内, 植被状况对团聚体养分固持与循环的影响不容忽视。目前, 关于不同植被状况下团聚体研究以团聚体形成机制、稳定性、养分尤其是碳氮固存较多<sup>[7-8]</sup>, 对植被恢复过程中土壤团聚体中碳、氮、磷生态化学计量特征的研究相对较少。

由于地理环境以及植被破坏的影响, 福建省长汀县水土流失区成为我国中亚热带花岗岩红壤生态系统脆弱区的典型代表。境内陡坡丘陵山地集中分布, 土壤抗蚀性极差, 且保水保肥能力低下, 植被的自然恢复较为困难, 且稀疏的植被覆盖加剧土壤侵蚀发生, 面蚀、沟蚀和崩岗等侵蚀地貌广泛分布<sup>[9]</sup>。植被恢复是实现生态修复的重要对策, 由于恶劣的生态环境, 自然植被恢复过程存在较大的困难, 采用人工植被恢复措施是加快生态恢复过程的重要手段。自20世纪80年代以来, 该地区相关部门相继实施一系列以乔-灌-草恢复植被措施, 经过30多年恢复, 该区生态恢复成效显著。植被恢复必然导致侵蚀红壤中碳氮磷元素的输入/输出产生深刻的影响, 通过生态化学计量特征可表征该地区养分循环特征。目前, 已有学者针对植被恢复过程土壤碳矿化<sup>[10]</sup>以及生态化学计量特征<sup>[11]</sup>等进行比较系统的研究, 土壤团聚体方面亦有研究<sup>[12]</sup>, 但对植被恢复对侵蚀退化地土壤团聚体碳、氮、磷及其化学计量特征的认识尚浅。因此, 本文通过化学计量学理论, 以福建省长汀县典型侵蚀退化红壤区中不同植被恢复年限侵蚀坡地为研究对象, 探讨植被恢复过程中不同粒径团聚体有机碳、全氮和全磷含量变化及其生态化学计量特征, 分析植被恢复与侵蚀红壤团聚体养分化学计量特征的关系, 对于揭示红壤侵蚀区植被恢复过程中土壤团聚体中碳、氮、磷的平衡关系以及土壤团聚体碳氮“汇”功能变化有重要指示性意义, 为定量评价红壤区生态恢复效果提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于闽西南长汀县河田镇朱溪小流域(116° 23' 30" —116° 30' 30" E, 25° 38' 15" —25° 42' 55" N), 属中亚热带季风湿润气候, 年均气温18.5 °C, 年均降雨量1 710 mm, 年均蒸发量1 403 mm, 年均无霜期260 d, 大于等于10 °C积温4 100~4 650 °C。土壤类型以燕山运动晚期中粗晶花岗岩风化发育形成的红壤、侵蚀性红壤为主, 粗砂粒含量较高, 抗蚀性极差; 由于长期的土壤侵蚀和人为干扰, 常绿阔叶林为主的地带性植被遭到严重破坏, 几乎被马尾松(*Pinus massoniana* Lamb.)次生林替代。自20世纪80年代以来, 研究区采取种植生态(林)草植被恢复措施, 在保留“老头松”的基础上, 补植木荷(*Schima superba* Gardn.et Champ.)、枫香(*Liquidambar formosana* Hance.)、胡枝子(*Lespedeza bicolor* Turcz.)等乡土树种, 辅植宽叶雀稗(*Paspalum wettsteinii* Hackel.)、香根草(*Vetoveria zizanioides* Linn.)及百喜草(*Paspalum nautu* Flugge.)等草本植物。

在全面野外勘查的基础上, 依据典型性和代表性为原则, 考虑成土母质和立地条件等综合因素, 选取未治理地(0 a)作为对照, 恢复年限分别为5 a、10 a、15 a、30 a以及80 a(该样地为次生林, 树龄约为70~90 a, 平均为80 a), 共计6处典型样地。除恢复80 a样地外, 其余5个样地在植被恢复前, 土壤母质均为花岗岩, 土壤A层剥蚀殆尽, B层厚度仅为5~10 cm, 地形条件、侵蚀状况和人为扰动均相似。未治理地(恢复0 a)虽经过几十年时间自然恢复, 地表土依然裸露, 植被稀少, 浅沟发育, 坡面侵蚀严重; 恢复5 a样地坡顶部分基岩裸露, 凋落物较少, 植被以马尾松、胡枝子、枫香和芒萁为主; 恢复10 a和15 a样地地表由芒萁覆盖, 凋落物厚度分别为0~3 cm、0~5 cm, 植物群落以马尾松、黄檀(*Dalbergia hupeana* Hance.)、芒萁(*Dicranopteris dichotoma* (Thunb.) Bernh.)、金茅(*Eulalia speciosa*)、五节芒(*Miscanthus floridulus* (Labill.) Warb.)为主; 恢复30 a样地林下植被稀少, 凋落物厚度3~8 cm, 植物群落以杉木、马尾松、胡枝子和芒

蕈为主；恢复80 a样地林下小型灌木较多，凋落物厚度3~10 cm，植物群落以马尾松、枫香、荷花玉兰（*Magnolia grandiflora* Linn.）等为主。各样地基本理化性质见表1。

表1 不同恢复年限样地基本状况

| Table 1 Basic situations of six plots different in restoration history |                      |  |   |   |                                   |  |                              |
|--|----------------------|--|---|---|-----------------------------------|--|------------------------------|
| 恢复年限<br>Restoration<br>year/a  | 海拔<br>Altitude<br>/m | 坡度<br>Slope<br>gradient/°              | 坡向Slope<br>aspect<br>/°                   | 株高Average<br>plant height/m               | 植被覆盖度<br>Vegetation<br>coverage/% | 容重<br>Bulk density<br>/ ( g·cm <sup>-3</sup> ) | 含水率<br>moisture<br>content/% |
| 0  | 376                  | 13                                     | SW30                                      | 1.5                                       | 25                                | 1.46   | 8.1                          |
| 5  | 388                  | 25                                     | NW30                                      | 1.8                                       | 80                                | 1.33   | 7.36                         |
| 10   | 330                  | 15                                     | SE18                                      | 2.3                                       | 90                                | 1.53   | 8.0                          |
| 15   | 320                  | 20                                     | SE16                                      | 3.2                                       | 90                                | 1.54   | 7.24                         |
| 30   | 329                  | 25                                     | SW40                                      | 10.5                                      | 95                                | 1.53   | 7.76                         |
| 80   | 329                  | 17                                     | W10                                       | 15  | 98                                | 1.49   | 9.65                         |
| 恢复年限<br>Restoration<br>year/a  | pH                   | 有机碳<br>SOC<br>/ ( g·kg <sup>-1</sup> ) | 全氮<br>Total N<br>/ ( g·kg <sup>-1</sup> ) | 全磷<br>Total P<br>/ ( g·kg <sup>-1</sup> ) | C : N                             | C : P  | N : P                        |
| 0  | 4.76                 | 2.77                                   | 0.58                                      | 0.050                                     | 4.80                              | 54.86  | 11.44                        |
| 5  | 4.65                 | 4.75                                   | 0.66                                      | 0.058                                     | 7.20                              | 82.07  | 11.40                        |
| 10   | 4.48                 | 5.46                                   | 0.66                                      | 0.077                                     | 8.26                              | 71.19  | 8.62                         |
| 15   | 4.46                 | 6.57                                   | 0.73                                      | 0.106                                     | 8.99                              | 62.04  | 6.90                         |
| 30   | 4.37                 | 7.53                                   | 0.81                                      | 0.116                                     | 9.27                              | 64.71  | 6.98                         |
| 80   | 4.44                 | 14.82                                  | 1.47                                      | 0.129                                     | 10.10                             | 114.66   | 11.35                        |

注：SW：西南；NW：西北；SE：东南；W：西 Note: SW: Southwest; NW: Northwest; SE: Southeast; W: West

1.2 样品采集与测定

2015年8月上旬进行野外调查与采样，为降低天气因素对土壤状况扰动，采样前15天，天气均以晴天和多云为主，气温在23~36℃之间。在每个样地内设置3个20 m×20 m的标准样方，相邻样方间距约10 m，近等高线平行布设样方。样方内按“S”形设置5个采样点，并分0~20 cm和20~40 cm两个土层采集原状土样，同一土层的5点土样等量混合装入1个硬质塑料盒内，共采集原状土样36份。原状土样在室内自然风干后，沿自然结构轻轻掰成直径约1 cm的小土块，除去植物残体、砾石等杂物，采用四分法，取四分之一土样，用于土壤理化性质的测定，剩余的原状土样采用沙诺维夫干筛法分离出>5 mm、2~5 mm、1~2 mm、0.5~1 mm、0.25~0.5 mm、<0.25 mm共6级土壤团聚体组成后，分别研磨过0.149 mm筛，用于有机碳、全氮和全磷的

测定。

土壤容重采用环刀法测定；土壤含水量采用铝盒烘干法测定；土壤pH按水土2.5:1采用STARTER 300便携式酸度计测定。土壤团聚体有机碳和全氮采用碳氮元素分析仪（Elementar vario MAX, 德国）测定；全磷用硫酸-高氯酸消煮定容及过滤，提取待测液后采用连续流动分析仪（Skalar san<sup>++</sup>, 荷兰）测定。

1.3 数据处理与分析

土壤碳氮比（C:N）、碳磷比（C:P）和氮磷比（N:P）均采用质量比。数据经Excel 2003初步整理后，统计分析采用SPSS 19.0进行，采用单因素方差分析（One-Way ANOVA）确定不同恢复年限各粒径土壤团聚体化学计量变化特征，显著性检验采用Duncan新复极差法（显著性水平设为α=0.05），利用Pearson相关系数评价土壤团聚体养分及其化学计量特征之间相关程度，图表制作通



过Origin 9.0完成, 图表数据均以平均值  $\pm$  标准差表示。

## 2 结 果

### 2.1 植被恢复过程土壤团聚体养分含量变化

侵蚀退化生态系统经植被恢复后, 土壤团聚体中的养分贮量出现不同程度的增加。由图1可知, 土壤团聚体有机碳、全氮和全磷含量变化范围分别为 $2.06 \sim 27.71 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $0.50 \sim 2.12 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.034 \sim 0.189 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。各粒级团聚体有机碳、全氮和全磷含量总体表现为随植被恢复年限增加呈显著增加趋势; 随团聚体粒径减小, 有机碳、全氮和全磷含量总体上表现为增长趋势。

0~20 cm土层中, 在植被恢复过程中, 各粒级团聚体有机碳含量表现为随着恢复年限的增加呈显著升高的趋势, 到恢复80 a时, 各粒径团聚体有机碳含量增加了4.93倍~6.27倍。有机碳含量随团聚体粒径减小表现为显著增加特点(除恢复0 a各粒径有机碳变化不明显外, 其他随着年限的增加, 各粒径间的有机碳含量越来越显著), 其中<0.25 mm粒径有机碳含量是>5 mm粒径的1.66倍~3.31倍。团聚体全氮含量亦表现为随植被恢复年限增加呈增加趋势, 其中恢复80 a是恢复0 a的2.44倍~3.42倍。除恢复0 a和5 a全氮含量随粒径减小而增加不显著外, 其他年限团聚体全氮含量均表现出随着粒径减小而显著增加特点( $P<0.05$ )。全磷含量在植被恢复过程呈升高趋势, 变化大小则表现为80 a>30 a>15 a>10 a>0 a>5 a。除了恢复前15 a的全磷含量随粒级减小变化不明显外( $P>0.05$ ), 其他年限各粒级团聚体全磷含量则随粒级减小略有增加趋势, 其中<0.25 mm粒径团聚体全磷含量显著高于>1 mm粒径( $P<0.05$ )。

20~40 cm土层亦受到植被恢复的影响, 土壤团聚体有机碳、全氮含量分配特征与表层0~20 cm相似, 但含量大小和增加幅度明显低于表层, 0~20 cm土层的团聚体全磷含量亦略高于20~40 cm土层, 三者均表现出养分的表层富集特征。恢复前15 a各粒级团聚体有机碳含量随年限增加而无显著增加( $P>0.05$ ), 恢复30 a和80 a则表现显著增加趋势。各粒级有机碳含量随粒径减小而显著增加(恢复0 a除外)。团聚体中的全氮含量表现为在

植被恢复前、中期间(恢复30 a之前)无明显差异( $P>0.05$ ), 恢复80年则呈显著升高趋势。植被恢复过程中, 各粒级团聚体全磷含量呈增加趋势, 变化的大小顺序为80 a>10 a>30 a>15 a>0 a>5 a。随粒径减小其全磷含量略有升高, 但粒径间无显著差异( $P>0.05$ )。

### 2.2 植被恢复过程土壤团聚体生态化学计量特征

由图2可知, 植被恢复过程中, 各粒径团聚体C:N变化范围为3.06~13.05, 随植被恢复年限增加, 各粒级C:N总体呈升高趋势, 随粒径减小总体上呈增加特点。0~20 cm土层中, 团聚体C:N变化范围为4.49~13.05, 随恢复年限增加, 各粒径C:N呈显著升高趋势, 到恢复80 a时, C:N升高了1.84倍~2.32倍。随团聚体粒径减小, C:N呈显著升高趋势( $P<0.05$ ), 其中<0.25 mm粒径的C:N是>5 mm粒径的1.24倍~1.86倍。相对于0~20 cm土层, 20~40 cm土层的团聚体C:N值略低, 在3.06~11.72之间。在植被恢复过程中, 团聚体C:N表现为升高→降低→升高的趋势, 其中恢复80 a的C:N值最高, 恢复15 a的C:N值最低, 恢复80 a的C:N是恢复15 a的1.65倍~2.25倍。团聚体C:N随粒径减小总体呈升高趋势, 除恢复0 a各粒径团聚体C:N无显著差异( $P<0.05$ ), 其他恢复年限中<0.25 mm粒径的C:N均显著高于>5 mm粒径( $P<0.05$ )。

由图3可知, 植被恢复过程中, 各粒径团聚体C:P变化范围为21.4~185.6, 表层0~20 cm各粒径团聚体C:P明显高于20~40 cm土层。随恢复年限增加, 各粒级的C:P总体上表现呈升高→降低→升高趋势, 随粒径减小, C:P总体上呈增加趋势。0~20 cm土层, C:P的变化范围为51.16~185.6, 各恢复年限的土壤团聚体C:P表现为80 a>5 a>10 a>15 a>30 a>0 a, 恢复80 a是恢复0 a的1.68倍~2.78倍。在不同恢复年限各粒径中, 除恢复30 a团聚体C:P随粒径减小无显著差异( $P>0.05$ ), 其他恢复年限的团聚体C:P随粒径减小则呈显著增加趋势( $P<0.05$ )。20~40 cm土层的总体上各粒径团聚体C:P低于0~20 cm, 其变化范围为21.40~158.90, 团聚体C:P表现为80 a>5 a>0 a>30 a>10 a>15 a, 其中恢复80 a是15 a的2.46倍~2.94倍。除恢复0 a和15 a中团聚体C:P在各粒径中无显著差异外( $P>0.05$ ), 其余年限的团聚体C:P则随粒径减小总体上呈显著增加趋势( $P<0.05$ )。

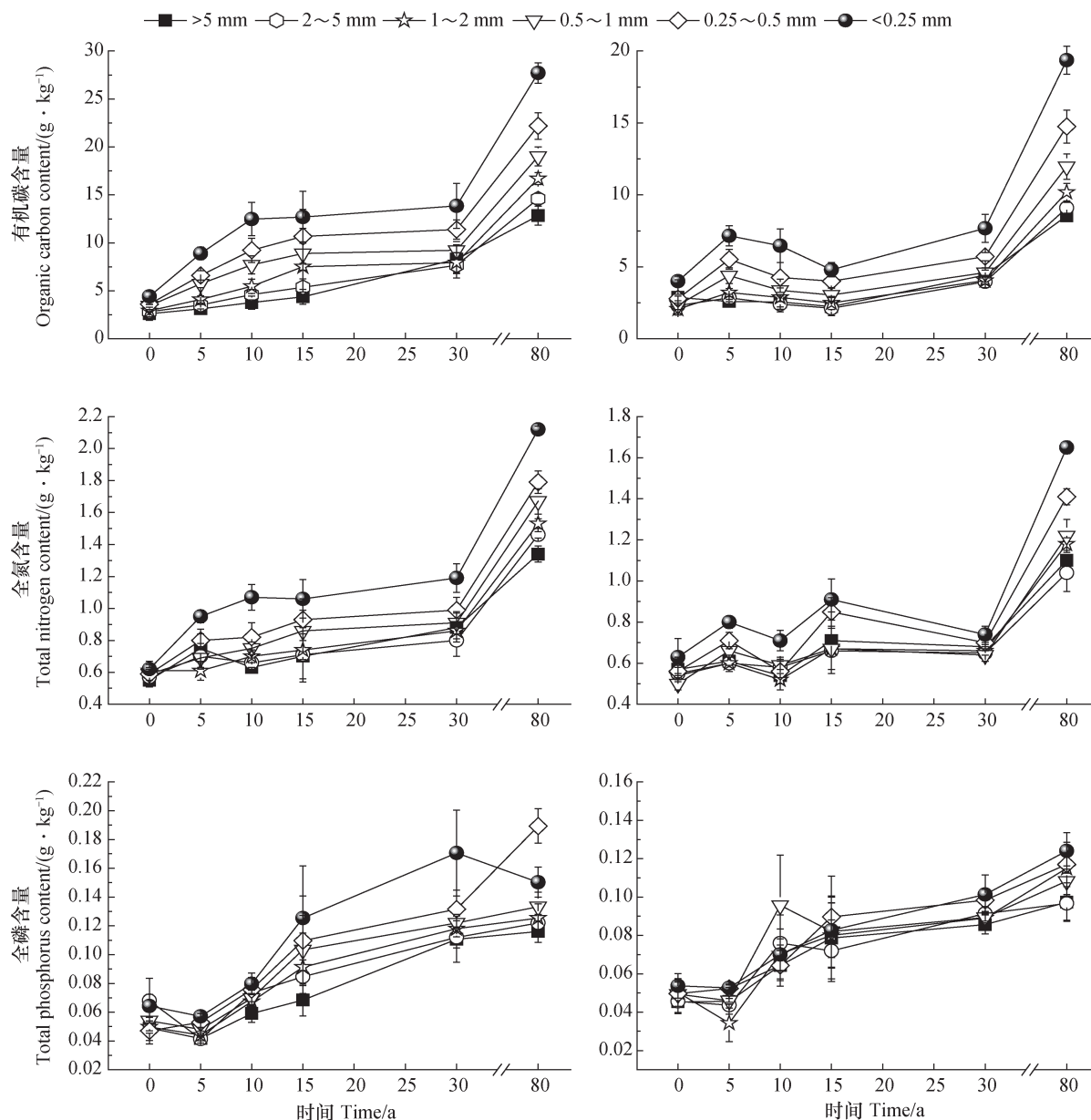


图1 植被恢复过程土壤团聚体有机碳、全氮和全磷含量分布特征

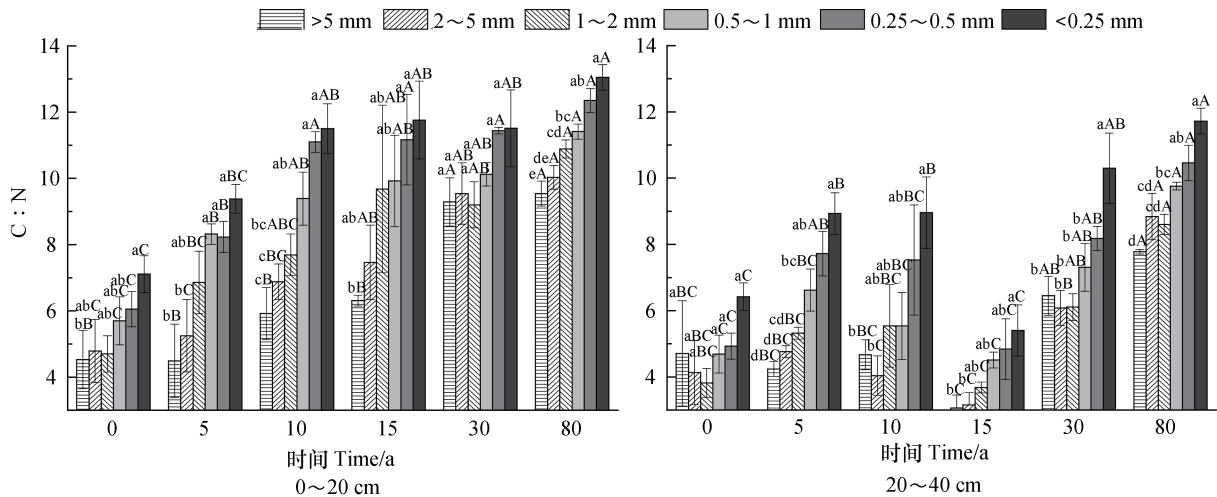
Fig. 1 Distribution characteristics of organic carbon, total nitrogen and total phosphorus contents in soil aggregates relative to vegetation restoration process

由图4可知, 植被恢复过程中, 各粒级团聚体 N:P 变化范围为 5.62~18.20, 两土层间团聚体 N:P 变化不大。随着恢复年限增加, 团聚体 N:P 呈增加→减小→增加趋势, 恢复 5 a 时, 团聚体 N:P 最高, 恢复 30 a 时 N:P 最低。随粒径减小, 团聚体 N:P 总体上呈先减小后增加的趋势, 但各粒径间无显著差异 ( $P>0.05$ )。0~20 cm 土层内, N:P 变化范围为 7.18~18.20, 恢复 5 a 中各粒径团聚体 N:P 显著高于其他年限 ( $P<0.05$ ), 是恢复 30 a

的 1.91 倍~2.45 倍。20~40 cm 土层的 N:P 值和分布特征及大小与 0~20 cm 土层相似, N:P 的变化范围在 5.62~15.13, 恢复 5 a 是 30 a 的 1.67 倍~2.09 倍。两个土层中, 不同恢复年限各粒级随粒径减小 N:P 无显著变化 ( $P>0.05$ )。

### 2.3 植被恢复过程土壤团聚体养分及化学计量特征的关系

为进一步了解土壤团聚体养分及化学计量的相互影响, 对植被恢复过程中侵蚀红壤团聚体养



注：图中不同小写字母表示同一恢复年限各粒径差异显著 ( $P < 0.05$ )，不同大写字母表示同一粒径各恢复年限差异显著 ( $P < 0.05$ )。下同 Note: Different small letters in the figure indicate significant difference between particle size fractions of soil aggregates in soil the same in vegetation restoration history ( $P < 0.05$ ), and different capital letters indicate significant differences between soil aggregates the same in particle size, but different in vegetation restoration history ( $P < 0.05$ ). The same below

图2 植被恢复过程土壤团聚体C:N化学计量特征

Fig. 2 Stoichiometric characteristics of C:N in soil aggregates relative to vegetation restoration process

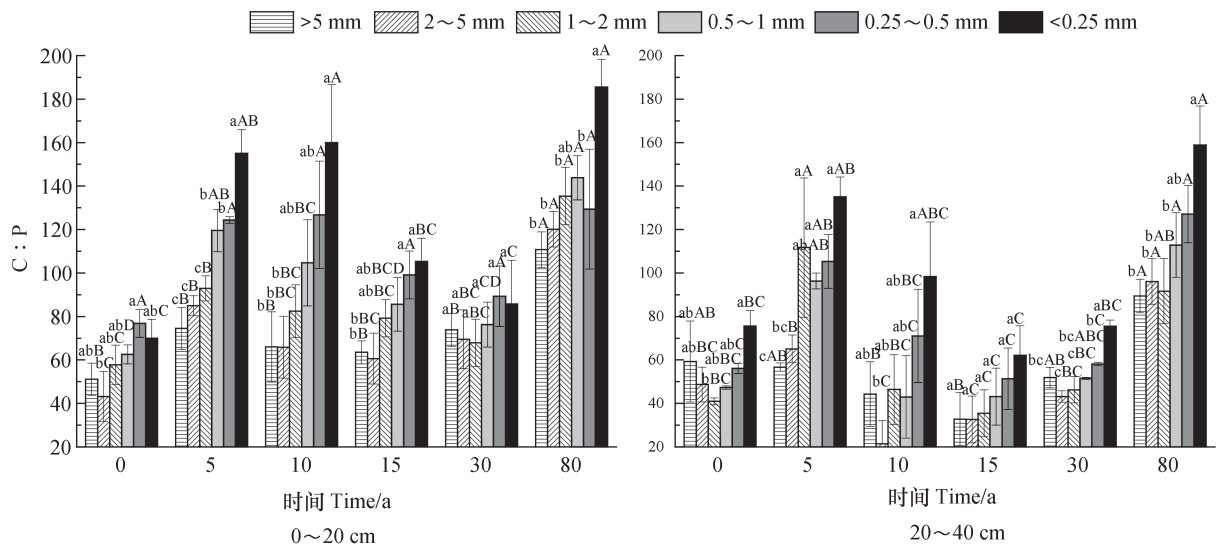


图3 植被恢复过程土壤团聚体C:P化学计量特征

Fig. 3 Stoichiometric characteristics of C:P in soil aggregates relative to vegetation restoration process

分及化学计量进行相关性分析 (表2)。结果表明，土壤与团聚体有机碳、全氮和全磷存在不同相关程度，土壤C、N、P元素分别与团聚体中C、N、P呈极显著正相关 ( $P < 0.01$ )，相关范围分别为0.83~0.93、0.84~0.92、0.67~0.75。随粒径的减小，土壤与各粒径团聚体C、N元素的相关程度总体上呈升高趋势，土壤与各粒径团聚体P元素则随粒径减小总体上呈降低趋势。

不同粒径团聚体有机碳、全氮和全磷三者之间含量均存在极显著正相关关系 ( $P < 0.01$ )，各粒径团聚体C与N元素的相关程度达0.9以上，且随粒径减小呈升高趋势。各粒径团聚体C与P的相关系数在0.65~0.76，各粒径团聚体N与P的相关系数在0.60~0.76。团聚体中C和N元素与团聚体C:N均为极显著正相关 ( $P < 0.01$ )，且随粒径减小相关性呈增加趋势。各粒径团聚体C与C:N的相关系数明显

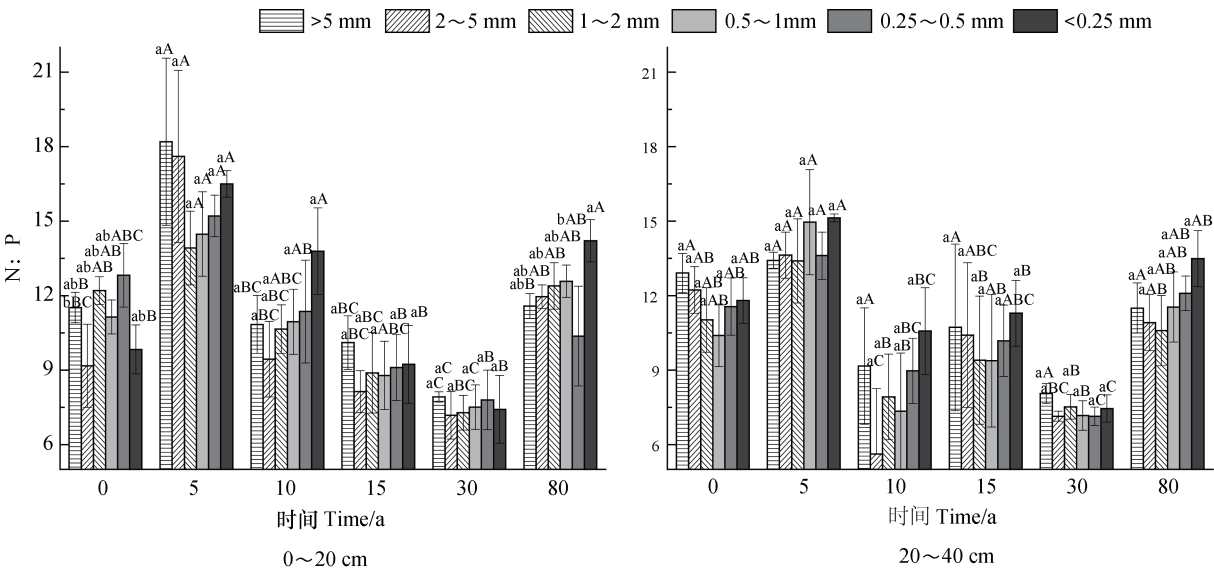


图4 植被恢复过程土壤团聚体N:P化学计量特征

Fig. 4 Stoichiometric characteristics of N:P in soil aggregates relative to vegetation restoration process

高于N与C:N的相关系数。不同粒径团聚体C与C : P呈极显著正相关 ( $P<0.01$ ) , 且随粒径减小相关性呈降低趋势。不同粒径团聚体P与C : P相关系数偏低 (0.13~0.29) , 且无明显相关性。不同粒径N

与N : P相关系数在0.11~0.29, 且无明显相关性, 不同粒径团聚体P与N : P呈极显著的负相关 (粒径为<0.25 mm为显著负相关) , 各粒径间的相关性变化较小 (<0.25 mm除外) 。

表2 土壤团聚体养分及化学计量相关性

Table 2 Correlations of nutrients and stoichiometry in soil aggregates

| 项目 Item   | >5 mm    | 2~5 mm   | 1~2 mm   | 0.5~1 mm | 0.25~0.5 mm | <0.25 mm |
|---|----------|----------|----------|----------|-------------|----------|
| $C_{\text{soil}} - C_{\text{soil aggregates}}$                | 0.831**  | 0.893**  | 0.921**  | 0.928**  | 0.932**     | 0.900**  |
| $N_{\text{soil}} - N_{\text{soil aggregates}}$                | 0.841**  | 0.852**  | 0.922**  | 0.920**  | 0.920**     | 0.923**  |
| $P_{\text{soil}} - P_{\text{soil aggregates}}$                | 0.748**  | 0.744**  | 0.751**  | 0.677**  | 0.691**     | 0.668**  |
| $C_{\text{soil aggregates}} - N_{\text{soil aggregates}}$     | 0.899**  | 0.933**  | 0.942**  | 0.973**  | 0.951**     | 0.964**  |
| $C_{\text{soil aggregates}} - P_{\text{soil aggregates}}$     | 0.760**  | 0.691**  | 0.713**  | 0.656**  | 0.759**     | 0.745**  |
| $N_{\text{soil aggregates}} - P_{\text{soil aggregates}}$     | 0.636**  | 0.603**  | 0.679**  | 0.623**  | 0.759**     | 0.729**  |
| $C_{\text{soil aggregates}} - C : N_{\text{soil aggregates}}$ | 0.897**  | 0.863**  | 0.865**  | 0.861**  | 0.832**     | 0.828**  |
| $N_{\text{soil aggregates}} - C : N_{\text{soil aggregates}}$ | 0.659**  | 0.655**  | 0.675**  | 0.746**  | 0.652**     | 0.672**  |
| $C_{\text{soil aggregates}} - C : P_{\text{soil aggregates}}$ | 0.825**  | 0.836**  | 0.807**  | 0.744**  | 0.722**     | 0.722**  |
| $P_{\text{soil aggregates}} - C : P_{\text{soil aggregates}}$ | 0.325    | 0.232    | 0.215    | 0.052    | 0.161       | 0.130    |
| $N_{\text{soil aggregates}} - N : P_{\text{soil aggregates}}$ | 0.207    | 0.227    | 0.166    | 0.222    | 0.107       | 0.291    |
| $P_{\text{soil aggregates}} - N : P_{\text{soil aggregates}}$ | -0.567** | -0.584** | -0.557** | -0.567** | -0.518**    | -0.391*  |

\*,  $P<0.05$ ; \*\*,  $P<0.01$

3 讨论

3.1 不同恢复年限对土壤团聚体养分的影响

土壤团粒结构作为土壤有机质的保持场所,

土壤里约90%的有机碳储存于土壤团聚体<sup>[13]</sup>, 土壤团聚体对固碳和改善土壤肥力十分重要。本研究中, 各粒级团聚体有机碳、全氮和全磷含量随植被恢复年限增加而升高, 这与以往的研究结果一



致<sup>[12, 14-15]</sup>。0~20 cm土层团聚体有机碳和全氮含量明显高于20~40 cm土层,且随恢复年限增加,土层间差异越明显,出现养分聚表特征。这主要由于植被凋落物是土壤有机碳和全氮的主要输入途径<sup>[16]</sup>,植被恢复有效地增加侵蚀红壤表土层动植物残体、根系分泌物以及微生物等有机质,改善团聚体结构,还降低了土壤侵蚀强度,减少土壤养分流失。在植被恢复过程中,除了恢复80 a表土层(0~20 cm)团聚体有机碳和全氮含量(18.84 g·kg<sup>-1</sup>、1.65 g·kg<sup>-1</sup>)与福建省<sup>[17]</sup>表土层(0~20 cm)红壤的有机碳、全氮含量平均水平(22.1 g·kg<sup>-1</sup>、1.49 g·kg<sup>-1</sup>)相近,团聚体全磷含量(0.124 g·kg<sup>-1</sup>)略低亚热带未侵蚀山地<sup>[17]</sup>(次生林)土壤全磷含量(0.15 g·kg<sup>-1</sup>)外,其他恢复年限的团聚体养分含量均低于恢复80 a,表明亚热带退化地经过80 a的植被恢复后土壤团聚体有机碳、全氮含量基本可恢复到亚热带未侵蚀土壤的平均水平。土壤中磷元素是主要来源于地质岩石风化,南方红壤其磷素含量主要与成土过程、风化特征以及土壤侵蚀相关因素相关,同时也受动植物残体分解的影响<sup>[18]</sup>。低纬度地区强烈的风化淋溶作用引起土壤中全磷含量普遍偏低,加之,本研究区曾遭受严重的土壤侵蚀,磷素早已淋溶殆尽,全磷含量极低<sup>[18]</sup>。研究发现<sup>[19]</sup>,地表凋落物的分解提高土壤有机磷素的累积,从而提高土壤磷的总储量。因此,随着植被恢复年限增加,地表枯枝落叶层增厚,通过微生物的分解矿化土壤团聚体中全磷含量亦随着植被恢复时间的延长而增加。但其含量不高,总体仍低于亚热带未侵蚀红壤地区的平均水平,甚至远远低于全国全磷含量(0.65 g·kg<sup>-1</sup>)<sup>[20]</sup>。

关于植被恢复对土壤团聚体养分分配特征存在不同的研究结论。王景燕等<sup>[21]</sup>对川西退耕5 a坡地研究发现,团聚体有机碳和全氮含量随粒径的减小呈“V”形变化趋势;孙娇等<sup>[22]</sup>对黄土高原不同林龄刺槐土壤研究发现,团聚体有机碳、全氮和全磷含量的粒级分布呈两边低中间高的趋势。本研究中,土壤团聚体有机碳、全氮、全磷含量总体上随着粒径的减小呈增加趋势,这与前人相关研究结果一致<sup>[14, 23-24]</sup>。研究地随植被恢复年限增加,粒径越小,有机碳、全氮和全磷含量提高越明显,主要由于较小粒级团聚体比表面积大,吸附有机质能力强,不易被土壤微生物分解<sup>[15]</sup>,表明较小粒径团

聚体对土壤养分的富集能力更强。关于土壤团聚体养分分配结论存在较大差异可能与不同成土母质化学组成差异、土壤类型、植被条件、侵蚀状况及人为活动影响等因素相关。此外,从相关性分析可看出,土壤C、N、P元素分别与团聚体C、N和P元素呈极显著相关,表明团聚体中C、N、P元素对土壤养分状况均具有良好的指示作用,且粒径越小,对土壤C、N的指示性更强,这可能由于土壤有机质是储存和调控养分有效性的库,并受到各粒径团聚结构不同程度的保护<sup>[25]</sup>。

### 3.2 不同植被恢复年限对土壤团聚体化学计量特征的影响

土壤化学计量特征是土壤有机碳与氮素、磷素之间的平衡耦合机制,土壤碳氮磷元素的输入/输出之间的平衡耦合及其有效性决定生态系统碳循环和碳固定效率<sup>[4]</sup>。受气候、地貌、成土母岩、植被条件等自然环境调控和人类活动的干扰,土壤中养分含量及循环速率不同,造成C:N:P有较大的空间变异<sup>[4]</sup>,本文重点讨论植被状况与团聚体C:N:P的关系。表土层(0~20 cm)各粒级团聚体C:N、C:P、N:P与全国土壤C:N、C:P、N:P(均值分别为11.9、61、5.2)以及热带和亚热带的C:N、C:P、N:P(均值分别为12.1、78和6.4)相比<sup>[20]</sup>,除恢复80 a表土层团聚体C:N与全国土壤C:N水平接近外,其余恢复年限的团聚体C:N的总体水平均低于全国和热带与亚热带的平均水平。较低的C:N意味着土壤中有机质分解矿化速率快,养分循环周期短,这可能与退化生态系统植被表现出较强环境适应性有关<sup>[8]</sup>。同时,团聚体C:N低表明碳氮“汇”能力较差,这不利于土壤团聚体碳氮养分的固存。随着植被恢复年限增加,土壤各粒级团聚体C:N呈显著升高特点,这与李玮等<sup>[23]</sup>研究不同植茶年限各粒级团聚体C:N无显著差异的结果存在差异,且与以往的研究中认为C、N元素作为结构性成分,两者在累积与消耗过程中存在比较稳定的比值<sup>[4, 26]</sup>的结论有所不同,可能由于研究区曾为极度侵蚀退化地,土壤中的碳、氮循环遭受破坏,土壤生态系统养分循环处于不稳定状况,虽然进行了植被恢复措施以提高土壤养分,但有机碳、氮输入/输出仍然未达到平衡状况,可能还需要更长时间修复退化生态系统以达到碳氮比值较稳定状态。此外,通过相关性分

析还发现,团聚体C、N元素与团聚体C:N呈极显著正相关,而C与N亦极显著正相关,即团聚体C和N元素对环境的响应几乎同步,但可能由于植被恢复过程中团聚体C元素增加速率大于N元素的增加速率,团聚体C对团聚体C:N的影响更为强烈。总之,土壤团聚体C:N随植被恢复呈增加趋势,提高土壤碳氮的固存量,增加土壤团聚体碳氮“汇”功能,对改善土壤肥力乃至对全球气候变化有重要意义。

土壤中C:P通常被认为是土壤磷素矿化能力的标志或是从环境中吸收固持磷素潜力的一种标志<sup>[27]</sup>。土壤C:P比值低表明微生物在矿化土壤有机质中释放磷的潜力较大,C:P比值高则表明微生物对土壤有效磷有同化趋势<sup>[6]</sup>,具有较强的固磷潜力。在生态恢复过程中团聚体C:P表现为升高→降低→升高变化特征,未治理前表层土壤团聚体的C:P最低(60.23),恢复30 a时表层团聚体C:P与亚热带相近,其他恢复年限均远远高于亚热带平均水平。造成这种差异可能由于研究区未治理前遭受强度侵蚀,土壤养分流失殆尽,团聚体中的有机碳和全磷含量均极低,较低团聚体C:P水平却有利于微生物在分解有机质过程中释放团聚体中的有效磷,加之侵蚀地植物生长缓慢,对磷素的需求量相对较低,团聚体中的有效磷素基本上能满足植物生长需求。恢复中前期(5 a、10 a),可能由于植被迅速生长,需要大量的磷元素,在分解有机质过程中出现微生物与植物竞争土壤无机磷的现象<sup>[27]</sup>,磷素被固定在团聚体中,导致团聚体C:P值呈升高趋势,而植物生长缺乏磷素,不利生长。恢复80 a,团聚体C:P为最大值(131.3),表明植被恢复后期土壤中微生物释放磷素严重不足,不能满足植物生长需求,这与李玮等<sup>[23]</sup>研究植茶后期土壤团聚体磷素有效性下降的结果相似。

土壤中的氮、磷元素是植物生长所需的必需矿质元素以及是生态系统中最常见的限制性元素,土壤中N:P可作为土壤养分限制类型的有效预测指标<sup>[4]</sup>。随植被恢复年限的增加,土壤团聚体中N:P变化表现为增加—减少—增加,但其值均高于全国和热带与亚热带水平。在恢复0 a到5 a时,土壤团聚体N:P迅速升高,这可能与植被恢复初期,对补种植物施加氮肥的生态林草措施,促使土壤中氮素含量升高有关。从恢复5 a到30 a,土壤

团聚体N:P值虽有所下降,但土壤团聚体N:P整体水平仍然较高,并高出亚热带土壤N:P的平均水平<sup>[20]</sup>,而在以往的研究表明亚热带地区总体受P元素的限制<sup>[28]</sup>,且在植被恢复过程中,侵蚀红壤团聚体N:P值一直居高不下,土壤团聚体明显受到P元素的限制。此外,从团聚体N、P与团聚体N:P的相关性分析中亦可发现,土壤团聚体P元素与团聚体N:P极显著负相关关系,与土壤团聚体N元素则无显著相关,表明土壤团聚体N:P主要受P元素的影响。因此,在植被恢复过程中,由于团聚体中P元素增长缓慢,难以满足植物生长需求,团聚体中的P元素成为南方侵蚀红壤植被恢复过程主要的限制性元素。

不同粒径团聚体化学计量特征存在明显差异,即不同粒径团聚体对土壤养分的供应能力亦不同。植被恢复过程中,土壤团聚体C:N随粒径减小而升高,主要由于凋落物等有机质进入土壤后,有机质首先进入较大粒级团聚体中,由于较大粒级团聚体中新有机碳结构简单,稳定性较差,有机碳容易微生物被分解矿化<sup>[26]</sup>,这对土壤退化生态系统恢复过程中,较大粒级土壤团聚体有机碳的矿化能短期内有效地为植物生长提供养分供植被吸收利用,这对侵蚀红壤地的生态恢复有积极的意义。而较小粒级团聚体有机碳由于受物理保护作用<sup>[13]</sup>,容易被固定。在植被恢复过程中小粒径团聚体的C:N增加速率远高于大粒径团聚体,表明随植被恢复年限增加土壤团聚体中有机碳存储能力增强,尤其是小粒径团聚体碳储能力远大于大粒径团聚体<sup>[23]</sup>。土壤团聚体C:P随粒径减小而升高,表明较大粒径团聚体中微生物分解有机质释放磷的潜力高于较小粒径团聚体,即较大粒级团聚体更容易矿化释放磷素,而较小粒径团聚体利于磷素储存。由于各粒径N:P值均较高,明显受到磷元素的限制,不同恢复年限各粒级土壤团聚体N:P随粒径减小表现为稍有减少后增加趋势,但粒径间无显著差异,表明较大粒级土壤团聚体和微团聚体均受到磷元素的限制较大,但各粒径间磷元素的限制程度不明显。

## 4 结 论

随着生态恢复年限的增加,红壤侵蚀区各粒径土壤团聚体中有机碳、全氮和全磷含量以及C:N呈

显著升高趋势, 而团聚体C:P、N:P变化不稳定, 表现为升高→降低→升高趋势; 随土壤团聚体粒径减小, 未治理地各粒径养分无显著差异, 其它恢复年限团聚体有机碳、全氮和全磷含量均随着粒径的减小总体上表现为升高趋势, 团聚体C:N和C:P总体上呈显著升高趋势; 表土层(0~20 cm)的团聚体有机碳、全氮含量以及C:N、C:P明显高于底土层(20~40 cm), 表土层团聚体全磷含量略高于底土层, 且随恢复年限增加两个土层间团聚体养分差异越明显, 团聚N:P在两个土层间无明显差异。从团聚体养分与化学计量的相关性来看, 团聚体碳、氮、磷元素对土壤养分具有良好指示性; 团聚体碳、氮、磷元素具有同质效应; 团聚体C、N元素影响着C:N, 但C元素影响力更大; 团聚体P元素对C:P的影响更明显, 团聚体N:P主要受P元素的影响。以上结果表明, 植被恢复显著提高了侵蚀红壤团聚体中有机碳、全氮和全磷含量, 团聚体中碳氮“汇”功能增强, 较小粒径团聚体对碳、氮、磷元素的固持能力大于较大粒级团聚体, 团聚体中P元素成为退化生态系统恢复的限制性元素。

## 参考文献

- [ 1 ] Roldan A, Carrasco L, Caravaca F. Stability of desiccated rhizosphere soil aggregates of mycorrhizal *Juniperus oxycedrus* grown in a desertified soil amended with a composted organic residue. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38: 2722—2730
- [ 2 ] Six J, Bossuyt H, Degryze S, et al. A history of research on the link between micro-aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, 2004, 79 (1): 7—31
- [ 3 ] Agate N, Luciano G, Tommaso L M, et al. Carbon dynamics of soil organic matter in bulk soil and aggregate fraction during secondary succession in a Mediterranean environment. *Geoderma*, 2013, 193/194: 213—221
- [ 4 ] 王绍强, 于贵瑞. 生态系统碳氮磷元素的生态化学计量学特征. *生态学报*, 2008, 28 (8): 3937—3947  
Wang S Q, Yu G R. Ecological stoichiometry characteristics of ecosystem carbon, nitrogen and phosphorus elements (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28 (8): 3937—3947
- [ 5 ] 赵维俊, 刘贤德, 金铭. 祁连山青海云杉林叶片—枯落物—土壤的碳氮磷生态化学计量特征. *土壤学报*, 2016, 53 (2): 476—487
- Zhao W J, Liu X D, Jin M. Ecological stoichiometric characteristics of carbon, nitrogen and phosphorus in leaf-litter-soil system of *Picea crassifolia* forest in the Qilian Mountains (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2016, 53 (2): 476—487
- [ 6 ] Jiao F, Wen Z M, An S S, et al. Successional changes in soil stoichiometry after land abandonment in Loess Plateau, China. *Ecological Engineering*, 2013, 58: 249—254
- [ 7 ] An S S, Mentler A, Mayer H, et al. Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the plateau, China. *Catena*, 2010, 81: 226—233
- [ 8 ] Erktan A, Cécillon L, Graf F, et al. Increase in soil aggregate stability along a Mediterranean successional gradient in severely eroded gully bed ecosystems: Combined effects of soil, root traits and plant community characteristics. *Plant and Soil*, 2016, 398: 121—137
- [ 9 ] 朱鹤健. 我国亚热带山地生态系统脆弱区生态恢复的战略思想. *自然资源学报*, 2013, 28 (9): 1498—1506
- Zhu H J. Strategies on eco-restoration in the subtropical mountain ecosystem fragility areas, China: Based on the achievement of eleven years' research in Changting County (In Chinese). *Journal of Natural Resources*, 2013, 28 (9): 1498—1506
- [ 10 ] 张浩, 吕茂奎, 江军, 等. 侵蚀红壤区植被恢复对表层与深层土壤有机碳矿化的影响. *水土保持学报*, 2016, 30 (1): 244—249
- Zhang H, Lü M K, Jiang J, et al. Effect of vegetation restoration on topsoil and subsoil organic carbon mineralization in red soil erosion area (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2016, 30 (1): 244—249
- [ 11 ] 张秋芳, 陈奶寿, 陈坦, 等. 不同恢复年限侵蚀红壤生态化学计量特征. *中国水土保持科学*, 2016, 14 (2): 59—66
- Zhang Q F, Chen N S, Chen T, et al. Ecological stoichiometry characteristics of eroded red soil in different restoration years (In Chinese). *Science of Soil and Water Conservation*, 2016, 14 (2): 59—66
- [ 12 ] 谢锦升, 杨玉盛, 陈光水, 等. 植被恢复对退化红壤团聚体稳定性及碳分布的影响. *生态学报*, 2008, 28 (2): 702—709
- Xie J S, Yang Y S, Chen G S, et al. Effects vegetation restoration on water stability and organic



- carbon distribution in aggregates of degraded red soil in subtropics of China (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28 (2): 702—709
- [13] 刘中良, 宇万太. 土壤团聚体中有机碳研究进展. *中国生态农业学报*, 2011, 19 (2): 447—455  
Liu Z L, Yu W T. Review of researches on soil aggregate and soil organic carbon (In Chinese). *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19 (2): 447—455
- [14] 王晟强, 郑子成, 李廷轩. 植茶年限对土壤团聚体氮磷钾含量变化的影响. *植物营养与肥料学报*, 2013, 19 (6): 1393—1402  
Wang S Q, Zheng Z C, Li T X. Effects of ages of tea plantations on changes of nitrogen, phosphorus and potassium contents in soil aggregates (In Chinese). *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2013, 19 (6): 1393—1402
- [15] 郑子成, 何淑勤, 王永东, 等. 不同土地利用方式下土壤团聚体中养分的分布特征. *水土保持学报*, 2010, 24 (3): 170—174  
Zheng Z C, He S Q, Wang Y D, et al. Distribution feature of soil nutrients in aggregate under different land use (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24 (3): 170—174
- [16] 朱秋莲, 邢肖毅, 张宏, 等. 黄土丘陵沟壑区不同植被区土壤生态化学计量特征. *生态学报*, 2013, 33 (15): 4674—4682  
Zhu Q L, Xing X Y, Zhang H, et al. Soil ecological stoichiometry under different vegetation area on loess hilly-gully region (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33 (15): 4674—4682
- [17] 福建省土壤普查办公室. 福建土壤. 福州: 福建科学技术出版社, 1991  
Soil Census Office of Fujian Province. *Soil in Fujian Province* (In Chinese). Fuzhou: Fujian Science and Technology Publishing House, 1991
- [18] Hou E Q, Chen C R, Wen D Z, et al. Phosphatase activity in relation to key litter and soil properties in mature subtropical forests in China. *Science of the Total Environment*, 2015, 515/516: 83—91
- [19] Turner B L, Condon L M, Richardson S J, et al. Soil organic phosphorus transformation during pedogenesis. *Ecosystems*, 2007, 10: 1166—1181
- [20] Tian H Q, Chen G S, Zhang C, et al. Pattern and variation of C : N : P ratios in China's soils: A synthesis of observational data. *Biogeochemistry*, 2010, 98: 139—151
- [21] 王景燕, 龚伟, 胡庭兴. 川南坡地不同退耕模式对土壤腐殖质及团聚体碳和氮的影响. *水土保持学报*, 2012, 26 (2): 155—160, 164
- Wang J Y, Gong W, Hu T X. Soil humus and aggregate carbon and nitrogen in slope farmland with different de-farming patterns in southern Sichuan Province (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2012, 26 (2): 155—160, 164
- [22] 孙娇, 赵发珠, 韩新辉, 等. 不同林龄刺槐林土壤团聚体化学计量特征及其与土壤养分的关系. *生态学报*, 2016, 36 (21): 1—10  
Sun J, Zhao F Z, Han X H, et al. Ecological stoichiometry of soil aggregates and relationship with soil nutrients of different-aged *Robinia pseudoacacia* forests (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36 (21): 1—10
- [23] 李玮, 郑子成, 李廷轩. 不同植茶年限土壤团聚体碳氮磷生态化学计量学特征. *应用生态学报*, 2015, 26 (1): 9—16  
Li W, Zheng Z C, Li T X. Ecological stoichiometry of soil carbon, nitrogen and phosphorus within soil aggregates in tea plantations with different ages (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26 (1): 9—16
- [24] 杜少平, 马忠明, 薛亮. 不同年限旱砂田土壤团聚体及其有机碳分布特征. *应用生态学报*, 2017, 28 (5): 1619—1625  
Du S P, Ma Z M, Xue L. Distribution characteristics of soil aggregates and their associated organic carbon in gravel-mulched land with different cultivation years (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2017, 28 (5): 1619—1625
- [25] Aoyama M, Anger D A, N'dayegamiye A, et al. Protected organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and organic application. *Canadian Journal of Soil Science*, 1999, 79: 419—425
- [26] Cleveland C C, Liptzin D. C : N : P stoichiometry in soil: Is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? *Biogeochemistry*, 2007, 85 (3): 235—252
- [27] 曾全超, 李鑫, 董扬红, 等. 陕北黄土高原土壤性质及其生态化学计量的纬度变化特征. *自然资源学报*, 2015, 30 (5): 870—879  
Zeng Q C, Li X, Dong Y H, et al. Ecological stoichiometry characteristics and physical-chemical properties of soil at different latitudes on the Loess Plateau (In Chinese). *Journal of Natural Resources*, 2015, 30 (5): 870—879
- [28] 刘兴诏, 周国逸, 张德强, 等. 南亚热带森林不同演替阶段植物与土壤中 N、P 的化学计量特征. *植物生态*



学报, 2010, 34 ( 1 ) : 64—71

Liu X Z, Zhou G Y, Zhang D Q, et al. N and P stoichiometry of plant and soil in lower subtropical

forest successional series in southern China ( In Chinese ) . Chinese Journal of Plant Ecology, 2010, 34 ( 1 ) : 64—71

## Stoichiometric Characteristics of Soil Aggregates in Subtropical Eroded Red Soil under Vegetation Restoration

OU Xiaolin<sup>1,2</sup> CHEN Zhibiao<sup>1,2†</sup> CHEN Zhiqiang<sup>1,2</sup> CHEN Haibin<sup>1,2</sup> REN Tianjing<sup>1,2</sup>

( 1 Key Laboratory for Subtropical Mountain Ecology ( Ministry of Science and Technology and Fujian Province Funded ) , Fuzhou 350007, China )

( 2 College of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China )

**Abstract** 【Objective】 This study was done to elucidate C, N and P distributions in soil aggregates and their stoichiometric characteristics in eroded red soil under vegetation restoration relative to history of the restoration. 【Method】 Six sample plots were set up on slope lands of typical eroded red soil under vegetation restoration with different restoration history (0, 5, 10, 15, 30 and 80 years) located in Hetian Town, Changting County, Fujian Province of Subtropical China. Soil samples were collected from different soil layers (0~20 cm and 20~40 cm) of the six plots for analysis of contents of organic carbon, total nitrogen, total phosphorus in soil aggregates different in particle size (>5 mm, 2~5 mm, 0.5~1 mm, 1~2 mm, 0.25~5 mm and <0.25 mm). 【Result】 Results show that the contents of organic carbon, total nitrogen, total phosphorus in soil aggregates varied in the range of 2.06~27.71 g·kg<sup>-1</sup>, 0.54~2.12 g·kg<sup>-1</sup> and 0.034~0.189 g·kg<sup>-1</sup>, respectively, and C : N, C : P and N : P did in the range of 3.06~13.05, 21.4~185.6 and 5.62~18.20, respectively. On the whole the contents of organic carbon, total nitrogen, total phosphorus and C : N increased in all fractions of soil aggregates in both soil layers with the restoration going on ( $P<0.05$ ), and the trend was more significant in the 0~20 cm soil layer than in the 20~40 cm layer, while soil C : P and N : P displayed a rising-falling-rising trend, and C : P decreased with soil depth, and N : P did not vary much. The contents of organic carbon, total nitrogen and total phosphorus, and C : N and C : P on the whole increased with the aggregates going down in particle size ( $P<0.05$ ), except for the plot of 0 year, while N : P did not vary much with aggregate particle size ( $P>0.05$ ). The content organic carbon, total nitrogen and total phosphorus in soil aggregates were remarkably positively related to their respective ones in the soil. In the soil aggregates the contents of organic carbon and total N positively related to C : N, the content of organic carbon was to C : P, and the content of total phosphorus was to N : P. 【Conclusion】 All the findings in the study demonstrate that vegetation restoration mitigates soil erosion and significantly increases the contents of organic carbon, total nitrogen and total phosphorus and improves the function of soil aggregates as carbon and nitrogen pools, and what is more, P in the aggregates is the major factor restraining rehabilitation of the degraded ecosystem.

**Key words** Stoichiometric characteristics; Nutrients in soil aggregates; Vegetation restoration; Eroded red soil

( 责任编辑：卢 萍 )

# 红壤坡地氮的径流输出通量及形态组成\*

郑海金 左继超 奚同行 聂小飞 王凌云 刘 昭

(江西省水土保持科学研究院, 江西省土壤侵蚀与防治重点实验室, 南昌 330029)

**摘 要** 为研究自然降雨条件下红壤坡地氮素输出特征, 于2015年5月—2016年5月采用野外大型土壤水分渗漏试验装置, 对赣北第四纪红壤坡地植草覆盖、干草覆盖和裸露对照3种处理的地表径流和壤中流中不同形态氮素的输出开展了试验观测。结果表明: (1) 在侵蚀不明显的第四纪红壤坡地, TN (总氮)、DIN (溶解态无机氮)、DON (溶解态有机氮) 和PN (悬涂泥沙颗粒态氮) 主要随105 cm壤中流输出, 占径流输出总通量的71%, 而随地表径流和30 cm、60 cm壤中流输出通量分别为23%和6%; (2) 氮素随壤中流输出主要以溶解态 (DTN (溶解态总氮) 占TN比例为54.8%~86.9%) 为主, DTN又以无机态 (DIN占DTN比例为57.8%~97.1%) 尤其是 $\text{NO}_3^-$ -N (硝态氮) 为主。氮素随地表径流输出的主要形态则随处理措施的不同而不同; (3) 保留草被覆盖可以较好地削减氮素径流流失, 而采取干草覆盖有增大氮素径流流失尤其是深层损失的风险。

**关键词** 红壤; 植草覆盖; 干草覆盖; 氮损失; 径流; 壤中流

**中图分类号** S157.1 **文献标识码** A

径流是坡地土壤养分迁移传输的重要途径与载体, 在降雨和径流冲刷作用下, 坡地土壤养分主要通过地表径流和壤中流等途径汇入受纳水体<sup>[1]</sup>, 从而引起土壤中养分的流失和水体的污染<sup>[2]</sup>。随着地表径流对土壤养分流失影响研究的日趋成熟, 壤中流影响土壤养分流失的研究已成为热点<sup>[1]</sup>。近年来, 国外在壤中流的观测方法<sup>[3]</sup>、产流特征<sup>[4]</sup>、发生机制<sup>[5-6]</sup>、预测模拟<sup>[7-8]</sup>、溶质运移<sup>[9]</sup>及其与地表径流关系<sup>[10]</sup>方面进行了广泛的研究, 并取得了较大的进展; 国内则侧重于紫色土和喀斯特地区壤中流的形成、产流特征、影响因素、养分输出特征及其与地表径流的差异分析<sup>[11-14]</sup>; 越来越多的研究证实, 虽然地表径流是氮素等养分迁移的主要途径, 随壤中流流失的氮素等养分对湖

泊和河流富营养化的作用也不容忽视<sup>[15-19]</sup>。如Jia等<sup>[16]</sup>研究了不同水文机制下紫色土地区的氮损失, 发现壤中流中硝态氮 ( $\text{NO}_3^-$ -N) 的浓度为地表径流的20多倍; 林超文等<sup>[11,17]</sup>多次证明紫色土农田氮损失的主要途径是壤中流。尽管如此, 已有研究主要采用模拟降雨试验或单场自然降雨试验, 长期的野外原位观测研究相对薄弱, 对坡地氮素随径流入渗至地下的再分配过程、氮素随壤中流的迁移途径和机理等有待深入研究; 大部分研究关注于硝态氮损失, 对其他形态氮素 (如有机氮) 损失关注较少。

我国东南部红壤丘陵区遍及10省 (区), 面积为113万 $\text{km}^2$ , 占红壤区土地总面积的51.8%, 占全国土地总面积的11.8%<sup>[20]</sup>。该区域降水充沛, 加

\* 国家自然科学基金项目 (41401311和41761060)、江西省自然科学基金项目 (20171ACB21072) 和江西省杰出人才资助计划 (20171BCB23080) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 41401311 and 41761060), the Natural Science Foundation of Jiangxi Province in China (No. 20171ACB21072) and the Program for Excellent Talents of Jiangxi Province in China (No. 20171BCB23080)

作者简介: 郑海金 (1978—), 女, 江西临川人, 博士, 教授级高工, 主要研究方向为水土保持与坡地养分循环。

E-mail: haijinzhang@163.com

收稿日期: 2017-12-22; 收到修改稿日期: 2018-02-12; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-03-12

上红壤自身性质的影响，壤中流普遍发生<sup>[15,21]</sup>。国内学者对红壤坡地壤中流养分运移特征已进行了初步研究，如褚利平等<sup>[22]</sup>研究了烤烟红壤坡耕地壤中流氮素等养分浓度垂向变化特征；莫明浩等<sup>[23]</sup>基于单场自然降雨产流的观测分析了红壤坡地地表径流和壤中流及其氮素等养分流失特征。但受试验观测手段等的限制，前人对自然降雨条件下壤中流长时期持续产流及其运移养分过程的观测与研究尚不充分；而且，由于红壤区的降水分配特征和土壤垂向结构区别于紫色土和喀斯特地区，红壤坡地土壤水文状况也与上述两地区明显不同。为此，本文利用野外大型土壤水分渗漏试验装置，长期观测自然降雨条件下红壤坡地不同径流的产流过程及其氮素含量，研究红壤坡地不同形态氮随径流垂向分层输出浓度与输出通量变化特征，以期深入了解红壤坡地不同径流对不同形态氮流失的贡献和差异，探索氮素径流流失量、形态与机制，为该地区水土流失和农业面源污染防治提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

试验布设在江西省北部德安县的江西水土保持科研创新基地（115° 42′ 38″ E~115° 43′ 06″ E，29° 16′ 37″ N~29° 17′ 40″ N）内。该基地属鄱阳湖流域博阳河水系，属于亚热带季风气候区，多年平均降水量1 399 mm，主要集中

在4—9月，占全年降水量的70%以上；多年平均气温16.7℃，多年平均无霜期249 d，年日照时数1 650~2 100 h；地貌为浅丘岗地，海拔30~100 m，坡度5°~25°，地带性植被为亚热带常绿阔叶林。土壤主要为第四纪红黏土发育的红壤，呈酸性至微酸性，土层厚度约105 cm，土壤剖面从上至下典型土体构型为Ah-Bs-Bsv-Csv<sup>[21]</sup>。其中：Ah层厚度约为0~30 cm，土壤容重为1.05~1.32 g·cm<sup>-3</sup>；Bs层厚度约为30~60 cm，土壤容重为1.48 g·cm<sup>-3</sup>；Bsv层厚度约大于60 cm，土壤容重为1.53 g·cm<sup>-3</sup><sup>[24]</sup>，土壤入渗率大小表现为：Ah>Bs>Bsv，故在各分层土壤中存在壤中流现象。该土壤在我国东南部红壤丘陵区具有代表性。

1.2 试验设计

试验采用大型土壤水分渗漏装置，可观测地表径流以及30 cm、60 cm和105 cm壤中流。试验装置详细布置参见文献[21, 24]。设置3个处理，即植草覆盖（种植百喜草，覆盖度100%，定期刈割使草丛高度保持在30 cm）、干草覆盖（将刈割的百喜草横向覆盖于地表，覆盖度100%，厚度约5 cm）和裸露对照（地表不扰动，及时清除杂草保持地表完全裸露）。各处理小区彼此相邻且坡度均为14°，每个小区宽5 m、长15 m（水平投影）。小区于2000年建成，经过15 a的沉降稳定，已接近自然土体。小区内各项处理措施保存良好，目前土壤基本化学性质见表1（土壤采样时间为2015年5月22日施肥前）。

表1 试验小区土壤养分背景

| Table 1 Chemical properties of the soils in the three treatment plots |                           |   |  |   |  |  |
|---|---------------------------|---|--|---|--|--|
| 处理<br>Treatment   | 土层深度<br>Soil depth<br>/cm | 有机质<br>Organic matter<br>/ ( g·kg <sup>-1</sup> ) | 全氮<br>Total nitrogen<br>/ ( g·kg <sup>-1</sup> ) | 碱解氮<br>Alkaline nitrogen<br>/ ( mg·kg <sup>-1</sup> ) | 全磷<br>Total phosphorus<br>/ ( g·kg <sup>-1</sup> ) | 有效磷<br>Available phosphorus<br>/ ( mg·kg <sup>-1</sup> ) |
| 植草覆盖<br>Grass cover   | 0~30                      | 19.87   | 0.98   | 114.80  | 0.22   | 12.55  |
|   | 30~60                     | 6.84  | 0.53   | 65.10   | 0.24   | 10.27  |
|   | 60~90                     | 4.93  | 0.45   | 42.21   | 0.17   | 3.69   |
| 干草覆盖<br>Straw mulch   | 0~30                      | 14.81   | 0.83   | 87.71   | 0.34   | 19.73  |
|   | 30~60                     | 5.57  | 0.53   | 59.01   | 0.20   | 16.28  |
|   | 60~90                     | 4.27  | 0.45   | 29.61   | 0.25   | 5.62   |
| 裸露对照<br>Bare land   | 0~30                      | 11.38   | 0.53   | 60.41   | 0.24   | 19.86  |
|   | 30~60                     | 8.63  | 0.38   | 61.11   | 0.19   | 17.80  |
|   | 60~90                     | 5.24  | 0.38   | 52.50   | 0.18   | 5.61   |

### 1.3 观测指标与方法

鉴于3个试验小区土壤氮素背景值含量较低(表1),于2015年5月22日参照当地花生旱地氮肥施用标准施以尿素 $300 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ (约合总氮 $140 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ),施肥后开展逐场次自然降雨条件下的氮素随分层径流输出浓度和输出通量的试验观测,观测周期为2015年5月22日—2016年5月21日。降雨量采用试验区旁设置的虹吸式自计雨量计进行监测;径流量通过径流池池壁的搪瓷水尺读数,由预先率定的公式计算得到;每次产流结束后,将各径流池中的水充分搅拌均匀后迅速采集500 mL水样于塑料瓶中,现场加酸稳定立即带回实验室置于 $4^{\circ}\text{C}$ 冰箱保存,在48 h内分析完毕,主要测定总氮含量 $\rho(\text{TN})$ 、溶解态总氮含量 $\rho(\text{DTN})$ 、溶解态无机氮含量 $\rho(\text{DIN})$ 、铵态氮含量 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 和硝态氮含量 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 等指标。分析检测时,首先将水样充分摇匀取适量检测 $\rho(\text{TN})$ (含颗粒态和溶解态),然后将剩余水样经 $0.45 \mu\text{m}$ 微孔滤膜过滤后测定溶解态总氮、铵态氮和硝态氮质量浓度。 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{DTN})$ 采用碱性过硫酸钾氧化—紫外分光光度法测定; $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 采用水杨酸分光光度法测定; $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ 采用硫酸肼还原法测定<sup>[11, 17, 25]</sup>。

### 1.4 数据整理与计算

由于各试验小区侵蚀泥沙量低,文中 $\rho(\text{TN})$ 是指径流中溶解态和悬浮颗粒态氮量,未涉及推移质泥沙所吸附的氮量;因 $\rho(\text{NO}_2^--\text{N})$ 较低,故忽略不计。 $\rho(\text{DON})$ (溶解态有机氮质量浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )、 $\rho(\text{PN})$ (悬浮泥沙颗粒态氮质量浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )、 $\rho(\text{DIN})$ (溶解态无机氮质量浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )通过计算得到:

$$\rho(\text{DON}) = \rho(\text{DTN}) - \rho(\text{DIN}) \quad (1)$$

$$\rho(\text{PN}) = \rho(\text{TN}) - \rho(\text{DTN}) \quad (2)$$

$$\rho(\text{DIN}) = \rho(\text{NH}_4^+-\text{N}) + \rho(\text{NO}_3^--\text{N}) \quad (3)$$

各分层径流不同形态氮输出通量计算公式如下:

$$W_{kj} = \sum_{i=1}^{N_p} 10 \frac{C_{ikj} \times Q_{ik}}{A} \quad (4)$$

式中,  $i=1, 2, \dots, N_p$ , 表示第 $i$ 次降雨;  $N_p$ 为总降

雨次数;  $W_{kj}$ 为第 $k$ 类径流第 $j$ 种形态氮的输出通量,  $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ;  $C_{ikj}$ 表示第 $i$ 次降雨、第 $k$ 类径流、第 $j$ 种形态氮输出的质量浓度,  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;  $Q_{ik}$ 为第 $i$ 次降雨、第 $k$ 类径流所对应的径流量,  $\text{m}^3$ ;  $A$ 为试验小区的面积, 本文为 $75 \text{ m}^2$ 。

## 2 结 果

### 2.1 径流液中不同形态氮浓度

本文采用的数据是2015年5月22日—2016年5月21日28次自然降雨产流事件下采集水样的监测结果。试验观测期总降雨量为 $1\,246 \text{ mm}$ , 植草覆盖小区地表径流、30和60 cm壤中流以及105 cm壤中流产流量分别为 $28.94$ 、 $21.06$ 、 $13.82$ 、 $393.0 \text{ mm}$ ; 干草覆盖小区地表径流、30和60 cm壤中流以及105 cm壤中流产流量分别为 $27.48$ 、 $39.36$ 、 $20.51$ 、 $647.1 \text{ mm}$ ; 裸露对照小区分别为 $89.97$ 、 $17.89$ 、 $10.18$ 、 $473.9 \text{ mm}$ (图1)。

试验观测期不同处理各分层径流中氮素输出质量浓度的平均值如表2所示。由表2可知, 植草覆盖坡地径流中不同形态氮输出浓度总体呈现出随土层深度的增加而减小的趋势, 除 $\rho(\text{PN})$ 外, 其壤中流输出的 $\rho(\text{TN})$ 、 $\rho(\text{DIN})$ 和 $\rho(\text{DON})$ 分别为地表径流氮素输出值的 $36.5\% \sim 56.4\%$ 、 $23.8\% \sim 47.0\%$ 和 $10.5\% \sim 46.5\%$ ; 干草覆盖坡地径流中不同形态氮输出浓度呈现出随土层深度的增加而增大的趋势, 其壤中流输出的 $\rho(\text{TN})$ 、 $\rho(\text{DIN})$ 、 $\rho(\text{DON})$ 和 $\rho(\text{PN})$ 分别为地表径流氮素输出值的 $2.72$ 倍 $\sim 8.16$ 倍、 $5.07$ 倍 $\sim 14.55$ 倍、 $1.83$ 倍 $\sim 8.62$ 倍和 $1.09$ 倍 $\sim 2.94$ 倍; 裸露坡地径流中输出的 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{DIN})$ 也呈现出随土层深度的增加而增大的趋势, 其壤中流输出的 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{DIN})$ 分别为地表径流氮素输出值的 $1.59$ 倍 $\sim 4.38$ 倍和 $5.01$ 倍 $\sim 15.04$ 倍, 但裸露坡地各分层径流中 $\rho(\text{DON})$ 和 $\rho(\text{PN})$ 随土层深度变化无明显规律。

从处理类型来看(表2), 总体上植草覆盖小区的氮素浓度低于裸露对照小区, 而干草覆盖小区的氮素浓度高于裸露对照小区。可见, 保留草被覆盖对于坡地径流氮素浓度有着明显的削减效应, 而采取干草覆盖的坡地有增大氮素径流损失尤其是深层损失的风险。



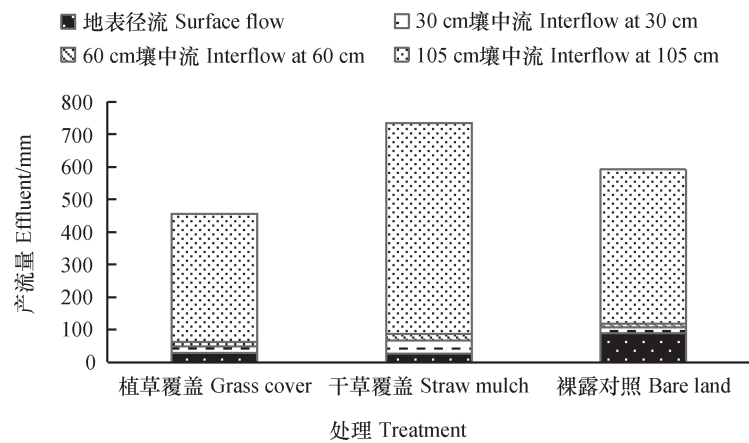


图1 试验小区分层径流输出量

Fig. 1 Runoff from the plot relative to treatment and soil depth

表2 分层径流不同形态氮素输出质量浓度平均值

| Table 2 Mean mass concentration of different fractions of nitrogen in runoff relative to soil depth/(mg·L <sup>-1</sup> ) |   |               |                |                |               |
|---|---|---------------|----------------|----------------|---------------|
| 处理<br>Treatment   | 分层径流<br>Surface/Surface runoff Inerflow | $\rho$ ( TN ) | $\rho$ ( DIN ) | $\rho$ ( DON ) | $\rho$ ( PN ) |
| 植草覆盖<br>Grass cover   | 地表径流Surface runoff                      | 2.237de       | 1.039e         | 0.674b         | 0.523c        |
|   | 30 cm壤中流 Interflow at 30 cm             | 1.144e        | 0.377e         | 0.313b         | 0.454c        |
|   | 60 cm壤中流 Interflow at 60 cm             | 1.261e        | 0.488e         | 0.071b         | 0.702c        |
|   | 105 cm壤中流 Interflow at 105 cm           | 0.816e        | 0.248e         | 0.178b         | 0.390c        |
| 干草覆盖<br>Straw mulch   | 地表径流Surface runoff                      | 2.643de       | 1.011e         | 0.362b         | 1.269c        |
|   | 30 cm壤中流 Interflow at 30 cm             | 7.177c        | 5.128d         | 0.663b         | 1.387bc       |
|   | 60 cm壤中流 Interflow at 60 cm             | 10.39b        | 7.790c         | 0.875b         | 1.722ab       |
|   | 105 cm壤中流 Interflow at 105 cm           | 21.56a        | 14.70a         | 3.125a         | 3.735a        |
| 裸露对照<br>Bare land   | 地表径流Surface runoff                      | 2.757e        | 0.640e         | 0.421b         | 1.695c        |
|   | 30 cm壤中流 Interflow at 30 cm             | 4.374d        | 3.476d         | 0.052b         | 0.846c        |
|   | 60 cm壤中流 Interflow at 60 cm             | 4.659cd       | 3.204d         | 0.184b         | 1.272c        |
|   | 105 cm壤中流 Interflow at 105 cm           | 12.09b        | 9.626b         | 0.941b         | 1.518bc       |

注：不同小写字母表示同一列中不同分层径流处理间在5%水平差异显著， $\rho$  ( TN )、 $\rho$  ( DIN )、 $\rho$  ( DON )、 $\rho$  ( PN ) 分别表示总氮、溶解态无机氮、溶解态有机氮和悬浮泥沙颗粒态氮质量浓度 Note: Different letters in the same column indicate significant difference between treatments at 5% level, and  $\rho$  ( TN ) ,  $\rho$  ( DIN ) ,  $\rho$  ( DON ) and  $\rho$  ( PN ) stands for mass concentrations of total nitrogen, dissolved inorganic nitrogen, dissolved organic nitrogen, and particulate nitrogen, respectively

2.2 氮随径流垂向分层输出通量

试验观测期不同处理各分层径流的氮素输出通量如图2所示。可以看出，无论何种覆盖措施，红壤坡地105 cm壤中流中TN、DIN、DON和PN输出通量分别占径流输出总通量的76.6%~95.9%、78.0%~97.3%、72.9%~96.6%和71.8%~94.4%；30和60 cm壤中流中TN、DIN、DON和PN输出通量分别占径流输出总通量的1.3%~5.0%、0.4%~4.1%、

1.0%~6.0%和2.1%~4.8%；地表径流中TN、DIN、DON和PN输出通量分别占0.5%~15%、0.4%~21.1%、0.2%~16.8%和1.3%~23.2%。这表明不同形态氮径流输出均以105 cm壤中流为主，占径流输出总通量的71%以上，而地表径流和其他层次壤中流输出分别不足23%和6%。

从处理类型来看（图2），试验观测期3种处理的TN、DIN、DON和PN输出总通量由大到小排序

为干草覆盖、裸露对照、植草覆盖。由于径流中氮输出通量与产流量及其氮质量浓度相关，不同处理

间径流中的氮输出通量差异与不同处理间产流差异和氮质量浓度差异类似。

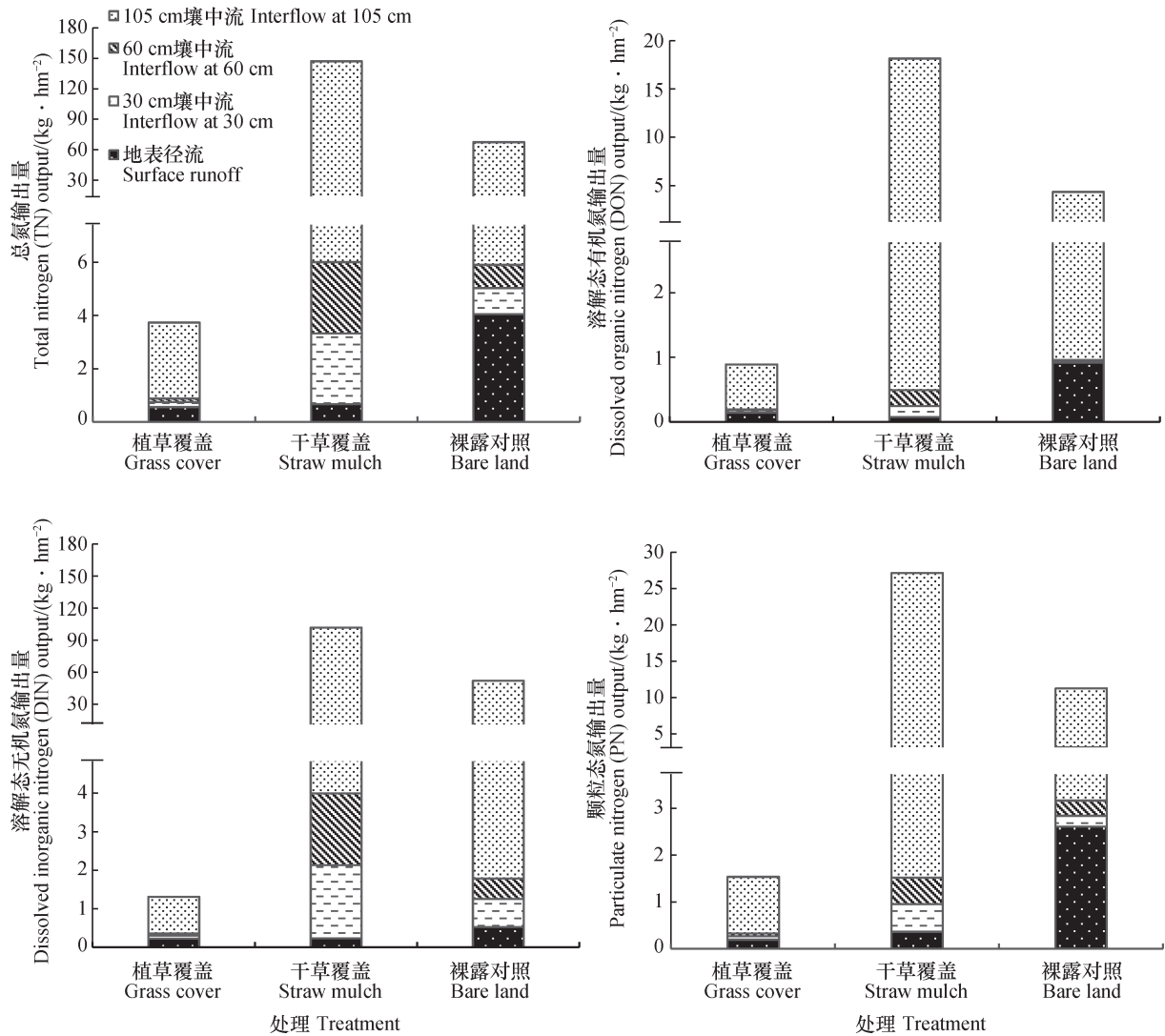


图2 分层径流不同形态氮素输出通量

Fig. 2 Output flux of different nitrogen fractions in runoff relative to soil depth

2.3 氮随径流垂向分层输出形态及其贡献

坡地径流中的氮素通常以溶解态和颗粒态的形式迁移输出。从总氮输出形式来看（表3），裸露红壤坡地地表径流输出的氮以泥沙颗粒吸附为主，占地表径流TN输出通量的64.4%；采取死地被物覆盖处理后，泥沙颗粒吸附氮PN的输出比例下降至54.2%，与径流溶解态总氮DTN的输出比例（45.9%）相差不明显；而采取活地被物覆盖处理后，DTN为地表径流氮输出的主要形式，占TN输出通量的64.9%。对于壤中流，3种处理下径流中54.8%~86.9%的氮以DTN输出，表明壤中流氮的

输出均以径流溶解态为主，且干草覆盖和裸露处理下壤中流的DTN输出通量高于植草覆盖处理，这与干草覆盖和裸露处理下壤中流中DTN输出质量浓度明显高于植草覆盖处理有关。

上述分析表明，径流溶解态携带是红壤坡地径流尤其是壤中流氮素输出的主要形式，故进一步分析溶解态总氮DTN的输出形态。根据表4可知，对于地表径流，裸露处理地表径流中DTN输出以有机态为主，约占64%；采取死地被物覆盖和活地被物覆盖措施后，DTN随地表径流输出则以无机态为主，占60%~76%左右。对于各层次

表3 总氮随各分层径流输出形态

Table 3 Composition of TN in runoff relative to soil depth

| 处理<br>Treatment     | 分层径流<br>Surface runoff/Inerflow | 溶解态总氮<br>输出量<br>DTN output<br>/ ( kg·hm <sup>-2</sup> ) | 颗粒态氮<br>输出量<br>PN output<br>/ ( kg·hm <sup>-2</sup> ) | 占总氮的比例<br>Percentage of TN<br>/% |      |
|---------------------|---------------------------------|---|---|----------------------------------|------|
|                     |                                 |   |   | DTN                              | PN   |
| 植草覆盖<br>Grass cover | 地表径流Surface runoff              | 0.36  | 0.20  | 64.9                             | 35.1 |
|                     | 30 cm壤中流 Interflow at 30 cm     | 0.12  | 0.07  | 63.1                             | 36.9 |
|                     | 60 cm壤中流 Interflow at 60 cm     | 0.07  | 0.06  | 54.8                             | 45.2 |
|                     | 105 cm壤中流 Interflow at 105 cm   | 1.65  | 1.21  | 57.8                             | 42.2 |
|                     | 总径流 Total runoff                | 2.20  | 1.53  | 59.0                             | 41.0 |
| 干草覆盖<br>Straw mulch | 地表径流Surface runoff              | 0.31  | 0.36  | 45.9                             | 54.2 |
|                     | 30 cm壤中流 Interflow at 30 cm     | 2.07  | 0.59  | 77.8                             | 22.2 |
|                     | 60 cm壤中流 Interflow at 60 cm     | 2.12  | 0.57  | 78.8                             | 21.2 |
|                     | 105 cm壤中流 Interflow at 105 cm   | 115.5   | 25.64   | 81.8                             | 18.2 |
|                     | 总径流 Total runoff                | 112.0   | 27.16   | 81.5                             | 18.5 |
| 裸露对照 Bare<br>land   | 地表径流Surface runoff              | 1.44  | 2.61  | 35.6                             | 64.4 |
|                     | 30 cm壤中流 Interflow at 30 cm     | 0.75  | 0.23  | 76.5                             | 23.6 |
|                     | 60 cm壤中流 Interflow at 36 cm     | 0.55  | 0.33  | 62.7                             | 37.4 |
|                     | 105 cm壤中流 Interflow at 105 cm   | 53.56   | 8.08  | 86.9                             | 13.1 |
|                     | 总径流 Total runoff                | 56.30   | 11.24   | 83.4                             | 16.6 |

壤中流，3种处理下DTN随径流均以无机态输出为主，DIN占57.8%~97.1%，且干草覆盖和裸露处理下各层次壤中流中DIN输出量均高于植草覆盖处理，这与干草覆盖和裸露处理下各层壤中流中输出的 $\rho$ （DIN）尤其是 $\rho$ （NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N）的浓度明显高于植草覆盖处理有关。在DIN中，由于NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-NN更易迁移，各分层径流输出的 $\rho$ （NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N）均要显著高于 $\rho$ （NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N），植草覆盖、干草覆盖和裸露处理下NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N输出量分别为NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N输出量的2.89倍、72.79倍、15.37倍。

此外，从不同组分总氮TN的输出形态来看（表3和表4），对于干草覆盖和裸露处理小区，监测期内NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N是壤中流氮素流失的主要形态（占TN流失的56.2%~76.7%），除去占有很少比例的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N外（不足5%），其余为PN（占TN流失的13.1%~37.4%）和DON（占TN流失的1.8%~12.5%）。但对于植草覆盖处理小区，监测期内壤中流中PN占TN流失的39.2%~45.2%，其次为NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N和DON，分别占TN流失的24.1%~31.6%和10.6%~24.4%；NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N比例较少，为

9.3%~15.6%。这表明3种处理下壤中流TN输出除DIN外还有DON和PN。

3 讨论

3.1 氮随径流垂向分层输出形态特征

国内外有关坡地氮素流失途径和形态的研究较多<sup>[26-31]</sup>，但这些研究主要集中在地表径流，将氮素在地表和地下各层综合分析其流失途径和形态的研究还较少。本研究利用土壤径流收集系统详细分析了自然降雨条件下红壤坡地氮素随地表径流和壤中流的输出特征，有助于深化对氮素地表及深层流失规律的理解。本研究结果表明，在侵蚀不明显的第四纪红壤坡地，氮素主要随径流尤其是壤中流流失，这与前人<sup>[23,26-27]</sup>已有研究结论相似，他们发现：在覆盖度较大、少量或无侵蚀发生的土地利用类型下，由于其侵蚀泥沙量少，径流成为氮素等养分流失的主要途径；氮素流失不仅体现在地表径流，更多地还体现在壤中流。百喜草根系较发达，深达80 cm左右，受根系吸收土壤养分的影响，植

表4 溶解态总氮（DTN）随各分层径流输出形态

Table 4 Composition of DTN in runoff relative to soil depth

| 处理<br>Treatment     | 分层径流<br>Surface runoff/Inerflow | 不同组分的DTN输出量<br>Fractions of DTN output<br>/ ( kg·hm <sup>-2</sup> ) |                                 |                 |       | 占DTN比例<br>Percentage of<br>DTN<br>/% |      | 占TN比例<br>Percentage of TN<br>/% |                                 |      |
|---------------------|---------------------------------|---|---------------------------------|-----------------|-------|--------------------------------------|------|---------------------------------|---------------------------------|------|
|                     |                                 | DIN   |                                 |                 |       |                                      |      |                                 |                                 |      |
|                     |                                 | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N                                     | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N | 小计<br>Sub-total | DON   | DIN                                  | DON  | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N | DON  |
| 植草覆盖<br>Grass cover | 地表径流Surface runoff              | 0.03  | 0.19                            | 0.22            | 0.14  | 60.7                                 | 39.3 | 5.9                             | 33.5                            | 25.5 |
|                     | 30 cm壤中流 Interflow at 30 cm     | 0.02  | 0.06                            | 0.08            | 0.04  | 68.0                                 | 32.0 | 9.8                             | 31.6                            | 19.5 |
|                     | 60 cm壤中流 Interflow at 60 cm     | 0.02  | 0.04                            | 0.06            | 0.01  | 80.7                                 | 19.3 | 15.6                            | 28.6                            | 10.6 |
|                     | 105 cm壤中流 Interflow at 105 cm   | 0.27  | 0.69                            | 0.95            | 0.70  | 57.8                                 | 42.2 | 9.3                             | 24.1                            | 24.4 |
|                     | 总径流 Total runoff                | 0.34  | 0.97                            | 1.31            | 0.89  | 59.5                                 | 40.5 | 9.0                             | 26.0                            | 23.8 |
| 干草覆盖<br>Straw mulch | 地表径流Surface runoff              | 0.07  | 0.16                            | 0.23            | 0.07  | 75.7                                 | 24.3 | 10.1                            | 24.7                            | 11.1 |
|                     | 30 cm壤中流 Interflow at 30 cm     | 0.11  | 1.79                            | 1.90            | 0.17  | 91.8                                 | 8.2  | 4.3                             | 67.1                            | 6.4  |
|                     | 60 cm壤中流 Interflow at 60 cm     | 0.02  | 1.85                            | 1.87            | 0.25  | 88.3                                 | 11.7 | 0.7                             | 68.9                            | 9.2  |
|                     | 105 cm壤中流 Interflow at 105 cm   | 1.18  | 96.65                           | 97.83           | 17.66 | 84.7                                 | 15.3 | 0.8                             | 68.5                            | 12.5 |
|                     | 总径流 Total runoff                | 1.38  | 100.5                           | 101.8           | 18.15 | 84.9                                 | 15.1 | 0.9                             | 68.3                            | 12.3 |
| 裸露对照<br>Bare land   | 地表径流Surface runoff              | 0.20  | 0.33                            | 0.52            | 0.92  | 36.3                                 | 63.7 | 4.9                             | 8.0                             | 22.7 |
|                     | 30 cm壤中流 Interflow at 30 cm     | 0.02  | 0.71                            | 0.73            | 0.02  | 96.9                                 | 3.1  | 1.8                             | 72.3                            | 2.4  |
|                     | 60 cm壤中流 Interflow at 60 cm     | 0.04  | 0.49                            | 0.53            | 0.02  | 97.1                                 | 2.9  | 4.7                             | 56.2                            | 1.8  |
|                     | 105 cm壤中流 Interflow at 105 cm   | 2.92  | 47.25                           | 50.17           | 3.39  | 93.7                                 | 6.3  | 4.7                             | 76.7                            | 5.5  |
|                     | 总径流 Total runoff                | 3.17  | 48.78                           | 51.95           | 4.35  | 92.3                                 | 7.7  | 4.7                             | 72.2                            | 6.4  |

百喜草覆盖坡地径流中不同形态氮输出浓度总体表现为随土层深度的增加而减小；通常土壤中不同形态氮素的淋溶损失强度由大至小依次为硝态氮、铵态氮、有机氮，本研究中干草覆盖和裸露坡地移动性氮素输出浓度表现为随土层深度的增加而增大，这主要与氮素发生淋溶损失下移有关。

至于氮素流失形态，已有研究表明，氮素随地表径流迁移输出既有以泥沙颗粒吸附携带为主的也有以径流溶解携带为主的，而溶解态氮随地表径流迁移输出既有以有机氮为主的也有以无机氮为主的，在不同的土地利用方式等条件下，坡地氮素随地表径流迁移输出的主要形式各不相同<sup>[28-31]</sup>。本研究也发现红壤坡地氮素随地表径流迁移输出的上述特征，但还发现总氮深层流失（随壤中流输出）除无机氮外还有溶解态有机氮和泥沙颗粒态氮，这与高忠霞等<sup>[32]</sup>利用大型回填土渗漏池研究得出淋溶水样中除无机氮外基本以溶解态有机氮为主的试验结果不完全一致，主要是因为高忠霞等<sup>[32]</sup>仅考

虑无植被覆盖的裸地且未考虑悬移泥沙颗粒态氮。

**3.2 覆盖方式对各分层径流不同形态氮输出的影响**

干草覆盖和植草覆盖是拦截坡面径流、增加水分入渗、减少地表养分流失的常见水土保持措施，已被广泛应用<sup>[21,33]</sup>。近年来，有学者<sup>[34-35]</sup>研究发现，覆盖措施、植物篱等水土保持措施在减少养分地表流失的同时，也同样增加了养分渗漏损失。但本研究仅在干草覆盖小区中发现氮素渗漏损失增加的现象，在覆盖度大的植草覆盖小区则不然。本研究表明：与裸露对照相比，植草覆盖所产生的地表径流及其不同形态氮流失的拦截能力与干草覆盖相当，但干草覆盖和植草覆盖对壤中流及其氮流失的作用不同，即保留草被覆盖对于坡地壤中流量及其氮流失有着明显的削减效应，而采取干草覆盖的坡地有增大氮深层损失的风险（表5）。草被对于坡地的氮素保持具有十分重要的价值：一方面，草被覆盖可以有效减少降雨对于坡面土壤打击，拦



蓄径流，减少径流的氮素质量浓度，降低氮素流失通量；另一方面，草被可以有效吸收坡地土壤中多余的溶解态氮素，减少流失。可见，单纯采用干草覆盖措施虽能有效控制地表养分流失，但又引起了渗漏损失增加等问题。因此，应该综合多种措施，形成一种或几种综合性的覆盖模式是十分必要的。

表5 不同覆盖措施对各分层径流不同形态氮的拦截效应

| 处理 Treatment      | 对地表径流及其氮素流失的拦截效应<br>Interception effects on surface runoff and nitrogen loss |      |      |      |      | 对壤中流及其氮素流失的拦截效应<br>Interception effects on interflow and nitrogen loss |        |       |        |        |
|-------------------|--|------|------|------|------|--|--------|-------|--------|--------|
|                   | 地表径流<br>Surface runoff   | TN   | DIN  | DON  | PN   | 壤中流<br>Interflow   | TN     | DIN   | DON    | PN     |
|                   |  |      |      |      |      |  |        |       |        |        |
| 植草覆盖 <sup>①</sup> | 67.9   | 86.2 | 58.1 | 84.5 | 92.5 | 14.7   | 95.0   | 97.9  | 78.2   | 84.5   |
| 干草覆盖 <sup>②</sup> | 69.5   | 83.5 | 55.7 | 91.9 | 86.1 | -40.9  | -130.7 | -97.5 | -426.9 | -210.5 |

注：以裸露处理为对照 Note: with the bare land as control. ①Grass cover, ②Straw mulch

4 结 论

不同形态氮径流输出浓度在红壤干草覆盖坡地呈现出随土层深度的增加而增大的趋势，而在植草覆盖坡地总体呈现出随土层深度的增加而减小的趋势。控制红壤坡地各层次壤中流的形成和减少硝态氮淋溶损失下移是减少农业氮素流失的关键所在。与裸露对照相比，保留草被覆盖对于红壤坡地的氮素保持具有重要意义，主要是通过草被覆盖削减径流氮素浓度和拦蓄径流产生的；而采取干草覆盖的坡地有增大氮素径流损失尤其是深层损失的风险。因此，在红壤坡地农林开发中，活地被物覆盖措施和死地被物覆盖措施相结合，才能达到保持土壤肥力、减少侵蚀和预防农业面源污染的效果。

参 考 文 献

[ 1 ] Wang T, Zhu B, Kuang F H. Reducing interflow nitrogen loss from hillslope cropland in a purple soil hilly region in southwestern China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2012, 93 ( 3 ) : 285—295

[ 2 ] Ftd V, van Groenigen J W, Hoffland E, et al. Nitrogen losses from two grassland soils with different fungal biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43 ( 5 ) : 997—1005

[ 3 ] Everts C, Kanwar R S. Estimating preferential flow to a subsurface drain with tracers. *Transactions of the ASAE*, 1990, 33 ( 2 ) : 451—457

[ 4 ] Meerveld H J T V, McDonnell J J. Temporal variability of subsurface storm flow: 1. A 147-storm analysis of the Panola hillslope. *Water Resources*

Research, 2006, 42 ( 2 ) : 1—11

[ 5 ] Uchida T, Tromp V M I, McDonnell J J. The role of lateral pipe flow in hillslope runoff response: An intercomparison of non-linear hillslope response. *Journal of Hydrology*, 2005, 311 ( 1 ) : 117—133

[ 6 ] Du E H, Jackson C R, Klaus J, et al. Subsurface flow dynamics on a low relief forested hillslope: Lots of fill, little spill. *Journal of Hydrology*, 2016, 534: 648—658

[ 7 ] Samper J, Pisani B, Marques J E. Hydrological models of subsurface flow in three Iberian mountain basins. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 73 ( 6 ) : 2645—2656

[ 8 ] 郭新送, 丁方军, 宋付朋, 等. 质量指数表征模拟降雨下土壤坡面养分的流失特性. *土壤*, 2016, 48 ( 5 ) : 1000—1006

Guo X S, Ding F J, Song F P, et al. Quality indices on nutrient loss characteristics of soil slope under simulated rainfall ( In Chinese ). *Soils*, 2016, 48 ( 5 ) : 1000—1006

[ 9 ] Chandna P, Khurana M L, Ladha J K, et al. Spatial and seasonal distribution of nitrate-N in groundwater beneath the rice-wheat cropping system of India: A geospatial analysis. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, 178 ( 1/4 ) : 545—562

[ 10 ] 马美景, 王军光, 郭忠录, 等. 放水冲刷对红壤坡面侵蚀过程及溶质迁移特征的影响. *土壤学报*, 2016, 53 ( 2 ) : 365—374

Ma M J, Wang J G, Guo Z L, et al. Research on sediment and solute transport on red soil slope under simultaneous influence of scouring flow ( In Chinese ). *Acta Pedologica Sinica*, 2016, 53 ( 2 ) :

- 365—374
- [11] 林超文, 罗春燕, 庞良玉, 等. 不同雨强和施肥方式对紫色土养分损失的影响. 中国农业科学, 2011, 44 (9): 1847—1854  
Lin C W, Luo C Y, Pang L Y, et al. Effect of different fertilization methods and rain intensities on soil nutrient loss from a purple soil (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2011, 44 (9): 1847—1854
- [12] 吴希媛, 张丽萍, 张妙仙, 等. 不同雨强下坡地氮流失特征. 生态学报, 2007, 27 (11): 4576—4582  
Wu X Y, Zhang L P, Zhang M X, et al. Research on characteristics of nitrogen loss in stoping land under different rainfall intensities (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27 (11): 4576—4582
- [13] 周林飞, 郝利朋, 孙中华. 辽宁浑河流域不同土地类型地表径流和壤中流氮、磷流失特征. 生态环境学报, 2011, 20 (4): 737—742  
Zhou L F, Hao L P, Sun Z H. Characteristics of nitrogen and phosphorus losses through surface flow and interflow on different types of land in Liaoning Hunhe basin (In Chinese). *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20 (4): 737—742
- [14] Li X Y, Contreras S, Sole B A, et al. Controls of infiltration-runoff processes in Mediterranean karst rangelands in SE Spain. *Catena*, 2011, 86 (2): 98—109
- [15] 郑海金, 胡建民, 黄鹏飞, 等. 红壤坡耕地地表径流与壤中流氮磷流失比较. 水土保持学报, 2014, 28 (6): 41—45, 70  
Zheng H J, Hu J M, Huang P F, et al. Comparative study of nitrogen and phosphorus through surface-flow and interflow on red soil farmland (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2014, 28 (6): 41—45, 70
- [16] Jia H Y, Lei A L, Lei J S, et al. Effects of hydrological processes on nitrogen loss in purple soil. *Agricultural Water Management*, 2007, 89 (1): 89—97
- [17] 林超文, 庞良玉, 罗春艳, 等. 平衡施肥及雨强对紫色土养分流失的影响. 生态学报, 2009, 29 (10): 5552—5560  
Lin C W, Pang L Y, Luo C Y, et al. Effect of balanced fertilization and rain intensity on nutrient losses from a purple soil in Sichuan (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29 (10): 5552—5560
- [18] 徐勤学, 王天巍, 李朝霞, 等. 紫色土坡地壤中流特征. 水科学进展, 2010, 21 (2): 229—234  
Xu Q X, Wang T W, Li Z X, et al. Characteristics of interflow in purple soil of hillslope (In Chinese). *Advances in Water Science*, 2010, 21 (2): 229—234
- [19] 江叶枫, 叶英聪, 郭熙, 等. 江西省耕地土壤氮磷生态化学计量空间变异特征及其影响因素. 土壤学报, 2017, 54 (6): 1527—1539  
Jiang Y F, Ye Y C, Guo X, et al. Spatial variability of ecological stoichiometry of soil nitrogen and phosphorus in farmlands of Jiangxi Province and its influencing factors (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54 (6): 1527—1539
- [20] 赵其国. 中国东部红壤地区土壤退化的时空变化、机理及调控. 北京: 科学出版社, 2002  
Zhao Q G. Temporal and spatial variability, mechanism and regulation of soil degradation in red soil region of eastern China (In Chinese). Beijing: Science Press, 2002
- [21] 谢颂华, 涂安国, 莫明浩, 等. 自然降雨事件下红壤坡地壤中流产流过程特征分析. 水科学进展, 2015, 26 (4): 526—534  
Xie S H, Tu A G, Mo M H, et al. Analysis on the characteristic of interflow production processes on red soil slopes in the case of natural rainfall events (In Chinese). *Advances in Water Science*, 2015, 26 (4): 526—534
- [22] 褚利平, 王克勤, 宋泽芬, 等. 烤烟坡耕地壤中流氮、磷浓度的动态特征. 农业环境科学学报, 2010, 29 (7): 1346—1354  
Chu L P, Wang K Q, Song Z F, et al. Dynamics of nitrogen and phosphorus in tobacco slope cropland interflow (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29 (7): 1346—1354
- [23] 莫明浩, 谢颂华, 张杰, 等. 红壤坡地氮溶质分层输出特征试验研究. 水利学报, 2016, 47 (7): 924—933  
Mo M H, Xie S H, Zhang J, et al. Environmental research on characteristics of nitrogen output from different layers in red soil slopes (In Chinese). *Journal of Hydraulic Engineering*, 2016, 47 (7): 924—933
- [24] Liu Y J, Yang J, Hu J M, et al. Characteristics of the surface-subsurface flow generation and sediment yield to the rainfall regime and land-cover by long-term in-situ observation in the red soil region, Southern China. *Journal of Hydrology*, 2016, 539: 457—467
- [25] 王其宝. 硫酸脲还原NEDD光度法测定地表水中硝酸盐. 理化检验 (化学分册), 1994, 30 (2): 98, 101

- Wang Q B. Spectrophotometric determination of nitrate in surface water by hydrazine sulfate reduction NEDD (In Chinese). *Physical Testing and Chemical Analysis (Part B: Chemical Analysis)*, 1994, 30 (2): 98, 101
- [26] 王兴祥, 张桃林. 红壤旱坡地农田生态系统养分循环和平衡. *生态学报*, 1999, 19 (3): 335—341  
Wang X X, Zhang T L. Nutrient cycling and balance of sloping upland ecosystems on red soil (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19 (3): 335—341
- [27] 王洪杰, 李宪文, 史学正, 等. 四川紫色土区小流域土壤养分流失初步研究. *土壤通报*, 2002, 33 (6): 441—444  
Wang H J, Li X W, Shi X Z, et al. Study on soil erosion of the small watershed in the purple area of Sichuan (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33 (6): 441—444
- [28] 袁东海, 王兆骞, 陈欣, 等. 不同农作方式红壤坡耕地土壤氮素流失特征. *应用生态学报*, 2002, 13 (7): 863—866  
Yuan D H, Wang Z Q, Chen X, et al. Characteristics of nitrogen loss from sloping field in red soil area under different cultivation practices (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13 (7): 863—866
- [29] 张展羽, 左长清, 刘玉含, 等. 水土保持综合措施对红壤坡地养分流失作用过程研究. *农业工程学报*, 2008, 24 (11): 41—45  
Zhang Z Y, Zuo C Q, Liu Y H, et al. Process of nutrient loss of red-soil slope land under comprehensive soil and water conservation measures (In Chinese). *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2008, 24 (11): 41—45
- [30] 王全九, 穆天亮, 王辉, 等. 土壤溶质随径流迁移基本特征分析. *水土保持研究*, 2008, 15 (6): 38—41  
Wang Q J, Mu T L, Wang H, et al. Features analysis of solute in soils transfer with surface runoff (In Chinese). *Research of Soil and Water Conservation*, 2008, 15 (6): 38—41
- [31] 陈晓安, 杨洁, 郑太辉, 等. 赣北第四纪红壤坡耕地水土及氮磷流失特征. *农业工程学报*, 2015, 31 (17): 162—167  
Chen X A, Yang J, Zheng T H, et al. Sediment, runoff, nitrogen and phosphorus losses of sloping cropland of quaternary red soil in northern Jiangxi (In Chinese). *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31 (17): 162—167
- [32] 高忠霞, 杨学云, 周建斌, 等. 小麦-玉米轮作期间不同施肥处理氮素的淋溶形态及数量. *农业环境科学学报*, 2010, 29 (8): 1624—1632  
Gao Z X, Yang X Y, Zhou J B, et al. Forms and amounts of nitrogen in leachates affected by different fertilizations after one wheat-maize rotation (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29 (8): 1624—1632
- [33] Bosch D D, Truman C C, Potter T L, et al. Tillage and slope position impact on field-scale hydrologic processes in the South Atlantic Coastal Plain. *Agricultural Water Management*, 2012, 111: 40—52
- [34] Owino J O, Owido S F O, Chemelil M C. Nutrients in runoff from a clay loam soil protected by narrow grass strips. *Soil and Tillage Research*, 2006, 88 (1/2): 116—122
- [35] Wanwisa P, Thanuchai K, Thomas H H, et al. Nitrogen losses by erosion and leaching in hillside cropping systems of northeast Thailand as affected by soil conservation measures: A case study. *Conference on International Agricultural Research for Development, Stuttgart-Hohenheim, October 11—13, 2005. Berlin: Tropentag*

## Nitrogen Output through Runoff on Red Soil Slope and Its Composition

ZHENG Haijin ZUO Jichao XI Tonghang NIE Xiaofei WANG Lingyun LIU Zhao

(Jiangxi Institute of Soil and Water Conservation, Jiangxi Provincial Key Laboratory of Soil Erosion and Prevention, Nanchang 330029, China)

**Abstract** 【Objective】The development of agriculture in the sloping uplands of red soil has been restricted by low water use efficiency, high temperatures and low fertilizer use efficiency. Interflow in the soil has been playing a important role in runoff generation, nutrient loss and soil erosion. Carrying

soil nutrients along, it merges into rainfall-induced runoff, which flows into water bodies, thus causing environmental problems, like waterbody eutrophication. Nitrogen (N) as one of the common soil nutrients causing eutrophication is highly mobile in the soil because it is hardly absorbed and fixed by soil particles, so it moves easily with surface runoff and interflow as its main pathway of migration. Consequently, to study soil nitrogen loss related to the joint effect of surface runoff and interflow on slope lands is of great significance. In some regions, plentiful and concentrated rainfall results in surface runoff and interflow that enhances nutrient migration. Recently, researchers have studied patterns of nitrogen migration in red soil through surface flow and its impacting factors, as well as generation of interflows and its influence on nitrogen output. However, so far little has been reported on investigations that have taken into full account the joint effect of surface flow and interflow on nitrogen migration in red soil. 【Method】 In order to explore characteristics of nitrogen output in sloping uplands of red soil under natural rainfall, large-scale lysimeters were used in a field experiment carried out during the year from May 2015 to May 2016, on a sloping upland of quaternary red soil in Jiangxi, China. The experiment had three treatments, i.e. planted with grass, mulched with straw, and bare land laid out for observation of forms of nitrogen lost with surface flow and interflow (30, 60 and 105 cm) relative to treatment under natural rainfall. 【Result】 Results show: (1) Interflow at 105 cm depth was an important channel of N loss on the slope of red soil where erosion wasn't serious. The interflow in the soil layer 105 cm in depth contributed more than 71% of the total N loss while surface runoff and interflows in the soil layers 30 and 60 cm in depth did less than 23% and 6%, respectively; (2) N in the interflow was mainly in the form of dissolved N, composed principally of dissolved inorganic nitrogen (DIN), especially nitrate nitrogen. The proportion of DTN (dissolved total nitrogen) in TN was 54.8%~86.9% and that of DIN in DTN was 57.8%~97.1% in the interflow. The proportions of various forms of N in the surface runoff varied with the treatment; and (3) Grass coverage effectively reduced N runoff loss, while straw mulch increased the risk of N leaching loss. 【Conclusion】 All these findings in the experiment provide certain scientific support to control of N runoff loss from red soil slopelands by establishing a suitable vegetation cover. The key to reduction of nitrogen loss from agricultural fields is to control the formation of interflow or subsurface runoff in sloping uplands of red soil slope and to reduce content of nitrate nitrogen in interflow.

**Key words** Red soil; Grass cover; Straw mulch; Nitrogen loss; Runoff; Interflow

(责任编辑: 陈荣府)



# 接种双色蜡蘑对马尾松根际土壤无机磷和活性铝含量的影响\*

辜夕容 倪亚兰 江亚男 贾 豪 何新华

(西南大学资源环境学院, 土壤生物研究中心, 重庆 400716)

**摘 要** 将双色蜡蘑 (*Laccaria bicolor*) 的 3 个株系 (*Lb* 270、*Lb* S238A 和 *Lb* S238N) 分别与马尾松种子拌匀, 培养在酸性土壤中, 以检测根际土壤无机磷和活性铝含量, 并分析外生菌根对磷有效性和铝活性的作用。结果发现, 与非菌根苗相比, 接种双色蜡蘑显著促进马尾松幼苗生长和对磷、铝的吸收, 而对根际土壤无机磷和活性铝含量的影响因菌株而异: *Lb* 270 和 *Lb* S238N 显著降低 pH、有效磷、全铝、交换态铝含量, 提高羟基态铝含量, 且 *Lb* 270 还显著降低铁磷和钙磷含量; *Lb* S238A 显著提高 pH、有效磷含量, 减少铝磷、全铝、活性铝、交换态铝和腐殖酸铝含量。即接种双色蜡蘑提高了磷的生物有效性, 且 *Lb* 270 和 *Lb* S238N 增加、*Lb* S238A 减少铝的活性。因此, 接种供试双色蜡蘑都能提高马尾松的抗铝性, 主要在于其增加磷的生物有效性, 而是否降低铝的活性取决于菌株特性。

**关键词** 活性铝; 铝毒害; 外生菌根; 无机磷; 马尾松

**中图分类号** S714.3; S718.81 **文献标识码** A

磷是植物生长的重要营养元素, 在大多数土壤里总量充足, 但因其移动性差, 易被铁、铝氧化物吸附和沉淀而导致生物有效性低<sup>[1]</sup>。在酸性土壤中, 铝易溶出成为活性铝, 常与  $\text{HPO}_4^{2-}$ 、 $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  或  $\text{PO}_4^{3-}$  结合, 转化成难溶性磷, 使本就很低的有效磷更加匮乏, 严重限制植物的生长和发育<sup>[2-3]</sup>。适生植物常有几种应对方式, 其中之一即是与外生菌根 (Ectomycorrhizal, EM) 真菌共生<sup>[4]</sup>。研究发现, 部分外生菌根植物在酸性铝胁迫下的生物量、磷吸收量都显著高于非菌根苗<sup>[5-6]</sup>。进一步检测发现, 它们分泌的低分子量有机酸如草酸、柠檬酸、苹果酸、酒石酸、丙二酸等显著增加<sup>[5, 7]</sup>。由于这些有机酸可与  $\text{Al}^{3+}$ 、 $\text{Fe}^{3+}$  等金属离子形成稳定的螯合物, 因此研究者推测, EM 增强植物抗酸性铝毒害的重要机理之一是低分子量有机酸与铝螯合,

使铝失活并释放出磷, 在解除铝毒的同时提高磷的有效性<sup>[5, 7-11]</sup>。

然而, 在 *Lactarius deliciosus*、*Laccaria bicolor*、*Lactarius rufus*、*Suillus luteus*、*Hebeloma crustuliniforme* 等 EM 真菌的纯培养试验中发现, 菌丝体在酸性铝处理下不仅对磷的吸收增加, 对铝的吸收也随铝水平增长<sup>[10, 12-13]</sup>。将 EM 真菌 *H. crustuliniforme* 接种欧洲云杉 (*Picea abies*)、*L. bicolor* 接种马尾松 (*Pinus massoniana* Lamb.) 后形成的菌根苗对磷和铝的吸收也有类似现象<sup>[4, 14]</sup>。此外, 地球化学研究结果发现<sup>[15]</sup>, 植物根际常常出现酸化现象, 这可能进一步导致酸性土壤中铝的活化, 使土壤性质向不利于肥力提高的方向发展; 而且 EM 真菌在溶解土壤矿物颗粒获取磷等养分的同时, 也会提高土壤溶液中活性铝的浓度<sup>[16-17]</sup>。推测

\* 国家自然科学基金项目 (31570599, 31100464) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 31570599 and 31100464)

作者简介: 辜夕容 (1973—), 女, 四川人, 博士, 副教授, 主要从事林木营养、经济林培育和林业微生物研究。E-mail: gxr0956@163.com

收稿日期: 2018-02-12; 收到修改稿日期: 2018-04-01; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-06-15

EM真菌或EM植物在提高磷有效性的同时可能并未降低铝的活性，EM提高植物抗铝性的作用可能更多源于对磷有效性的提高，而非降低铝的活性。为验证此假设，试验以EM真菌*L. bicolor*接种马尾松，以未接种处理为对照，培养一段时间后取根际土壤，检测其中无机难溶性磷和活性铝的含量与分布，分析外生菌根真菌感染对酸性土壤中难溶性磷和活性铝的作用，以探索外生菌根缓解铝毒性的机理。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

试验地点位于西南大学农场（29° 48′ 39″ N，106° 24′ 54″ E，海拔255 m）。亚热带季风湿润

气候，试验期间月平均最高气温29.4℃，月平均最低气温21.4℃，月平均降雨量157 mm。

1.2 供试材料

菌株：双色蜡蘑（*L. bicolor*）的3个株系，即*Lb* 270、*Lb* S238A和*Lb* S238N，由西南大学菌根研究室提供。其中，*Lb* 270来源于北美花旗松（*Pseudotsuga menziesii*）林下，*Lb* S238A和*Lb* S238N来源于法国火炬松（*Pinus taeda*）林下。

种子：马尾松（*P. massoniana* Lamb.）种子，由重庆市林木种苗站提供。

土壤：山地冷砂黄壤，采自重庆市北碚区鸡公山（N 29° 48′ 54″，E 106° 26′ 36″，海拔534 m）马尾松林下。去除石砾、草根、枯落物等，测其基本化学性质见表1。

表1 供试土壤基本化学性质

Table 1 Chemical properties of the nursery soil before seeding

| 土壤<br>Soil        | 全量养分<br>Total nutrient<br>/ ( g·kg <sup>-1</sup> DW ) |      |      | 有效养分<br>Available nutrient<br>/ ( mg·kg <sup>-1</sup> DW ) |      |      | 铝Al<br>/ ( g·kg <sup>-1</sup> DW ) |                  | 交换性盐基<br>Exchangeable cation<br>/ ( cmol·kg <sup>-1</sup> DW ) |      |      | pH   |
|-------------------|---|------|------|--|------|------|------------------------------------|------------------|--|------|------|------|
|                   | N   | P    | K    | N  | P    | K    | 全铝<br>Total Al                     | 活性铝<br>Labile Al | Ca   | Mg   | K    |      |
|                   |   |      |      |  |      |      |                                    |                  |  |      |      |      |
| 黄壤<br>Yellow soil | 0.99  | 0.35 | 21.7 | 73.0   | 3.93 | 62.7 | 46.8                               | 1.23             | 3.65   | 0.29 | 0.09 | 4.64 |

1.3 试验设计

取直径为3 mm的琼脂菌种4块，分别接种于含50 mL Pachlewski液体培养基<sup>[4]</sup>的250 mL三角瓶中，（25±2）℃、黑暗条件下静置培养21 d，制成液体菌种。将马尾松种子净种后先用0.3%甲醛溶液浸泡30 min，无菌水冲洗干净，然后在25℃左右水中浸种24 h，捞出沥干，25℃左右保湿催芽。土壤用2%甲醛水溶液消毒后装在1 m×1 m×0.5 m水泥池中备用。

每处理每菌株取5瓶液体菌种，分别过滤菌丝体，用灭菌的去离子水洗去附着的培养基，打浆机低速打散，与200粒经催芽露白后的马尾松种子拌匀后分别播种在1 m<sup>2</sup>的水泥池小区中，每天早晚两次浇水保湿，自然条件下培养。16周后分别获得3种马尾松菌根苗（即*Lb* S238A、*Lb* S238N和*Lb* 270）及其根际土壤。以不接菌的非菌根苗及其根际土壤作对照。试验小区随机排列，每处理3个重复，共12个小区。

1.4 测定项目与方法

连续培养16周后，在每小区近中心区域随机取25株幼苗，用显微镜检测菌根感染情况，发现菌根真菌处理后的苗木感染率达到100%，而对照苗木感染率为0。清水冲洗掉苗木上附着泥沙，80±2℃烘干至恒重后称重，25 000 r·min<sup>-1</sup>高速粉碎1 min后用浓HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>（V：V=5：1）混合酸消煮，分别用钼锑抗比色法和铝试剂比色法测定消化液中磷、铝浓度<sup>[18]</sup>。马尾松幼苗对磷、铝的吸收量分别为其磷、铝含量与生物量的乘积。

抖落法收集根际土壤，去除杂质，混合后风干、磨细、分别过0.85 mm筛和0.15 mm筛。按照文献[19]所示，土壤中pH用pHS-3C型精密酸度计测定（土水比为1：2.5），全磷、全铝含量用HClO<sub>4</sub>-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>（V：V=1：10）法消煮后测定，有效磷含量用0.05 mol·L<sup>-1</sup> HCl-0.025 mol·L<sup>-1</sup> (1/2 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>)浸提法测定；采用酸性土壤中无机磷分级方法，分别以1 mol·L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub>Cl-0.5 mol·L<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub>F

(pH 8.2)、 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{NaOH}$ 、 $0.3 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  柠檬酸钠+ $1.0 \text{ g Na}_2\text{S}_2\text{O}_4 + 0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{NaOH}$ 、 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  ( $1/2 \text{ H}_2\text{SO}_4$ ) 连续浸提土壤, 分别得铝磷、铁磷、闭蓄态磷和钙磷浸提液。浸提液中磷含量用钼锑抗比色法测定。土壤中无机磷含量为铝磷、铁磷、闭蓄态磷和钙磷含量之和。

参照黄衍初和曲长菱<sup>[20]</sup>的方法, 按以下步骤连续浸提土壤中的活性铝: 取过 $0.15 \text{ mm}$ 筛土样 $1.000 \text{ g}$ , 置于离心管中, 加入 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{KCl}$ 浸提液 $50 \text{ mL}$ , 在康氏振荡器上振摇 $30 \text{ min}$ ,  $5\,000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 $15 \text{ min}$ , 倾出上清液(1); 用去离子水洗涤残渣, 加入 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{NH}_4\text{OAc}$ 浸提液 $50 \text{ mL}$ , 振摇后离心分离, 倾出上清液(2); 用去离子水洗涤残渣, 加入 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{HCl}$ 浸提液 $50 \text{ mL}$ , 振摇后离心分离, 倾出上清液(3); 用去离子水洗涤残渣, 加入 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{NaOH}$   $50 \text{ mL}$ , 振摇后离心分离, 倾出上清液(4)。用铝试剂比色法<sup>[18]</sup>测定上述4种上清液中的铝含量。其中, 上清液(1)中铝含量为交换态铝( $\text{Al}^{3+}$ )含量, 上清液(2)中铝含量为羟基态铝 $[\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ 和 $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ]含量, 上清液(3)中铝含量为酸溶无

机铝( $\text{Al}(\text{OH})_3^0$ )含量, 上清液(4)中铝含量为腐殖酸铝( $\text{Al-HA}$ )含量。土壤中活性铝含量为这4种形态铝含量之和。

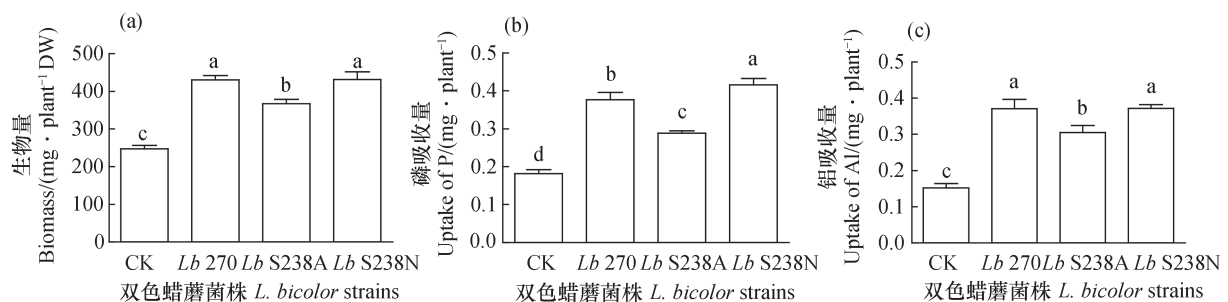
### 1.5 数据处理

所得数据用IBM SPSS Statistics 21.0软件包作方差分析, LSD法进行各水平间的多重比较。采用GraphPad Prism 5制图, Microsoft Office Excel 2007制表。图和表中所有数据均为3次重复的平均值 $\pm$ 标准差, 显著性水平设为 $P < 0.05$ 。

## 2 结 果

### 2.1 接种双色蜡蘑对马尾松幼苗生长及磷、铝吸收的影响

接种双色蜡蘑的3个株系均显著促进马尾松幼苗的生长和对磷、铝的吸收(图1)。与对照相比, 接种 $Lb\ 270$ 、 $Lb\ S238A$ 、 $Lb\ S238N$ 分别显著提高马尾松幼苗生物量 $74.4\%$ 、 $48.9\%$ 、 $74.6\%$ (图1a), 磷吸收量 $107\%$ 、 $58.6\%$ 、 $129\%$ (图1b), 铝吸收量 $145\%$ 、 $101\%$ 、 $145\%$ (图1c), 3株真菌间的促进作用强弱依次为 $Lb\ S238N \geq Lb\ 270 > Lb\ S238A$ 。



注: 图中不同字母表示处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。下同 Note: Different letters indicate significant differences between treatments at  $P < 0.05$ . The same below

图1 接种双色蜡蘑对马尾松幼苗生长(a)、磷(b)和铝吸收(c)的影响

Fig. 1 Effects of *L. bicolor* inoculation on the growth (a), uptake of P (b) and Al (c) of *Pinus massoniana* saplings

### 2.2 接种双色蜡蘑对根际土壤pH和有效磷含量的影响

接种双色蜡蘑对马尾松根际土壤pH的影响因菌株而异(图2a)。与对照相比,  $Lb\ 270$ 和 $Lb\ S238N$ 的侵染均显著降低根际pH, 且 $Lb\ 270$ 的作用强于 $Lb\ S238N$ , 两者分别降低 $0.11$ 和 $0.07$ 个单位; 而接种 $Lb\ S238A$ 则相反, 使pH显著增加 $0.11$ 个单位。

马尾松根际土壤中有效磷含量仅 $3.40 \sim 5.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 仅占全磷含量的 $0.97\% \sim 1.50\%$ , 属全磷转化率低、有效磷容量和供给强度均较小的土壤。接种双色蜡蘑对有效磷含量的影响因菌株而异(图2b)。与对照相比, 接种 $Lb\ 270$ 和 $Lb\ S238N$ 使土壤中有效磷含量显著降低 $15.5\% \sim 15.9\%$ , 两菌株间无显著差异; 而接种 $Lb\ S238A$ 则相反, 使有效磷含量显著提高 $25.6\%$ 。

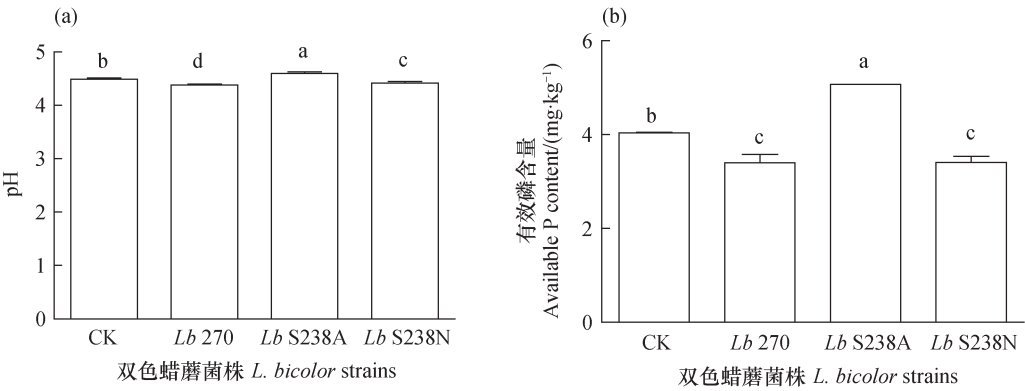


图2 接种双色蜡蘑对马尾松根际土壤中pH(a)和有效磷含量(b)的影响

Fig. 2 Effects of *L. bicolor* inoculation on the pH (a) and available P content (b) in the rhizosphere soil of *Pinus massoniana* saplings

2.3 接种双色蜡蘑对根际土壤中无机磷含量及分布的影响

马尾松根际土壤中含全磷339.7~356.4 mg·kg<sup>-1</sup>, 其中无机磷166.0~195.0 mg·kg<sup>-1</sup>, 占全磷47.6%~57.4%。闭蓄态磷是无机磷的主要组成部分, 占46.1%~50.1%; 铁磷其次, 占31.9%~35.9%; 钙磷和铝磷含量均较低, 分别只

占9.44%~11.0%和6.96%~9.74% (表2)。

与对照相比, 接种双色蜡蘑对土壤全磷含量无显著改变, 对无机磷含量虽有一定影响但未达显著程度 (表2)。在3个菌株中, *Lb* 270侵染后的土壤无机磷含量显著低于 *Lb* S238A 17.4%, 说明 *Lb* 270菌根化幼苗对无机难溶性磷的转化利用能力强于 *Lb* S238A。

表2 接种双色蜡蘑对马尾松苗木根际土壤中无机磷分布的影响

Table 2 Effects of *L. bicolor* inoculation on distribution of inorganic P in the rhizosphere soil of *Pinus massoniana* saplings

| 菌株<br>Strain    | 全磷TP<br>/(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 无机磷IP<br>/(mg·kg <sup>-1</sup> ) | Al-P/无机磷<br>Al-P/IP /% | Fe-P/无机磷<br>Fe-P/IP/% | O-P/无机磷<br>O-P/IP/% | Ca-P/无机磷<br>Ca-P/IP/% | 无机磷/全磷<br>IP/TP/% |
|-----------------|---------------------------------|----------------------------------|------------------------|-----------------------|---------------------|-----------------------|-------------------|
| CK              | 356.4 ± 6.1a                    | 185.6 ± 3.9b                     | 8.25 ± 0.66b           | 35.3 ± 1.9a           | 46.1 ± 1.7b         | 10.3 ± 0.2ab          | 52.1 ± 0.6b       |
| <i>Lb</i> 270   | 349.0 ± 0.0ab                   | 166.0 ± 3.1c                     | 9.74 ± 0.55a           | 34.6 ± 0.3a           | 46.2 ± 0.2b         | 9.44 ± 0.91b          | 47.6 ± 0.9c       |
| <i>Lb</i> S238A | 339.7 ± 9.0b                    | 195.0 ± 5.1a                     | 6.96 ± 0.23c           | 31.9 ± 0.9b           | 50.1 ± 0.8a         | 11.0 ± 0.6a           | 57.4 ± 2.3a       |
| <i>Lb</i> S238N | 350.9 ± 0.0a                    | 185.1 ± 2.3b                     | 7.81 ± 0.39bc          | 35.9 ± 0.4a           | 46.4 ± 0.8b         | 9.91 ± 0.74ab         | 52.7 ± 0.7b       |

注: 表中同行内不同字母表示处理间差异显著 ( $P<0.05$ )。下同 Note: Different letters in the same row indicate significant differences between treatments at  $P<0.05$ . The same below

双色蜡蘑侵染对马尾松根际土壤中4种无机磷组分含量及其在无机磷中分布的影响因菌株而异 (图3和表2)。与对照相比, 接种 *Lb* 270显著降低铁磷和钙磷含量, 两者分别减少了12.3%和18.1%, 显著提高铝磷在无机磷的分布; 接种 *Lb* S238A显著降低铝磷含量, 减少铝磷和铁磷、但增加闭蓄态磷在无机磷中的分布; 接种 *Lb* S238N对铝磷和钙磷含量及其在无机磷中的分布均有一定减少, 但未达显著程度。*Lb* 270菌根苗根际土壤中铝

磷含量显著高于、但铁磷和钙磷含量显著低于 *Lb* S238A和 *Lb* S238N菌根苗根际, 且闭蓄态磷含量显著低于 *Lb* S238A菌根苗根际; *Lb* S238A菌根苗根际土壤中钙磷含量显著高于 *Lb* S238N和 *Lb* 270菌根苗根际。可见, 接种双色蜡蘑显著促进马尾松幼苗对部分无机难溶性磷源的转化利用, 且因菌株而异: *Lb* 270主要是铁磷和钙磷, *Lb* S238A主要是铝磷, 而 *Lb* S238N对铝磷和钙磷也有一定的转化利用。



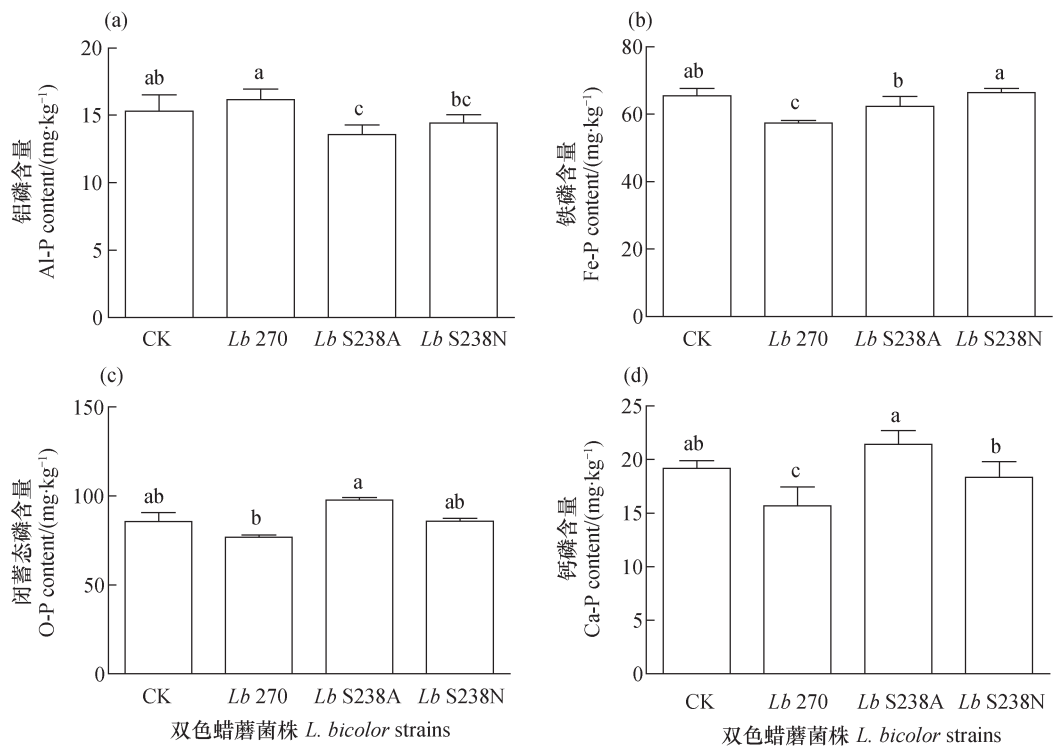


图3 接种双色蜡蘑对马尾松根际土壤中铝磷(a)、铁磷(b)、闭蓄态磷(c)和钙磷(d)含量的影响

Fig. 3 Effects of *L. bicolor* inoculation on the contents of Al-P (a), Fe-P (b), O-P (c), and Ca-P (d) in the rhizosphere soil of *Pinus massoniana* saplings

2.4 接种双色蜡蘑对根际土壤中活性铝含量及分布的影响

马尾松根际土壤中全铝含量40.7~48.2 g·kg<sup>-1</sup>，其中活性铝1.09~1.27 g·kg<sup>-1</sup>，占全铝的2.49%~2.77%。酸溶无机铝是活性铝的主要组成部分，含量为

0.83~0.91 g·kg<sup>-1</sup>，占活性铝的71.6%~76.3%，腐殖酸铝其次，占22.6%~26.7%，这两种形态铝占活性铝的绝大部分，共占98.1%~99.0%。交换态铝和羟基态铝的含量均很低，仅占活性铝的0.23%~0.95%和0.70%~1.04%（表3）。

表3 接种双色蜡蘑对马尾松苗木根际土壤中活性铝分布的影响

| Table 3 Effects of <i>L. bicolor</i> inoculation on the distribution of labile Al in the rhizosphere soil of <i>Pinus massoniana</i> saplings |  |                                      |   |   |  |                                   |                                     |
|---|--|--------------------------------------|---|---|--|-----------------------------------|-------------------------------------|
| 菌株<br>Strain  | 活性铝<br>Labile Al<br>/(g·kg <sup>-1</sup> ) | 全铝Total Al<br>/(g·kg <sup>-1</sup> ) | 交换态铝/<br>活性铝Al <sup>3+</sup> /<br>Labile Al/% | 羟基态铝/活性<br>铝 (Al(OH) <sup>2+</sup><br>& Al(OH) <sup>2+</sup> ) /<br>Labile Al/% | 酸溶无机<br>铝/活性铝<br>Al(OH) <sub>3</sub> <sup>o</sup> /<br>Labile Al/% | 腐殖酸铝/活<br>性铝Al-HA/<br>Labile Al/% | 活性铝/全<br>铝Labile Al/<br>Total Al /% |
| CK  | 1.20 ± 0.03b                               | 48.2 ± 0.6a                          | 0.95 ± 0.08a                                  | 0.7 ± 0.02d   | 73.1 ± 0.5bc   | 25.2 ± 0.6ab                      | 2.49 ± 0.09b                        |
| <i>Lb</i> 270   | 1.27 ± 0.04a                               | 45.8 ± 0.2b                          | 0.79 ± 0.02b                                  | 0.89 ± 0.05b  | 71.6 ± 1.8c  | 26.7 ± 1.8a                       | 2.77 ± 0.08a                        |
| <i>Lb</i> S238A   | 1.09 ± 0.03c                               | 40.7 ± 0.0d                          | 0.23 ± 0.01c                                  | 0.82 ± 0.02c  | 76.3 ± 1.3a  | 22.6 ± 1.3c                       | 2.67 ± 0.07a                        |
| <i>Lb</i> S238N   | 1.22 ± 0.02ab                              | 44.4 ± 0.3c                          | 0.83 ± 0.07b                                  | 1.04 ± 0.02a  | 74.2 ± 1.3ab   | 23.9 ± 1.3bc                      | 2.74 ± 0.04a                        |

接种双色蜡蘑显著降低土壤中全铝含量（表3）。与对照相比，*Lb* S238A的侵染使全铝含量显著降低15.5%，明显高于*Lb* S238N和*Lb* 270的降幅

（7.80%和5.06%）。而对活性铝含量的影响，则因菌株而异：*Lb* S238A显著降低，*Lb* 270显著增加，*Lb* S238N无显著影响，且*Lb* 270和*Lb* S238N的土壤

活性铝含量显著高于*Lb* S238A。3种真菌均显著提高活性铝在全铝中的比例,增幅为7.14%~11.2%。

各形态铝的含量及在活性铝中的分布因菌株而异(图4和表3)。与对照相比,接种*Lb* 270和*Lb* S238N分别显著降低交换态铝含量11.5%和11.0%、增加羟基态铝含量34.5%和50.2%,对酸溶无机铝和腐殖酸铝含量无显著影响;接种*Lb* S238A显著减少交换态铝和腐殖酸铝含量,对前者的降幅高达77.7%,对后者的降幅为18.8%,对

羟基态铝和酸溶无机铝含量则无显著影响。在3株真菌中,*Lb* 270和*Lb* S238N侵染后的土壤中4种形态铝含量均显著高于*Lb* S238A;*Lb* 270的腐殖酸铝含量显著高于*Lb* S238N。接种*Lb* 270显著降低交换态铝在活性铝中的比例,但增加羟基态铝比例;接种*Lb* S238A显著降低交换态铝和腐殖酸铝比例,但增加羟基态铝和酸溶无机铝比例;接种*Lb* S238N显著降低交换态铝和腐殖酸铝比例,但增加羟基态铝比例(表3)。

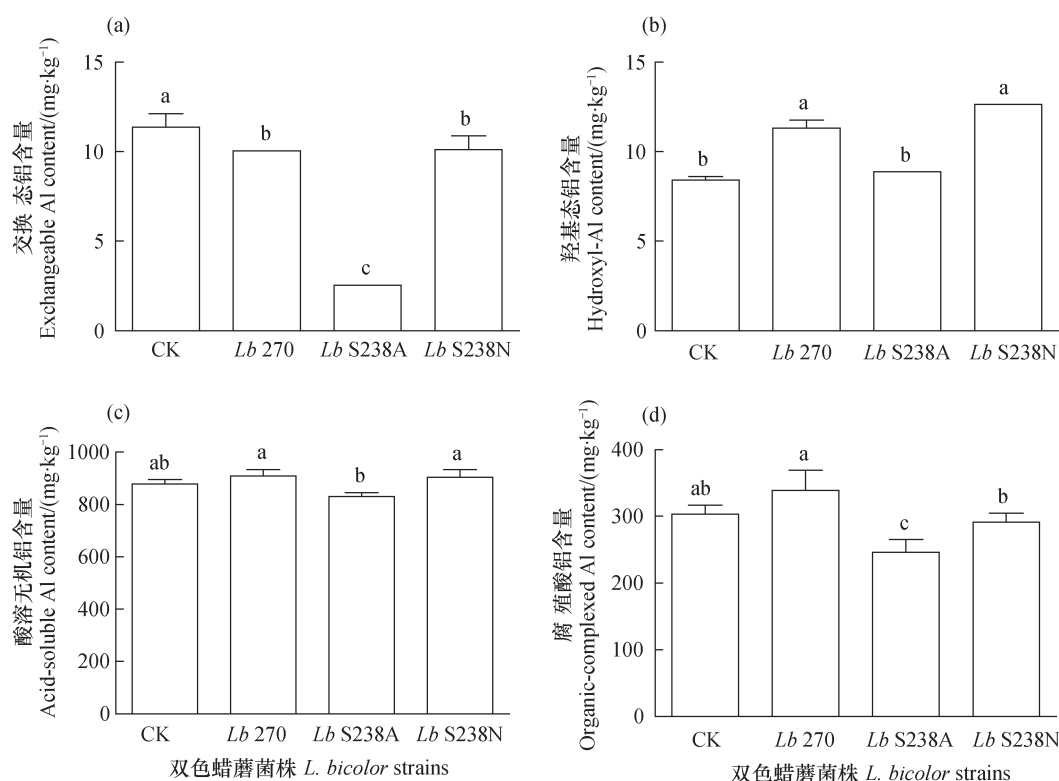


图4 接种双色蜡蘑对马尾松根际土壤中交换态铝(a)、羟基态铝(b)、酸溶无机铝(c)和腐殖酸铝(d)含量的影响

Fig. 4 Effects of *L. bicolor* inoculation on the contents of exchangeable Al (a), hydroxyl-Al (b), acid-soluble Al (c), and organic-complexed Al (d) in the rhizosphere soil of *Pinus massoniana* saplings

## 2.5 根际土壤中pH、有效磷、无机磷和活性铝含量间的相关性

由表4可见,土壤pH与有效磷、闭蓄态磷和钙磷含量间极显著正相关,与铝磷及4种形态的活性铝含量间极显著负相关;有效磷含量与闭蓄态磷、钙磷含量间极显著正相关,与4种形态的活性铝含量间极显著负相关;铝磷含量与交换态铝、腐殖酸铝含量间显著或极显著正相关;闭蓄态磷和钙磷含量均与除羟基态铝之外的其他3种形态铝含量间显著或极显著负相关。因此,在酸性土壤中升高pH

降低4种活性形态铝的产生,减少铝磷的形成,增加闭蓄态磷和钙磷含量,有利于提高磷的生物有效性。

## 3 讨论

山地冷砂黄壤为酸性富铝化土壤,其中的铝活化程度高,易与 $\text{PO}_4^{3-}$ 、 $\text{HPO}_4^{2-}$ 、 $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ 发生沉淀反应生成难溶性磷,降低磷的有效性,严重制约树木生长<sup>[3]</sup>。与辜夕容等<sup>[4]</sup>结果相同,接种

表4 马尾松根际土壤中pH值、有效磷、无机磷和活性铝含量间的相关性

Table 4 Pearson' s correlation coefficients between pH, contents of available P, inorganic P, and labile Al in the rhizosphere soil of *Pinus massoniana* saplings

|                         | pH       | 有效磷<br>Available P | 铝磷<br>Al-P | 铁磷<br>Fe-P | 闭蓄态磷<br>O-P | 钙磷<br>Ca-P |
|-------------------------|----------|--------------------|------------|------------|-------------|------------|
| pH                      |          |                    | -0.670*    | 0.209      | 0.891**     | 0.823**    |
| 有效磷Available P          | 0.967**  |                    | -0.536     | 0.055      | 0.860**     | 0.732**    |
| 交换态铝Exchangeable Al     | -0.795** | -0.851**           | 0.613*     | 0.165      | -0.806**    | -0.602*    |
| 羟基态铝Hydroxhyl-Al        | -0.741** | -0.744**           | 0.172      | -0.049     | -0.462      | -0.503     |
| 酸溶无机铝Acid-soluble Al    | -0.865** | -0.879**           | 0.446      | -0.071     | -0.696*     | -0.591*    |
| 腐殖酸铝Organic-omplexed Al | -0.790** | -0.759**           | 0.770**    | -0.363     | -0.827**    | -0.811**   |

\*,  $P<0.05$ ; \*\*,  $P<0.01$

双色蜡蘑的3个株系均显著促进该土壤上马尾松的生长和对磷的吸收。从土壤中各形态无机磷的含量和分布看，接种双色蜡蘑能促进根际土壤中难溶性磷的转化和利用。而所用EM真菌、寄主以及培养条件的不同，均可能引起外生菌根转化利用的难溶性磷源种类存在差异。如离体培养在含中性偏微酸性（pH 6.8）紫色土的培养基上时，*Pisolithus tinctorius* 715、*Lactarius deliciosus* 3、*Cenococcum geophilum* 4和*Boletus badius* 7偏向于对钙磷的转化利用<sup>[8]</sup>；*Lb* S238N侵染北美花旗松后，菌根苗对铝磷的转化利用能力显著提高<sup>[21]</sup>，浸染马尾松并培养于酸性的冷砂黄壤中时，对铝磷和钙磷均有较好的转化利用；同样条件下的*Lb* 270对铁磷和钙磷、*Lb* S238A对铝磷有显著增强的转化利用能力。3株双色蜡蘑使马尾松幼苗对磷的吸收能力不仅显著提高，而且菌株间差异显著：*Lb* S238N和*Lb* 270的增幅均较*Lb* S238A的高约1倍，即*Lb* S238N和*Lb* 270菌根苗对土壤中磷的吸收利用程度显著高于*Lb* S238A。在都能促进土壤中难溶性磷转化条件下，*Lb* S238A根际土壤中有有效磷含量显著高于*Lb* S238N和*Lb* 270。甚至与内生菌根真菌*Glomus mosseae*的作用相似<sup>[22]</sup>，在*Lb* S238N和*Lb* 270菌根苗根际还出现有效磷的亏缺。因此，接种3株双色蜡蘑均能显著促进马尾松幼苗对酸性土壤中难溶性磷源向有效磷源的转化和利用，且*Lb* S238N和*Lb* 270强于*Lb* S238A。

在无机难溶性磷的转化利用过程中，多数研究认为低分子量有机酸中的有机酸根离子能与铝、铁、钙等金属离子螯合形成稳定的环状结构，将与其结合的磷释放出来，其中的H<sup>+</sup>也对无机难溶性

磷起溶解作用<sup>[2, 7, 23-25]</sup>。在EM真菌离体培养过程中，同样发现酸性铝胁迫能促进草酸的分泌和培养液中的白色沉淀溶解<sup>[12]</sup>，而且土壤中的无机难溶性磷等溶解量增加<sup>[8]</sup>。龚松贵<sup>[24]</sup>、周垂帆<sup>[17]</sup>等指出，H<sup>+</sup>对难溶性磷的溶解作用较有机酸更大，而且pH越低，越有利于土壤无机磷的活化，尤其是钙磷的活化对质子的酸效应非常明显。在*Lb* 270和*Lb* S238N菌根苗根际土壤中，pH显著低于非菌根苗根际，钙磷含量减少，说明两株双色蜡蘑促进了H<sup>+</sup>的分泌，并有助于钙磷的活化。同时，铁磷或铝磷含量的降低，说明有机酸根离子的络合作用可能促进了它们的转化。然而，3株真菌与马尾松形成的菌根苗对铝吸收量却并未减少，反而成倍高于非菌根苗，说明难溶性磷在活化的同时铝的释放量也在增加。同时，菌根苗对铝的大量吸收，使苗木为达到体内电荷平衡而分泌出大量的H<sup>+</sup>，而且*Lb* 270和*Lb* S238N菌根苗释放出的H<sup>+</sup>量应高于*Lb* S238A，这使前两者根际pH显著降低而后者相对提高。*Lb* S238A根际铝磷含量的显著降低和有效磷含量的显著增加，说明铝磷被大量转化为有效磷，过程中有机酸根离子的作用可能大于H<sup>+</sup>。因此，双色蜡蘑菌根苗对难溶性磷向有效磷源的转化，一方面可能源于有机酸根离子对铝、铁、钙的螯合作用，另一方面则是H<sup>+</sup>的溶解作用而释放出磷。相对而言，*Lb* 270和*Lb* S238N菌根苗更多地有赖于质子酸效应，而*Lb* S238A可能更多地源于有机酸根的络合效应，下一步工作中可对此探索。

许多研究认为<sup>[5, 9-11, 26-27]</sup>，部分外生菌根能够缓解酸性土壤中铝活化引起的毒害，原因之一是使铝活性降低<sup>[7, 28]</sup>。试验所用的3种双色蜡蘑菌根苗

根际土壤中交换态铝含量均显著低于非菌根苗,似乎证明了EM真菌侵染能减少铝活性。然而,其余3种形态活性铝含量的改变却因菌株而异:*Lb* 270和*Lb* S238N的羟基态铝含量分别较非菌根苗显著提高34.5%和50.2%,幅度明显高出交换态铝含量的降低程度;*Lb* S238A的活性铝总量显著降低,但除交换态铝外的其余3种活性形态的铝含量均未显著增加。土壤中交换态铝含量的下降可能来源于4个方面:(1)苗木的吸收;(2)交换态铝具有高移动性,易被雨水淋失或淋溶至土壤下层<sup>[29]</sup>;(3)有机酸根离子等有机物对铝的络合作用使其失活<sup>[7, 28]</sup>;(4)pH上升使铝溶解量下降<sup>[12]</sup>。3种双色蜡蘑菌根苗对铝的吸收均成倍高于非菌根苗,且*Lb* S270和*Lb* S238N吸收的铝量显著高于*Lb* S238A,说明土壤中减少的交换态铝可能主要由植株大量吸收所致。*Lb* S238A的全铝和活性铝含量均明显低于非菌根苗,加上交换性铝含量还显著低于*Lb* 270和*Lb* S238N,推测雨水淋失也是其中的重要原因。在4种形态的活性铝中,交换态铝和羟基态铝均属于高活性形态的铝,而酸溶无机铝和腐殖酸铝属于低活性形态的铝<sup>[29]</sup>。*Lb* 270和*Lb* S238N菌根苗根际pH的显著下降,使低活性铝向高活性铝转化,促进了铝的活化<sup>[15, 30]</sup>;而*Lb* S238A根际pH的显著上升,则有助于高活性铝向低活性铝转化,从而降低铝的活性<sup>[12]</sup>。因而,接种双色蜡蘑的3个株系对马尾松根际土壤中铝活性的改变因菌株而异:*Lb* 270和*Lb* S238N促进了铝的活化,而*Lb* S238A能降低铝的活性,它们对根际pH的改变在其中应起关键作用。

## 4 结 论

接种双色蜡蘑有利于酸性土壤上马尾松幼苗的生长和对磷、铝的吸收,提高马尾松对铝的抗性。3株双色蜡蘑均能促进根际土壤中无机难溶性磷的活化,且活化的无机难溶性磷源种类因菌株而异:*Lb* 270活化铁磷和钙磷,*Lb* S238A活化铝磷,*Lb* S238N活化铝磷和钙磷。3个菌株中,*Lb* 270和*Lb* S238N对难溶性磷的转化利用能力强于*Lb* S238A,更适于酸性土壤上马尾松苗木的生长和对难溶性磷的利用;*Lb* 270和*Lb* S238N增加铝活性,*Lb* S238A降低铝活性。因此,接种双色蜡蘑

能促进酸性土壤上马尾松幼苗的生长,提高其抗铝性,主要原因之一应是供试双色蜡蘑均促进了难溶性磷的转化和利用,而是否降低铝的活性取决于菌株特性。

## 参 考 文 献

- [1] Achat D L, Pousse N, Nicolas M, et al. Soil properties controlling inorganic phosphorus availability: General results from a national forest network and a global compilation of the literature. *Biogeochemistry*, 2016, 127 (2): 255—272
- [2] Mimmo T, Ghizzi M, Cesco S, et al. Aluminum-phosphate interactions in the rhizosphere of two bean species: *Phaseolus lunatus* L. and *Phaseolus vulgaris* L. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2013, 93 (15): 3891—3896
- [3] Opala P A, Okalebo J R, Othieno C O, et al. Effect of organic and inorganic phosphorus sources on maize yields in an acid soil in western Kenya. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2010, 86 (3): 317—329
- [4] 辜夕容, 梁国仕, 杨水平, 等. 接种双色蜡蘑对马尾松幼苗生长、养分和抗铝性的影响. *林业科学*, 2005, 41 (4): 199—203  
Gu X R, Liang G S, Yang S P, et al. Influences of *Laccaria bicolor* on the growth, nutrient uptake and aluminum resistance of *Pinus massoniana* seedlings (In Chinese). *Scientia Silvae Sinicae*, 2005, 41 (4): 199—203
- [5] Tahara K, Norisada M, Tange T, et al. Ectomycorrhizal association enhances Al tolerance by inducing citrate secretion in *Pinus densiflora*. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2005, 51 (3): 397—403
- [6] Khosla B, Kaur H, Reddy M S. Influence of ectomycorrhizal colonization on the growth and mineral nutrition of *Populus deltoides* under aluminum toxicity. *Journal of Plant Interaction*, 2009, 4 (2): 93—99
- [7] Ozasa T. A comprehensive analysis of the changes in organic acid metabolism of ectomycorrhizal fungus *Laccaria bicolor* in response to aluminum salts. *Sustainable Humanosphere: Bulletin of Research Institute for Sustainable Humanosphere Kyoto University*, 2013: 33
- [8] Zhang L, Wang M X, Li H, et al. Mobilization of inorganic phosphorus from soils by ectomycorrhizal



- fungi. *Pedosphere*, 2014, 24 (5): 683—689
- [ 9 ] Adeleke R, Nwangburuka C, Oboirien B. Origins, roles and fate of organic acids in soils: A review. *South African Journal of Botany*, 2017, 108: 393—406
- [ 10 ] 王明霞, 袁玲, 周志峰, 等. 铝对外生菌根真菌草酸分泌及氮磷钾吸收的影响. *林业科学*, 2012, 48 (2): 82—88
- Wang M X, Yuan L, Zhou Z F, et al. Efflux of oxalate and uptake of nitrogen, phosphorus and potassium by ectomycorrhizal fungi isolates *in vitro* in response to aluminum stress (In Chinese). *Scientia Silvae Sinicae*, 2012, 48 (2): 82—88
- [ 11 ] 李华, 黄建国, 袁玲. 铝和锰对外生菌根真菌生长、养分吸收及分泌作用的影响. *环境科学*, 2013, 34 (1): 315—320
- Li H, Huang J G, Yuan L. Influence of aluminum and manganese on growth, nutrient uptake and the efflux by ectomycorrhizal fungi (In Chinese). *Chinese Journal of Environmental Science*, 2013, 34 (1): 315—320
- [ 12 ] 辜夕容, 黄建国. 铝对外生菌根真菌草酸分泌及磷、钾、铝吸收的影响. *生态学报*, 2010, 30 (2): 357—363
- Gu X R, Huang J G. Effect of aluminum on growth, oxalate exudation, and uptake of aluminum, phosphorus and potassium by ectomycorrhizal fungi *in vitro* (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30 (2): 357—363
- [ 13 ] 吴雪莲, 周倩, 辜夕容, 等. 西南林区3株外生菌根真菌对酸铝胁迫的营养响应与抗铝性. *西南大学学报 (自然科学版)*, 2015, 37 (8): 13—19
- Wu X L, Zhou Q, Gu X R, et al. Resistance and nutritional response to aluminum toxicity of three ectomycorrhizal fungi from forest soils in Southwest China (In Chinese). *Journal of Southwest University (Natural Science Edition)*, 2015, 37 (8): 13—19
- [ 14 ] Heim A, Brunner I, Frossard E, et al. Aluminum effects on *Picea abies* at low solution concentrations. *Soil Science Society of America Journal*, 2003, 67 (3): 895—898
- [ 15 ] 吕焕哲, 王凯荣, 谢小立. 土地利用方式与坡位土壤活性铝形态特征分析. *水土保持学报*, 2007, 21 (1): 172—175
- Lü H Z, Wang K R, Xie X L. Character of soil aluminum forms under different land use and slope position (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21 (1): 172—175
- [ 16 ] Sholl L V, Kuyper T W, Smits M M, et al. Rock-eating mycorrhizas: Their role in plant nutrition and biogeochemical cycles. *Plant and Soil*, 2008, 303 (1): 35—47
- [ 17 ] 周垂帆, 林静雯, 李莹, 等. 草甘膦对土壤磷形态及有效性的影响. *西北林学院学报*, 2016, 31 (6): 71—77
- Zhou C F, Lin J W, Li Y, et al. Effects of glyphosate on inorganic phosphorus transformation in soil (In Chinese). *Journal of Northwest Forestry University*, 2016, 31 (6): 71—77
- [ 18 ] 国家林业局. 森林植物与森林枯枝落叶层全硅、铁、铝、钙、镁、钾、钠、磷、硫、锰、铜、锌的测定 (LY/ T 1270-1999). 北京: 中国标准出版社, 1999: 279—294
- State Forestry Administration of China. Determination of total silica, iron, aluminum, calcium, magnesium, potassium, sodium, phosphorus, sulphur, manganese, copper and zinc in forest plant and forest floor. Beijing: China Standard Press, 1999: 279—294
- [ 19 ] 鲍士旦. 土壤农化分析. 第3版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 74—165
- Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis (In Chinese). 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 74—165
- [ 20 ] 黄衍初, 曲长菱. 土壤中铝的溶出及形态研究. *环境科学*, 1996, 17 (1): 57—59
- Huang Y C, Qu C L. Studies on the leaching and species of aluminum in soil (In Chinese). *Chinese Journal of Environmental Science*, 1996, 17 (1): 57—59
- [ 21 ] Huang J G, Lapeyrie F. Ability of ectomycorrhizal fungus *Laccaria bicolor* S238N to increase the growth of Douglas fir seedlings and their phosphorus and potassium uptake. *Pedosphere*, 1996, 6 (3): 217—224
- [ 22 ] 刘进法, 夏仁学, 王明元, 等. 丛枝菌根促进植物根系吸收难溶态磷的研究进展 (综述). *亚热带植物科学*, 2007, 36 (4): 62—66
- Liu J F, Xia R X, Wang M Y, et al. Recent advances in phosphorus acquisition from non-labile sources in plants with arbuscular mycorrhizal interaction (In Chinese). *Subtropical Plant Science*, 2007, 36 (4): 62—66
- [ 23 ] Harrold S A, Tabatabai M A. Release of inorganic phosphorus from soils by low-molecular-weight organic acids. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2006, 37 (9): 1233—1245
- [ 24 ] 龚松贵, 王兴祥, 张桃林, 等. 低分子量有机酸对红

- 壤无机磷活化的作用. 土壤学报, 2010, 47 (4): 692—697
- Gong S G, Wang X X, Zhang T L, et al. Release of inorganic phosphorus from red soils induced by low molecular weight organic acids (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47 (4): 692—697
- [25] 王玉书, 刘海, 袁玲. 空心莲子草根分泌物对无机磷细菌的负化感效应. 土壤学报, 2017, 54 (6): 1486—1496
- Wang Y S, Liu H, Yuan L. Negative allelopathic effects of root exudate of *Alternanthera philoxeroides* on growth and phosphate dissolution of inorganic phosphorus bacteria (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54 (6): 1486—1496
- [26] Ray P, Adholeya A. Correlation between organic acid exudation and metal uptake by ectomycorrhizal fungi grown on pond ash in vitro. *Biometals*, 2009, 22 (2): 275—281
- [27] Ahonen-Jonnarth U, Hees P A W V, Lundstrom U S, et al. Organic acids produced by mycorrhizal *Pinus sylvestris* exposed to elevated aluminum and heavy metal concentrations. *New Phytologist*, 2000, 146 (3): 557—567
- [28] 王斌, 张慧玲, 朱晓芳, 等. 水稻品种间铝耐性差异的探究. 土壤学报, 2017, 54 (4): 958—966
- Wang B, Zhang H L, Zhu X F, et al. Differences in aluminum tolerance between rice varieties (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54 (4): 958—966
- [29] 刘鹏, 金婷婷, 徐根娣, 等. 大豆根系分泌物对根际土壤铝形态的影响. 浙江师范大学学报 (自然科学版), 2008, 31 (4): 445—451
- Liu P, Jin T T, Xu G D, et al. The effect of soybean's root exudate on the forms of aluminum of rhizosphere soil (In Chinese). *Journal of Zhejiang Normal University (Natural Sciences)*, 2008, 31 (4): 445—451
- [30] 张俊思, 袁大刚, 付宏阳, 等. EGCG溶液浓度与酸碱度对黄壤Al、Fe和Mn形态的影响. 土壤学报, 2017, 54 (4): 905—916
- Zhang J S, Yuan D G, Fu H Y, et al. Effect of EGCG on Al, Fe and Mn in yellow soil relative to concentration and pH (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54 (4): 905—916

## Effect of *Laccaria Bicolor* Inoculation on Contents of Inorganic Phosphorus and Labile Aluminum in the Rhizosphere Soil of *Pinus Massoniana* Saplings

GU Xirong NI Yalan JIANG Yanan JIA Hao HE Xinhua

(Centre of Excellence for Soil Biology, College of Natural Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China)

**Abstract** 【Objective】 In most soils, TP (total phosphorus) is generally plenty, but its availability to plants is very low. When the soil is getting acidified, soil Al is liable to get activated and then bound with  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ , and  $\text{PO}_4^{3-}$ , turning them into hard-to-dissolve P, thus further lowering soil P availability. Some ectomycorrhizae (EM) are found to be able to deactivate soil Al, thus letting Al-complexes release bonded P in available form, for plants to take up. That is to say, some EMs could be introduced into acid soils to improve soil P availability and plant growth. In experiments of *in vitro* cultivation of EM fungi, some demonstrated their ability to raise P availability in soils neutral or slightly acidic, but little has been found in the literature validating such ability in the field. The present study aimed to assess effects of inoculation of EM fungi on inorganic P availability and Al activity in the rhizosphere soil of saplings planted in acid soil, and to explore mechanism of EM colonization improving host plants' resistance to Al toxicity. 【Method】 Germinating *Pinus massoniana* seeds, inoculated with three strains of *Laccaria bicolor*, namely *Lb* 270, *Lb* S238A, and *Lb* S238N, separately, were imbedded into pots of cold sandy yellow soil collected from a *P. massoniana* stand, and irrigated twice a day to maintain a proper moisture regime for 16 weeks under the natural conditions. At the end, comparison was made of *Pinus massoniana* saplings

inoculated with EM fungi with those in the control (without inoculation). 【 Result 】 Results show that inoculation of *L. bicolor* significantly affected the contents of inorganic P and active Al in the rhizosphere soil of the saplings and the effects varied with the strain. Compared with the control, inoculation with any of the three *L. bicolor* strains significantly improved growth and P and Al, uptake of the saplings. In terms of the effect, the three strains exhibited an order of *Lb* S238N > = *Lb* 270 > *Lb* S238A. Inoculation with *Lb* 270 significantly decreased soil pH, the contents of available P, iron-bound P (Fe-P), calcium-bound P (Ca-P), total Al, and exchangeable Al, and the proportion of exchangeable Al in the fraction of labile Al, but increased the proportion of aluminum-bound P (Al-P) in the fraction of inorganic P, and the contents of labile Al or hydroxyl-Al and their proportions in total Al. Inoculation with *Lb* S238A significantly reduced Al-P, the proportion of Al-P or Fe-P in the fraction of inorganic P, total Al, labile Al, exchangeable Al, organic-complexed Al, and the proportion of exchangeable Al and organic-complexed Al in the fraction of labile Al, but raised soil pH, the content of available P, the proportion of occluded-P (O-P) in the fraction of inorganic P, the proportion of labile Al in total Al, and proportions of hydroxyl-Al or acid-soluble Al in the fraction of labile Al. Inoculation with *Lb* S238N significantly decreased soil pH, the contents of available P, total Al, exchangeable Al, and the proportions of exchangeable Al and organic-complexed Al in the fraction of labile Al, but increased the content of hydroxyl-Al, the proportion of labile Al in total Al and that of hydroxyl-Al in the fraction of active Al. 【 Conclusion 】 All the findings in this experiment demonstrate that inoculation with *L. bicolor* can improve the resistance of *P. massoniana* saplings to Al toxicity, which may be attributed to the ability of the fungi to enhance bio-availability of soil P, but their abilities to lower Al activity vary with strain of the fungi.

**Key words** Active aluminum; Aluminum toxicity; Ectomycorrhizae (EM); Inorganic phosphate; *Pinus massoniana* Lamb

( 责任编辑: 卢 萍 )

# 水稻根系果胶去甲酯化促进细胞壁磷再利用的机制探究\*

赵旭升<sup>1, 2</sup> 朱晓芳<sup>1</sup> 吴 启<sup>1, 2</sup> 沈仁芳<sup>1, 2†</sup>

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

(2 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘 要** 在缺磷条件下, 水稻根系细胞壁中的果胶组分能促进细胞壁磷的再利用, 而其中的潜在机制仍有待进一步的研究。选取粳稻品种Nipponbare (Nip) 和籼稻品种Kasalath (Kas) 作为试验材料, 研究了在缺磷条件下, 水稻内源磷可利用水平的变化及其差异, 并探究了产生这种差异的原因。结果表明: 在缺磷处理后, 水稻体内的可溶性磷含量迅速降低, 而Nip根系和地上部的可溶性磷含量均一直高于Kas。同时Nip根系中释放出了更多的细胞壁磷, 说明相对于Kas而言, Nip的内源磷再利用能力更强。缺磷胁迫时, 与Kas相比, Nip可通过提高根系中的果胶甲酯酶活性, 维持较低的果胶甲酯化度。体外试验又表明, 甲酯化度越低的果胶, 活化难溶态磷的能力越强。综上, 缺磷胁迫下, 水稻可通过提高根系果胶甲酯酶活性, 将细胞壁的果胶甲酯化度维持在较低水平, 从而促进细胞壁磷的释放来增加体内的可溶性磷含量, 以供其他部位再利用。

**关键词** 水稻; 缺磷; 磷再利用; 细胞壁; 果胶甲酯酶; 果胶甲酯化度

**中图分类号** Q945.12 **文献标识码** A

磷作为一种维持植物生长发育所必需的大量营养元素, 不仅是植物体内核酸、磷脂、腺苷三磷酸等重要化合物的组成成分, 还以多种形式参与植物体内的各项代谢活动<sup>[1]</sup>。然而, 缺磷土壤在世界范围内广泛分布, 约占全球耕地面积的67%, 是农业生产中的一大制约因素<sup>[2-3]</sup>。尽管多数低磷土壤中的总磷含量很高, 可供植物直接吸收的有效磷含量却很低, 难以满足植物的正常生长所需。这是由于来源于土壤和肥料中的磷易被土壤中的矿物和有机质所固定, 降低了它们的生物有效性<sup>[4]</sup>。

植物在经历了长期的演化过程后, 形成了一系列的耐低磷机制。如通过改变根系构型<sup>[5]</sup>、由

根系向外分泌质子或有机酸<sup>[6]</sup>以及与丛枝菌根共生<sup>[7]</sup>等措施来增强根系对土壤中难溶态磷的活化和吸收; 或通过改变体内的脂质代谢途径<sup>[8]</sup>、提高核糖核酸酶的活性<sup>[9]</sup>等手段提高对内源磷的再利用能力。近年来的研究表明, 在植物响应缺磷胁迫的过程中, 植物的细胞壁组分也参与了内源磷的再利用: 缺磷条件下的拟南芥, 其细胞壁果胶和半纤维素含量均发生了显著变化, 暗示细胞壁组分可能参与了拟南芥对缺磷胁迫的响应<sup>[10]</sup>; 进一步的研究发现, 水稻在缺磷条件下, 根系细胞壁的果胶糖醛酸含量与根系中的可溶性磷水平存在显著的正相关关系, 即水稻根系细胞壁中的果胶糖醛酸含量

\* 国家重点基础研究发展计划(973)项目(2014CB441000)、国家自然科学基金项目(31501825)和南京土壤研究所“一三五”领域前沿项目(Y613400000)资助 Supported by the National Basic Research Program of China (973) (No. 2014CB441000), the National Natural Science Foundation of China (No. 31501825), and the “135” Plan (Frontier Program) of Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences (No. Y613400000)

† 通讯作者Corresponding author, E-mail: rfshen@issas.ac.cn

作者简介: 赵旭升(1993—), 男, 河南上蔡人, 硕士研究生, 主要从事植物逆境生理的研究。E-mail: zhaoxusheng@issas.ac.cn

收稿日期: 2018-01-25; 收到修改稿日期: 2018-03-15; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2018-04-10



越高, 其对细胞壁磷的再利用能力越强; 体外实验也表明, 细胞壁中的果胶组分可通过吸附 $\text{FePO}_4$ 中的 $\text{Fe}^{3+}$ , 使部分 $\text{PO}_4^{3-}$ 游离出来, 从而活化了细胞壁中的难溶态磷<sup>[11]</sup>。

细胞壁主要由果胶、半纤维素和纤维素构成。与化学上相对惰性的纤维素及中性或略酸性的、可溶于碱的半纤维素不同, 果胶富含同聚半乳糖醛酸(Homogalacturonan, HG)<sup>[12-13]</sup>。HG在高尔基体中合成时, C6位的羧基( $-\text{COOH}$ )被果胶甲基转移酶(Pectin methyltransferase, PMT)甲酯化, 因此, 运输至细胞壁中的HG以高度(约75%)甲酯化的形式存在<sup>[14-15]</sup>。在植物的生长过程中, 果胶的甲酯化度(Degree of methyl esterification, DE)会发生变化, 这是由果胶甲酯酶(Pectin methylesterase, PME)控制的<sup>[16]</sup>。PME催化果胶中的HG去甲酯化, 产生带负电荷的羧基, 同时释放出甲醇和质子<sup>[17]</sup>。

水稻根系细胞壁中的果胶含量与细胞壁磷的释放密切相关<sup>[11]</sup>, 但其中的具体作用机制尚不清楚, 需要进一步的研究。本文选取粳稻品种Nipponbare(Nip)和籼稻品种Kasalath(Kas)作为试验对象, 研究了在缺磷条件下, 水稻内源磷可利用水平的变化及其差异, 并探究了产生这种差异的具体原因, 以期丰富水稻的耐低磷机制。

## 1 材料与方法

### 1.1 植物材料与培养条件

选取对内源磷再利用能力有差异的水稻品种Nip和Kas为试验材料<sup>[11]</sup>。

将水稻种子用蒸馏水浸泡24 h, 然后移至带有浮板的滤网上。将滤网置于 $0.5 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{CaCl}_2$ 溶液(pH 5.6)中,  $30^\circ\text{C}$ 避光培养3 d, 使其生根发芽。然后将滤网移至木村(Kimura B)营养液中, 在人工气候室中培养, 白天 $28^\circ\text{C}/14 \text{ h}$ , 夜晚 $22^\circ\text{C}/10 \text{ h}$ , 光照强度为 $450 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ , 相对湿度为60%。

处理方法: 水稻发芽一周后, 转移至1.5 L黑色培养罐中木村营养液正常培养一周。然后选取生长一致的幼苗(Nip、Kas), 分别用正常(+P,  $180 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )和缺磷(-P,  $0 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )的木村营养液(pH 5.6)培养一周, 共得到四个处理

(Nip+P、Nip-P、Kas+P、Kas-P)。所用营养液均用稀 $\text{H}_2\text{SO}_4$ 和NaOH溶液调节至pH 5.6, 每天更换一次。

### 1.2 可溶性磷的提取与测定

水稻可溶性磷的提取, 按照Delhaize和Randall<sup>[18]</sup>的方法进行: 用去离子水反复冲洗根系, 再用吸水纸吸干水分, 然后迅速剪下根系和地上部并称重, 塞入放置有氧化铝珠的样品管中, 并用液氮冷冻。取出冷冻后的样品管, 置于组织研磨仪(净信JXFSTPRP-24, 上海)中粉碎, 然后分别向根系和地上部中加入 $200 \mu\text{L}$ 、 $400 \mu\text{L}$ 的 $5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{H}_2\text{SO}_4$ 溶液。再次研磨均匀后, 又分别加入4 mL和8 mL的去离子水, 震荡混匀。静置20 min后, 在 $3000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的条件下离心5 min(ThermoMicrocl17, 德国)。

吸取 $100 \mu\text{L}$ 上清液和磷标准液(0、10、20、30、40、50、75、 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )至1.5 mL离心管中, 并加入 $100 \mu\text{L}$ 钼锑抗显色剂和 $800 \mu\text{L}$ 去离子水, 混匀后在 $37^\circ\text{C}$ 下静置30 min, 用酶标仪(Tecan, 瑞士)在880 nm处测定吸光度。

### 1.3 细胞壁的制备

将处理后的水稻根系剪下, 根据Zhong和Lauchli<sup>[19]</sup>的方法提取细胞壁: 首先将根系经液氮冷冻, 在研钵中研磨成粉末, 然后加入5 mL 75%的乙醇溶液, 洗入10 mL离心管中。室温下静置20 min后,  $3000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心5 min, 弃上清液。再分别加入5 mL的丙酮、甲醇: 氯仿(1:1)和甲醇进行清洗, 重复上述静置、离心、弃上清液等步骤。最后得到的残渣即为细胞壁, 在烘箱中 $60^\circ\text{C}$ 烘干后保存备用。

### 1.4 细胞壁固着磷的提取与测定

称取5 mg左右的细胞壁, 按照Zhu等<sup>[11]</sup>的方法提取固着态磷: 将细胞壁样品置于1.5 mL离心管中, 加入1 mL  $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的HCl溶液。涡旋振荡24 h后,  $15000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的条件下离心5 min。上清液中磷即为细胞壁固着磷, 磷的测定方法同上。

### 1.5 果胶提取及甲酯化度的测定

称取5 mg左右的细胞壁, 按照Yang等<sup>[20]</sup>的方法提取果胶组分。将细胞壁样品置于1.5 mL离心管中, 并加入1 mL去离子水。在沸水中煮1 h后,  $15000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的条件下离心5 min, 吸取上清液至5 mL离心管中。向残渣中继续加入1 mL去离子水,

重复提取两次。混合所得的3 mL上清液即为果胶提取液。

果胶羧基含量的测定, 根据Blumenkrantz和Asboehansen<sup>[21]</sup>提出的方法进行: 吸取100  $\mu\text{L}$ 的果胶提取液和半乳糖醛酸标准液(0、10、20、30、40、50、75、100  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )至1.5 mL离心管中。然后加入500  $\mu\text{L}$ 含0.0125  $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 硼砂( $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7\cdot 10\text{H}_2\text{O}$ )的浓 $\text{H}_2\text{SO}_4$ 。置于沸水中煮5 min后, 立即置于冰上冷却, 2 min后迅速加入10  $\mu\text{L}$  0.15%的间羟基联苯(M-hydro-diphenyl, 溶于0.5%的NaOH溶液)。30℃下孵育20 min后, 用酶标仪在520 nm处测定吸光值。

果胶甲酯基含量的测定, 根据Klavons和Bennett<sup>[22]</sup>的方法进行: 吸取125  $\mu\text{L}$ 的果胶提取液, 加入25  $\mu\text{L}$  4  $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的NaOH溶液, 震荡混匀。37℃下皂化30 min后, 加入50  $\mu\text{L}$  2  $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的HCl溶液使其酸碱中和。向200  $\mu\text{L}$ 甲醇标液(0、10、20、30、40、50、75、100  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ )和水解样品中加入400  $\mu\text{L}$  200  $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的磷酸缓冲液(pH 7.5)、0.01  $\text{units}\cdot\mu\text{L}^{-1}$ 乙醇氧化酶(Alcohol oxidase, AO, Sigma)。30℃下孵育10 min后, 加入800  $\mu\text{L}$  5  $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的巯基拉曼染料(Purpald, 4-氨基-3-胍基-5-巯基-1, 2, 4-三唑, 4-amino-3-hydrazino-5-mercapto-1, 2, 4-triazole, Sigma, 溶于0.5  $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的NaOH溶液), 30℃下孵育30 min后, 用酶标仪在550 nm处测定吸光值。

果胶甲酯化度(DE, %) = 甲酯基含量 / (羧基含量 + 甲酯基含量)  $\times$  100。

### 1.6 果胶甲酯酶的提取及活性测定

剪取生长三周的水稻幼苗根系, 用来提取果胶甲酯酶。根系样品经液氮冷冻后, 用组织研磨仪粉碎。然后加入500  $\mu\text{L}$ 提取液(1  $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  NaCl, 10  $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  Tris-HCl, pH 7.5), 在冰上孵育30 min, 期间振荡3次。随后在15 000  $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 条件下离心5 min, 所得上清液即为待测样品<sup>[23-24]</sup>。

果胶甲酯酶活性的测定, 参照Anthon和Barrett<sup>[25]</sup>的方法进行: 吸取100  $\mu\text{L}$ 样品和甲醇标液(0、10、20、30、40、50、75、100  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ )至1.5 mL离心管中, 加入200  $\mu\text{L}$  200  $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的磷酸缓冲液(pH 7.5)、0.64  $\text{mg}\cdot\text{mL}^{-1}$ 果胶(DE=90%, Sigma)和0.01  $\text{units}\cdot\mu\text{L}^{-1}$  AO。振荡混匀后, 在5 000  $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 下离心10 s, 30℃孵

育10 min。然后加入400  $\mu\text{L}$  5  $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的巯基拉曼染料, 振荡混匀。30℃孵育30 min后, 用酶标仪在550 nm处测定吸光值。

### 1.7 体外磷解析实验

将50 mg不同甲酯化度的果胶溶于30 mL水中, 再分别加入30 mg  $\text{FePO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ , 置于37℃摇床(ZWY-2102C, 智城, 上海)中震荡24 h。3 000  $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 条件下离心5 min后, 用钼锑抗比色法测定上清液中的磷含量。

### 1.8 数据处理

数据处理和绘图在Microsoft Excel 2016软件中进行, 并采用SAS 8.1统计分析软件进行单因素方差分析和多重比较, 并用最小显著性差异(LSD)法检验处理间的差异显著性( $P < 0.05$ )。

## 2 结 果

### 2.1 缺磷处理后水稻体内可溶性磷含量的变化

为了探究水稻在缺磷后内源磷可利用水平的变化, 对Nip和Kas两个水稻品种进行不同时间的缺磷处理, 分别测定了地上部和根系中的可溶性磷含量。由图1A可知, 随着缺磷时间的延长, Nip和Kas体内的可溶性磷含量均不断下降。根系中的可溶性磷含量在下降5 d后趋于稳定, 而地上部的磷下降趋势明显滞后, 且在缺磷第7天仍有下降趋势。

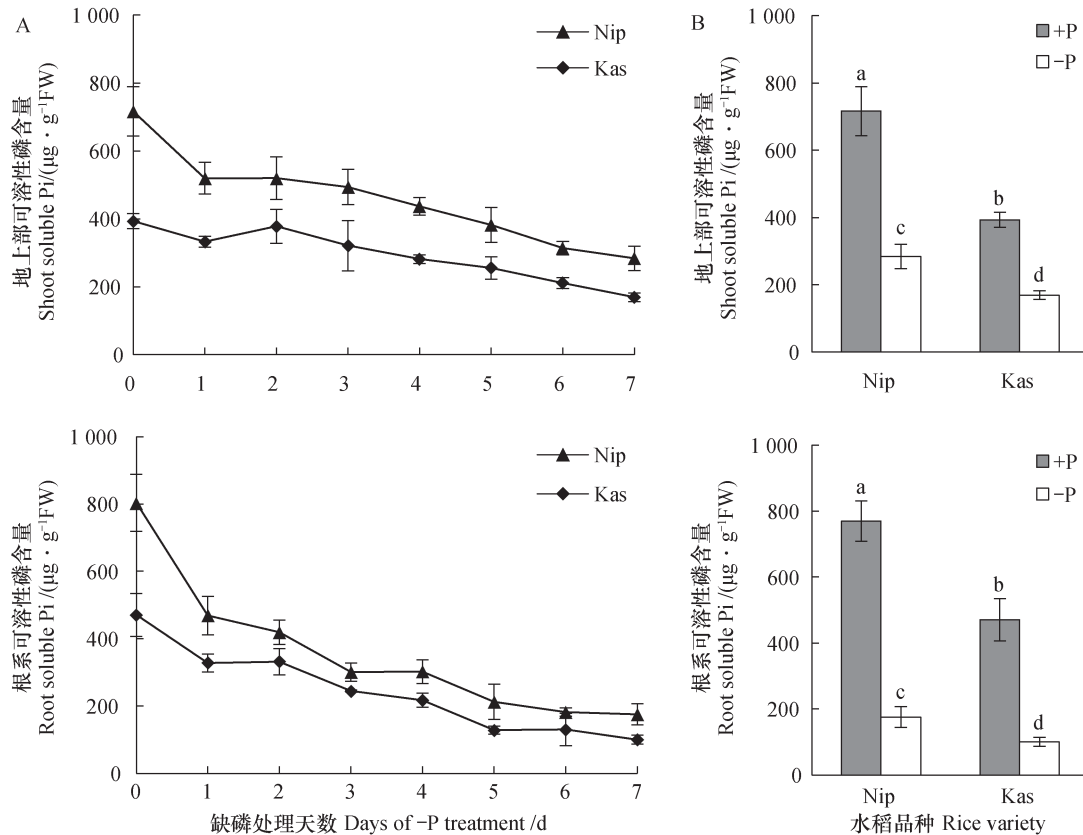
总体而言, 两个品种的可溶性磷含量的变化趋势基本一致, 但Nip体内的可溶性磷含量均一直高于Kas。为了比较两个品种间的差异, 选取了处理7 d后的样品进行分析。由图1B可知, 正常处理7 d时, 在地上部和根系中, Nip中的可溶性磷含量均显著高于Kas; 缺磷处理7 d后, 可溶性磷含量均显著下降, 而Nip仍显著高于Kas。

### 2.2 缺磷处理后细胞壁固着磷含量的变化

由图2可知, 缺磷处理7 d后, Nip和Kas根系细胞壁固着磷含量均显著下降, 且达到相同水平。但由于正常处理时, Nip根系细胞壁的固着磷含量显著高于Kas, 说明Nip在缺磷处理后, 较Kas从根系细胞壁中释放出了更多的磷。

### 2.3 果胶甲酯化度与其水解难溶态磷能力的关系

Zhu等<sup>[11]</sup>通过果胶的体外解析实验, 证明了



注：Nip、Kas分别表示水稻品种Nipponbare和Kasalath；+P、-P分别表示正常和缺磷处理。图中的数据为平均值±标准偏差，不同的字母表示处理之间存在显著差异（ $P < 0.05$ ），下同 Note: Nip and Kas represent rice varieties Nipponbare and Kasalath respectively; +P and -P respectively indicate normal and phosphorus-deficient treatments. Data are means  $\pm$  SD ( $n=4$ ). Columns with different letters are significantly different at  $P < 0.05$ . The same below

图1 缺磷处理水稻体内可溶性磷含量的变化

Fig. 1 Variation of soluble P in rice shoot and root in treatment for one week

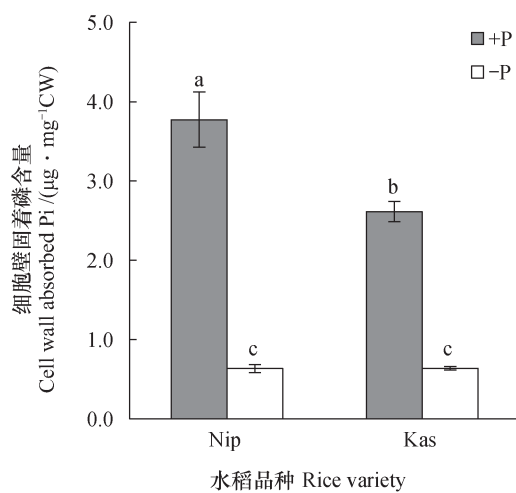


图2 缺磷处理一周后水稻根系细胞壁固着磷含量

Fig. 2 Cell wall absorbed Pi in rice root after one week of -P treatment

果胶溶液能从难溶态的 $\text{FePO}_4$ 中释放出更多的Pi。

而果胶在植物中是以不同甲酯化度存在的，为了探究果胶释放难溶态磷的能力与其甲酯化度之间的关系，本文选取了三种不同甲酯化度的果胶，进行了同样的体外磷解析实验。图3的结果显示，随着甲酯化度的降低，果胶从 $\text{FePO}_4$ 中释放出的无机磷（Pi）显著增加。这表明，果胶释放难溶态磷的能力与其甲酯化度呈负相关关系。

#### 2.4 不同品种水稻缺磷处理后果胶甲酯化度的变化

为了探究两个水稻品种磷再利用能力的差异是否与其甲酯化度的变化有关，测定了根系中细胞壁的果胶甲酯化度。由图4可知，正常培养时，Nip和kas根系中的果胶甲酯化度无显著差异。在缺磷处理7 d后，Nip根系中的果胶甲酯化度无明显变化，而kas根系中的果胶甲酯化度显著升高。

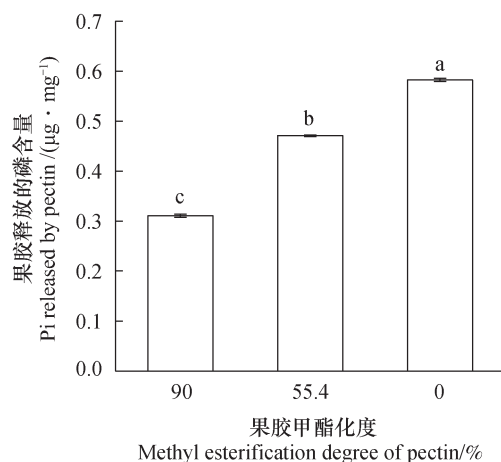


图3 不同甲酯化度的果胶释放出的磷含量

Fig. 3 Pi content released by pectin relative to degree of methyl esterification of the pectin

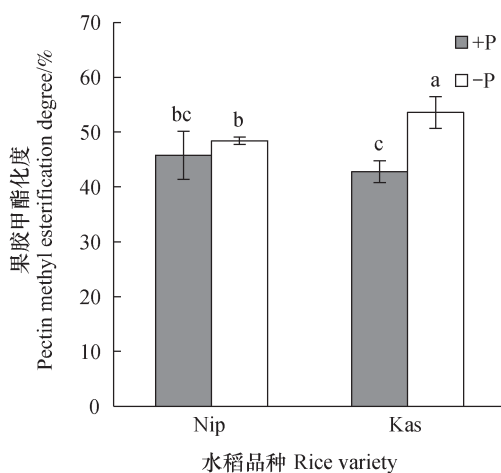


图4 缺磷处理一周后水稻根系的果胶甲酯化度

Fig. 4 Methyl esterification degree of pectin in rice root after one-week of -P treatment

## 2.5 不同品种水稻缺磷处理后果胶甲酯酶活性的变化

为了探究缺磷处理后两个水稻品种的根系果胶甲酯化度发生不同变化的原因, 又测定了水稻根系中与之相关的果胶甲酯酶 (PME) 活性。由图5可知, 尽管Kas的PME活性在+P/-P处理后均显著高于Nip, 但在+P/-P处理间无显著差异, 而Nip在-P处理后PME活性显著升高。

## 3 讨论

作为植物抵御外界不良环境的第一道屏障, 细胞壁不仅在植物缓解铝毒、镉毒的过程中发挥着重

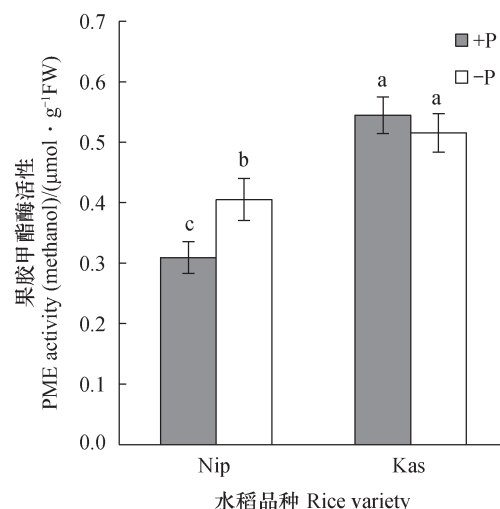


图5 +P/-P处理一周后水稻根系的果胶甲酯酶活性

Fig. 5 Pectin methylesterase (PME) activity of rice root after one week of -P treatment

要作用<sup>[26-29]</sup>, 其在植物应对缺磷胁迫中所起的作用也逐渐受到关注。早在1965年, Hsu<sup>[30]</sup>就发现, 细胞壁能通过吸附 $\text{Al}^{3+}/\text{Fe}^{3+}$ 进而吸附土壤中的磷, 将磷以诸如 $\text{Al}(\text{OH})_2\text{H}_2\text{PO}_4$ 的形式结合于细胞壁上。根据Ae等<sup>[31]</sup>的报道, 与高粱和大豆等作物相比, 花生能从低磷土壤中吸收更多的磷。而这种能力的差异, 无法用根系的构型变化或根系分泌物的产生来解释。进一步研究发现, 花生和开花前的木豆, 其根系细胞壁表现出更高的难溶态磷溶解活性, 为高粱和大豆的两倍, 而这或许是它们能从低磷土壤中吸收更多磷的原因。由于这种新的土壤磷活化机制, 发生在根系与土壤颗粒的交界面, 而被称为“接触反应 (Contact reaction)”<sup>[32]</sup>。Zhu等<sup>[11]</sup>通过体外实验证明, 细胞壁中的果胶组分可通过吸附 $\text{FePO}_4$ 中的 $\text{Fe}^{3+}$ , 使部分 $\text{PO}_4^{3-}$ 游离出来, 从而活化难溶态磷。本次实验进一步表明, 果胶活化难溶态磷的能力与其甲酯化度有关。由图3可知, 随着甲酯化度的降低, 果胶从 $\text{FePO}_4$ 中释放出的Pi显著增加。

除此之外, 植物的细胞壁组分还参与了根系中内源磷的再利用过程。Zhu等<sup>[11]</sup>的研究发现, 与水稻品种Kas相比, Nip体内磷的可利用水平较高。在缺磷处理5周后, Nip根系中的可溶性磷含量仍高于Kas, 而这可能与细胞壁磷的释放有关。本文也将这两个品种进行了一周的缺磷处理, 测定了水稻体内可溶性磷含量的动态变化。在缺磷胁迫下, 水稻体内的可溶性磷含量迅速下降, 而Nip根



系和地上部中的可溶性磷含量均一直高于Kas(图1B)。此外,在缺磷处理7 d后,Nip和Kas的细胞壁磷均显著降低至同一水平(图2),但Nip在此期间释放出了83%的细胞壁磷,而籼稻Kas仅释放出了76%的细胞壁磷,说明粳稻Nip的内源磷再利用水平更高。

Zhu等<sup>[11]</sup>通过对缺磷处理后多个品种的回归分析表明,水稻根系中可溶性磷含量与其根系细胞壁中果胶含量之间成正相关关系,而与其中的半纤维素及纤维素含量无关。最近的研究还发现,植物激素乙烯及信号分子NO、H<sub>2</sub>S均可通过提高水稻根系细胞壁中的果胶含量以及果胶甲酯酶的活性来提高细胞壁磷的释放,从而增加缺磷条件下水稻体内的可溶性磷含量<sup>[33-36]</sup>。植物细胞壁中的果胶组分主要在高尔基体中形成,此时形成的果胶因为高度的甲酯化而带有少量的负电荷,因此,与阳离子的结合能力较弱<sup>[16]</sup>。高度甲酯化的果胶经过分泌进入细胞壁后,在果胶甲酯酶的催化下将甲酯基水解,暴露出了其中的羧基(-COOH),从而增加了对细胞壁中阳离子(如FePO<sub>4</sub>中的Fe<sup>3+</sup>)的吸附,使得与之结合的PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>释放出来,供植物再利用。在缺磷处理后,粳稻Nip根系中的PME活性升高了31%( $P<0.05$ ,图5),维持了较低的果胶甲酯化度(图4),即是维持了较高的难溶态磷活化能力,从而释放出了更多的细胞壁磷(图2)。而缺磷胁迫下的籼稻Kas,其根系中的PME活性却未发生显著变化(图5),从而不能将果胶有效地去甲酯化,进而导致细胞壁中果胶甲酯化度升高了25%( $P<0.05$ ,图4),使其活化难溶态磷的能力降低。

## 4 结 论

缺磷处理后,水稻体内的可溶性磷含量迅速降低,而与根系相比,地上部的下降趋势明显滞后。缺磷胁迫下,Nip根系和地上部中可溶性磷含量均一直高于Kas,而直到缺磷7 d后,Nip根系和地上部中可溶性磷含量均仍显著高于Kas。此外,在缺磷处理后,Nip和Kas的细胞壁磷均显著降低,但Nip释放出了更多的细胞壁磷。说明Nip的内源磷再利用水平高于Kas。进一步的体外解析实验表明,低甲酯化度的果胶具有更强的活化难溶态磷的

能力。而与同在缺磷条件下的Kas相比,Nip可以通过提高其根系中的PME活性,来维持其细胞壁中的果胶甲酯化度处于相对较低水平,即是维持了较高的难溶态磷活化能力,从而将细胞壁磷更多地转化为可溶性磷。

## 参 考 文 献

- [1] Kamerlin S C L, Sharma P K, Prasad R B, et al. Why nature really chose phosphate. *Quarterly Reviews of Biophysics*, 2013, 46 (1): 1—132
- [2] Gong Y, Guo Z, He L, et al. Identification of maize genotypes with high tolerance or sensitivity to phosphorus deficiency. *Journal of Plant Nutrition*, 2011, 34 (9/11): 1290—1302
- [3] Kochian L V. Plant nutrition rooting for more phosphorus. *Nature*, 2012, 488 (7412): 466—467
- [4] Wang X, Shen J, Liao H. Acquisition or utilization, which is more critical for enhancing phosphorus efficiency in modern crops? *Plant Science*, 2010, 179 (4): 302—306
- [5] Wu P, Ma L G, Hou X L, et al. Phosphate starvation triggers distinct alterations of genome expression in arabidopsis roots and leaves. *Plant Physiology*, 2003, 132 (3): 1260—1271
- [6] Hinsinger P. Bioavailability of soil inorganic p in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: A review. *Plant and Soil*, 2001, 237 (2): 173—195
- [7] Graham J H, Eissenstat D M. Host genotype and the formation and function of va mycorrhizae. *Plant and Soil*, 1994, 159 (1): 179—185
- [8] Yu B, Xu C C, Benning C. *Arabidopsis* disrupted in *SQD2* encoding sulfolipid synthase is impaired in phosphate-limited growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2002, 99 (8): 5732—5737
- [9] Vance C P, Uhde-Stone C, Allan D L. Phosphorus acquisition and use: Critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. *New Phytologist*, 2003, 157 (3): 423—447
- [10] Zhu X F, Lei G J, Jiang T, et al. Cell wall polysaccharides are involved in p-deficiency-induced Cd exclusion in *Arabidopsis thaliana*. *Planta*, 2012, 236 (4): 989—997
- [11] Zhu X F, Wang Z W, Wan J X, et al. Pectin enhances rice (*Oryza sativa*) root phosphorus remobilization. *Journal of Experimental Botany*, 2015, 66 (3):

- 1017—1024
- [12] Yang J L, Li Y Y, Zhang Y J, et al. Cell wall polysaccharides are specifically involved in the exclusion of aluminum from the rice root apex. *Plant Physiology*, 2008, 146 (2) : 602—611
- [13] Zhu X F, Shi Y Z, Lei G J, et al. *XTH31*, encoding an in vitro XEH/XET-active enzyme, regulates aluminum sensitivity by modulating in vivo XET action, cell wall xyloglucan content, and aluminum binding capacity in *Arabidopsis*. *Plant Cell*, 2012, 24 (11) : 4731—4747
- [14] Cosgrove D J. Growth of the plant cell wall. *Nature Reviews Molecular Cell Biology*, 2005, 6 (11) : 850—861
- [15] O' Neill M A, Eberhard S, Albersheim P, et al. Requirement of borate cross-linking of cell wall rhamnogalacturonan ii for *Arabidopsis* growth. *Science*, 2001, 294 (5543) : 846—849
- [16] Micheli F. Pectin methylesterases: Cell wall enzymes with important roles in plant physiology. *Trends in Plant Science*, 2001, 6 (9) : 414—419
- [17] Moustakas A M, Nari J, Borel M, et al. Pectin methylesterase, metalions and plant cell-wall extension. The role of metalions in plant cell-wall extension. *Biochemical Journal*, 1991, 279: 351—354
- [18] Delhaize E, Randall P J. Characterization of a phosphate-accumulator mutant of *Arabidopsis thaliana*. *Plant Physiology*, 1995, 107 (1) : 207—213
- [19] Zhong H L, Lauchli A. Changes of cell-wall composition and polymer size in primary roots of cotton seedlings under high salinity. *Journal of Experimental Botany*, 1993, 44 (261) : 773—778
- [20] Yang J L, Zhu X F, Peng Y X, et al. Cell wall hemicellulose contributes significantly to aluminum adsorption and root growth in *arabidopsis*. *Plant Physiology*, 2011, 155 (4) : 1885—1892
- [21] Blumenkrantz N, Asboehanse G. New method for quantitative-determination of uronic acids. *Analytical Biochemistry*, 1973, 54 (2) : 484—489
- [22] Klavons J A, Bennett R D. Determination of methanol using alcohol oxidase and its application to methyl-ester content of pectins. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 1986, 34 (4) : 597—599
- [23] Ren C W, Kermode A R. An increase in pectin methyl esterase activity accompanies dormancy breakage and germination of yellow cedar seeds. *Plant Physiology*, 2000, 124 (1) : 231—242
- [24] Yang X Y, Zeng Z H, Yan J Y, et al. Association of specific pectin methylesterases with Al-induced root elongation inhibition in rice. *Physiologia Plantarum*, 2013, 148 (4) : 502—511
- [25] Anthon G E, Barrett D M. Comparison of three colorimetric reagents in the determination of methanol with alcohol oxidase. Application to the assay of pectin methylesterase. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2004, 52 (12) : 3749—3753
- [26] Zhu X F, Lei G J, Wang Z W, et al. Coordination between apoplastic and symplastic detoxification confers plant aluminum resistance. *Plant Physiology*, 2013, 162 (4) : 1947—1955
- [27] Zhu X F, Wang Z W, Dong F, et al. Exogenous auxin alleviates cadmium toxicity in *Arabidopsis thaliana* by stimulating synthesis of hemicellulose I and increasing the cadmium fixation capacity of root cell walls. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 263: 398—403
- [28] 王斌, 张慧玲, 朱晓芳, 等. 水稻品种间铝耐性差异的探究. *土壤学报*, 2017, 54 (4) : 958—966  
Wang B, Zhang H L, Zhu X F, et al. Differences in aluminium tolerance between rice varieties (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54 (4) : 958—966
- [29] 胡振民, 赵学强, 王超, 等. 细胞壁组分在红酵母RS1高耐铝中的作用研究. *土壤*, 2017, 49 (2) : 256—260  
Hu Z M, Zhao X Q, Wang C, et al. Role of cell wall components in high aluminum tolerance of *Rhodotorula taiwanensis* RS1 (In Chinese). *Soils*, 2017, 49 (2) : 256—260
- [30] Hsu, P H. Fixation of phosphate by aluminum and iron in acidic soils. *Soil Science*, 1965, 99 (6) : 398—402
- [31] Ae N, Otani T, Makino T, et al. Role of cell wall of groundnut roots in solubilizing sparingly soluble phosphorus in soil. *Plant and Soil*, 1996, 186 (2) : 197—204
- [32] Ae N, Shen R F. Root cell-wall properties are proposed to contribute to phosphorus (P) mobilization by groundnut and pigeonpea. *Plant and Soil*, 2002, 245 (1) : 95—103
- [33] Zhu C Q, Zhu X F, Hu A Y, et al. Differential effects of nitrogen forms on cell wall phosphorus remobilization are mediated by nitric oxide, pectin content, and phosphate transporter expression. *Plant Physiology*, 2016, 171 (2) : 1407—1417
- [34] Zhu X F, Zhu C Q, Wang C, et al. Nitric oxide acts upstream of ethylene in cell wall phosphorus

- reutilization in phosphorus-deficient rice. *Journal of Experimental Botany*, 2017, 68 ( 3 ) : 753—760
- [ 35 ] Zhu X F, Zhu C Q, Zhao X S, et al. Ethylene is involved in root phosphorus remobilization in rice ( *Oryza sativa* ) by regulating cell-wall pectin and enhancing phosphate translocation to shoots. *Annals of Botany*, 2016, 118 ( 4 ) : 645—653
- [ 36 ] 朱春权, 朱晓芳, 沈仁芳. 硫化氢促进缺磷条件下水稻根系细胞壁磷的再利用. *土壤*, 2018, 50 ( 1 ) : 51—58
- Zhu C Q, Zhu X F, Shen R F. Hydrogen sulfide promote rice ( *Oryza sativa* ) cell wall P remobilization under P starvation condition ( In Chinese ) . *Soils*, 2018, 50 ( 1 ) : 51—58

## Study on Mechanism of Demethylation of Pectin Promoting Reutilization of Cell Wall Phosphorus in Rice (*Oryza sativa*) Root

ZHAO Xusheng<sup>1,2</sup> ZHU Xiaofang<sup>1</sup> WU Qi<sup>1,2</sup> SHEN Renfang<sup>1, 2†</sup>

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract** 【Objective】Plants can survive under the stress of phosphorus (P)-deficiency by coordinating inorganic phosphorus (Pi) acquisition, translocation from roots to shoots and redistribution within the plant. Studies in the past have demonstrated that cell-wall pectin contributes greatly to reutilization of rice cell-wall Pi under the stress of P-deficiency, but not how to. Therefore, it calls for further studies for clarification. 【Method】Two rice cultivars, ‘Nipponbare’ (Nip) and ‘Kasalath’ (Kas), were selected as the subjects in the experiment to explore changes in endogenous phosphorus availability in the plants and difference between the two growing under the stress of phosphorus deficiency, and their specific reasons. Rice seedlings were cultured in the normal solution for two weeks and then moved into a nutrient solution with (+P) or without (–P) P for cultivation for a week. Roots and shoots of the seedlings were sampled and pulverized in a pestle with a mortar in liquid nitrogen, separately and by cultivar too. A portion of each pulverized sample was prepared into cell walls. To determine availability of endogenous phosphorus, inorganic phosphate (Pi) was extracted from fresh roots and shoots, separately, with 5% (v/v) sulfuric acid solution, and cell wall P was extracted from dried cell wall with 2 mol·L<sup>–1</sup> HCl solution. Concentration of phosphorus in the extracts was determined with the Mo-Sb colorimetric method. Then, in the late-on in vitro P analysis experiment, pectins different in methyl esterification degree were used to study relationship between the degree of methyl esterification degree of pectin and ability of the pectin to release hard-to-dissolve phosphorus. To follow changes in methyl esterification and activity of pectin methyl esterase (PME) in samples of the seedlings under the stress of P deficiency, root samples were treated with high-salt buffer solution to extract PME, which is able to trigger hydrolysis of pectin into methanol, which is then oxidized into formaldehyde. The activity of PME can be scaled according to the color reaction of formaldehyde with the Purpald reagent. Pectin in root was extracted from dried cell wall with hot water. Content of uronic acid in the pectin hydrolysates was determined with the colorimetric method, and methyl ester in the pectin hydrolysates was measured to characterize content of carbomethoxy in pectin. Then methyl-esterification degree of pectin was calculated based on the contents of uronic acid and carbomethoxy. 【Result】The present study shows that soluble phosphorus in rice was reduced rapidly when the plant suffered phosphorus deficiency. The content of soluble phosphorus in roots kept declining

for 5 days and then leveled off, while the content in shoots started to decline obviously some time later, and the downward trend went on even after the 7<sup>th</sup> day. However, Nip was always found to be higher than Kas in content of soluble phosphorus in the roots and shoots of the plants, and released more cell wall phosphorus from its root, which, indicates that Nip is higher than Kas in ability to recycle its endogenous phosphorus. The in vitro experiment shows that the lower the methyl esterification degree of the pectin, the higher the capacity of the pectin of activating hard-to-solve phosphorus. Once coming under the stress of P deficiency, Nip kept methyl esterification of pectin low in degree by improving the activity of pectin methyl esterase, while Kas did not vary much in activity of pectin methyl esterase and hence unable to lower pectin methyl esterification degree of the root. 【 Conclusion 】 All the findings in this study suggest that under the stress of phosphorus deficiency, rice may keep cell wall pectin low in methyl esterification degree by improving the activity of pectin methyl esterase, thus promoting P release from root cell wall to raise the content of endogenous soluble phosphorus for use by other organs of the plant.

**Key words** Rice; Phosphorus deficiency; Reutilization of phosphorus; Cell wall; Pectin methylesterase; Degree of pectin methyl esterification

( 责任编辑: 陈荣府 )



# 豫西旱作褐土剖面土壤的氧化铁还原与亚铁氧化特征<sup>\*</sup>

王旭刚 孙丽蓉 张颖蕾 徐晓峰 郭大勇 石兆勇

(河南科技大学农学院, 河南洛阳 471023)

**摘 要** 土壤铁氧化物的氧化还原过程不仅与重金属的生物有效性和有机污染物降解转化关系密切, 也与旱地土壤肥力关系密切, 因而备受关注。然剖面土壤耕层以下是否存在铁氧化物的还原、氧化过程, 其特征如何尚未可知。本文采用恒温厌氧泥浆培养的方法研究旱地褐土剖面中铁的氧化还原特征。结果表明, 旱地土壤剖面 0~100 cm 中均存在铁的厌氧还原过程, 还原潜势、最大速率均随剖面深度增加而显著降低; 剖面 0~80 cm 土层中均存在光合型 Fe(II) 氧化现象, 0~40 cm 土层 Fe(II) 氧化量和氧化速率显著高于 40~80 cm。剖面的铁氧化还原过程不仅受有机碳含量影响, 也受 N、K 等养分元素的影响。结果可为拓展对铁氧化还原微生物生境的认知、深入理解土壤剖面中铁氧化还原过程提供依据。

**关键词** 旱地土壤; 铁还原; 土壤剖面; 亚铁氧化; 褐土

**中图分类号** S153.4 **文献标识码** A

铁是土壤中丰度最高的可变价过渡金属元素。Fe(III) 氧化物的溶解度远小于 Fe(II) 氧化物, 故其还原过程伴随着吸附于表面或者包裹其中的氧化物结合态重金属的溶解和迁移, 进而增加了重金属 As、Co、Mo 和 Ni 的生物有效性和进入食物链的风险<sup>[1-2]</sup>。此外, 铁还原微生物 (Iron reducing bacteria, IRB) 可以在还原铁氧化物的同时直接或者间接促进有机污染物的降解<sup>[3-4]</sup>。

自然界的厌氧环境, 如水体<sup>[5]</sup>、沉积物<sup>[6]</sup>、土壤<sup>[7]</sup>均可发现 IRB 介导的铁还原过程, 甚至旱地农田的耕层土壤中亦存在铁的还原过程<sup>[8]</sup>。旱地土壤铁的厌氧还原过程中 99.26% 的硝酸盐被还原<sup>[8]</sup>, 促使氮素可能以 N<sub>2</sub>O 形式损失<sup>[9]</sup>。此外, 铁的还原不利于形成水稳性结构体, 引起土壤铁解<sup>[10]</sup>, 但可增加磷的生物有效性<sup>[11]</sup>。豫西黄土区土层深厚, 耕层以下土壤中铁氧化物总量随剖面呈现一定的增加趋势, 但与表层土壤差异不

大<sup>[12]</sup>。虽然土壤剖面中铁氧化物的形态及相对含量存在差异<sup>[13]</sup>, 黏土矿物结构中铁亦可被 IRB 还原<sup>[14-15]</sup>, 且耕层以下土壤易于保持厌氧环境, 但耕层以下土壤中铁还原、氧化过程特征如何鲜见报道。

近中性条件下, 还原产生 Fe(II) 在厌氧光照条件下可被光合型 Fe(II) 氧化 (Phototrophic ferrous oxidation, PFO) 微生物<sup>[16]</sup>、硝酸盐依赖性 Fe(II) 氧化 (Nitrate dependent ferrous oxidation, NDFO) 微生物氧化<sup>[17]</sup>, 或者被嗜中性微好氧亚铁氧化菌氧化<sup>[18]</sup>, 其氧化过程中伴随着生物成矿和与重金属离子的共沉淀<sup>[19]</sup>, 从而降低重金属的生物有效性。研究发现水稻土、旱作褐土耕层和表层土壤均存在光合型亚铁氧化过程, Fe(II) 氧化量与土壤无定形铁、水溶性硫酸盐含量、阳离子交换量显著负相关, 与土壤总氮、总磷显著正相关<sup>[20-21]</sup>。研究发现微生物可以通过气、

<sup>\*</sup> 国家自然科学基金项目 (U1504402, 41601309) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. U1504402, 41601309)

<sup>†</sup> 作者简介: 王旭刚 (1978—), 男, 河南南阳人, 博士, 副教授, 主要从事土壤化学方面研究。E-mail: nywxg@126.com

收稿日期: 2017-12-07; 收到修改稿日期: 2018-02-21; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-05-24

水迁移等途径实现不同区域的水平迁移<sup>[22]</sup>，且土壤耕层以下土壤与表层土壤存在气体交换和水分的淋溶入渗，Fe（II）氧化微生物可能随气、水或者植物根系而向下迁移。但耕层以下土壤长期不见光。此外，硝酸盐在旱地农田土壤剖面中出现富集现象，但含量低于研究硝酸盐依赖型Fe（II）氧化过程采用的硝酸盐浓度<sup>[23-25]</sup>，Fe（II）氧化过程是否存在、其特征如何尚不明晰。

鉴于此，本文采用恒温厌氧泥浆培养的方法研究旱地淋溶褐土的剖面土壤样品在光照和避光条件下铁的氧化还原过程，以期探索旱地土壤耕层以下土壤中是否存在铁还原过程和光合型Fe（II）氧化过程，为拓展对铁氧化还原微生物生境的认识、深

入理解铁氧化还原过程提供依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤剖面样品采自河南省洛阳市洛宁县王村乡聂坟村旱作农田（111° 39′ 19.30″ E，34° 27′ 14.76″ N），土壤类型为褐土。采样点位于豫西丘陵山区，暖温带大陆性季风气候，海拔561 m，年均降水量570 mm，主要作物为冬小麦/夏玉米。样品用带刻度的不锈钢管型土钻采集，每20 cm深度取土钻中心土样，避光自然风干，粉碎过20目筛备用。供试土壤基本性质见表1。

表1 供试土壤基本性质

Table 1 Basic soil properties of the sample profiles

| 剖面深度<br>Profile depth<br>/cm | pH           | 有机碳<br>Organic carbon<br>/ ( g·kg <sup>-1</sup> ) | 水溶性有机碳<br>Water soluble organic carbon<br>/ ( mg·kg <sup>-1</sup> ) | 水溶性无机碳<br>Water soluble inorganic carbon<br>/ ( mg·kg <sup>-1</sup> ) | 碱解氮<br>Alkalyzable nitrogen<br>/ ( mg·kg <sup>-1</sup> ) | 水溶性硝酸盐<br>Water soluble nitrate<br>/ ( mg·kg <sup>-1</sup> ) | 有效磷<br>Available phosphors<br>/ ( mg·kg <sup>-1</sup> ) |
|------------------------------|--------------|---|---|---|--|--|---|
| 0~20                         | 8.00 ± 0.01c | 6.80 ± 0.37a                                      | 143.0 ± 7.6a  | 56.73 ± 1.1a  | 45.50 ± 4.95c  | 13.56 ± 1.22a  | 2.52 ± 0.02a  |
| 20~40                        | 7.97 ± 0.01d | 6.63 ± 0.23a                                      | 135.3 ± 0.4b  | 59.17 ± 1.1a  | 85.50 ± 4.85a  | 13.27 ± 0.56a  | 1.69 ± 0.03b  |
| 40~60                        | 7.99 ± 0.02c | 3.33 ± 0.05b                                      | 109.6 ± 1.3c  | 60.62 ± 6.51a   | 57.75 ± 2.47b  | 4.39 ± 0.05b   | 0.31 ± 0.17d  |
| 60~80                        | 8.10 ± 0.01b | 3.06 ± 0.07b                                      | 80.7 ± 1.4d   | 35.98 ± 0.04b   | 59.50 ± 14.85b   | 1.99 ± 0.05c   | 0.54 ± 0.11c  |
| 80~100                       | 8.17 ± 0.02a | 3.21 ± 0.31b                                      | 70.3 ± 2.7d   | 19.53 ± 1.05c   | 45.50 ± 9.90c  | 2.11 ± 0.17c   | 0.48 ± 0.08c  |

| 剖面深度<br>Profile depth<br>cm | 缓效钾<br>Slowly available potassium<br>/ ( g·kg <sup>-1</sup> ) | 速效钾<br>Readily available potassium<br>/ ( mg·kg <sup>-1</sup> ) | 阳离子交换量<br>CEC<br>/ ( cmol·kg <sup>-1</sup> ) | 物理性黏粒<br>Physical clay<br>/% | 有效铁<br>Available iron<br>/ ( mg·kg <sup>-1</sup> ) | 水溶性硫酸盐<br>Water soluble sulfate<br>/ ( mg·kg <sup>-1</sup> ) |
|-----------------------------|---|---|--|------------------------------|--|--|
| 0~20                        | 1.22 ± 0.05a  | 168.8 ± 2.0a  | 85.86 ± 2.12ab                               | 38.04                        | 6.44 ± 0.59a                                       | 31.29 ± 0.48b  |
| 20~40                       | 1.15 ± 0.02b  | 170.0 ± 2.0a  | 85.98 ± 6.47ab                               | 41.79                        | 6.49 ± 0.09a                                       | 33.97 ± 1.45a  |
| 40~60                       | 1.12 ± 0.01b  | 147.0 ± 2.8b  | 87.85 ± 4.51a                                | 52.11                        | 6.20 ± 0.24ab                                      | 17.32 ± 0.57e  |
| 60~80                       | 0.89 ± 0.01c  | 119.9 ± 1.4c  | 77.44 ± 7.18c                                | 50.04                        | 5.87 ± 0.02b                                       | 21.94 ± 0.14d  |
| 80~100                      | 0.69 ± 0.01d  | 100.9 ± 1.7d  | 82.31 ± 4.55b                                | 54.19                        | 5.42 ± 0.14c                                       | 29.25 ± 0.41c  |

注：平均值 ± 标准差；同列字母不同表示差异达到显著水平（*P* < 0.05）。下同 Note: Mean ± SD. Different letters in the same column mean significant difference（*P* < 0.05）. The same below

1.2 恒温厌氧培养试验

称取每个剖面深度的土壤样品3.000 g若干份于容积为10 mL的血清瓶中，加入3 mL去离子水后盖上橡胶塞，充氮5 min以排出顶空中氧气，在

氮气保护下加铝盖密封，1/2置于光照培养箱（宁波莱福，FPG3）中30 ± 1℃<sup>[25]</sup>培养作为光照处理（2 000 lux），1/2置于恒温培养箱（上海博讯，GSP-9270MBE）中30 ± 1℃避光培养（避光处

理)。在40 d的持续恒温培养过程中, 定期采样分析Fe(II)含量。每次采样时各处理取出3瓶, 打开密封铝盖和橡胶塞, 充分摇匀后用移液器吸取0.4 mL泥浆, 溶于预先加入4.6 mL  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 盐酸并称重的塑料离心管中, 在 $30 \pm 1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 恒温培养箱中浸提24 h。浸提液过 $0.22 \text{ } \mu\text{m}$ 滤膜后测定滤液中Fe(II)浓度。

培养结束后各处理取3瓶, 用27 mL去离子水将瓶内泥浆全部洗入100 mL三角瓶, 摇匀过滤后分析其水溶性硝酸盐、硫酸盐、无机碳和有机碳的含量。

土壤pH、有机碳、碱解氮、有效磷、缓效钾、速效钾、阳离子交换量、物理性黏粒采用常规分析方法测试<sup>[26]</sup>。

$0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  HCl提取Fe(II)、水溶性硫酸盐、硝酸盐和水溶性碳含量利用文献[8]中方法测试。

### 1.3 数据处理

参照文献[8]中提到的Logistic方程式拟合避光培养过程中 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 可提取Fe(II)含量随时间的变化, 求出体系中Fe(II)的最大累积量(还原潜势)、速率常数、最大速率( $V_{\max}$ )及其出现的时间。

光照条件下Fe(II)最大累积量为培养过程中Fe(II)的最大值; 氧化开始时间为培养过程Fe(II)开始降低的时间; Fe(II)氧化量为Fe(II)的最大值与培养结束时体系Fe(II)含量的差值; Fe(II)氧化速率为平均氧化速率, 数值上等于Fe(II)氧化量除以培养过程中氧化持续时间。

数据采用OriginPro 8.5和SPSS 13.0分析处理。

## 2 结 果

### 2.1 避光时剖面土壤铁的还原特征

豫西旱地土壤剖面0~100 cm范围内均存在铁还原过程。避光培养过程中不同土层 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  HCl可提取Fe(II)随培养时间均呈现“S”型增长趋势(图1a), 剖面深度并不影响Fe(II)累积趋势, 但剖面不同深度土壤中Fe(II)的累积量之间存在明显差异(图1a)。由图2可知, 旱地土壤剖面铁氧化物的还原潜势在0~60 cm的深度随剖面深度的增加显著降低, 60~80 cm和80~100 cm之间无显著差异。耕层(0~20 cm)和20~40 cm土层中铁氧化物的还原速率常数、最大速率及其出现时间均无显著差异, 剖面深度超过40 cm后呈现铁氧化物的还原速率常数、最大速率均呈现显著降低趋势, 最大速率出现时间则显著后延。

### 2.2 光照时剖面土壤铁的还原及Fe(II)的氧化

光照条件下, 0~80 cm土层中Fe(II)随培养时间的累积趋势与避光明显不同(图1), 培养前期表现为Fe(III)还原, 后期Fe(II)累积量明显降低, 表现为Fe(II)氧化, 说明旱地土壤0~80 cm土层中均存在光合型Fe(II)氧化微生物。

光照条件下20~40 cm土层中Fe(II)的累积量、氧化量和氧化速率均为最大。除了20~40 cm土层外, Fe(II)累积量、氧化量和氧化速率均随剖面深度呈现降低趋势(图3)。

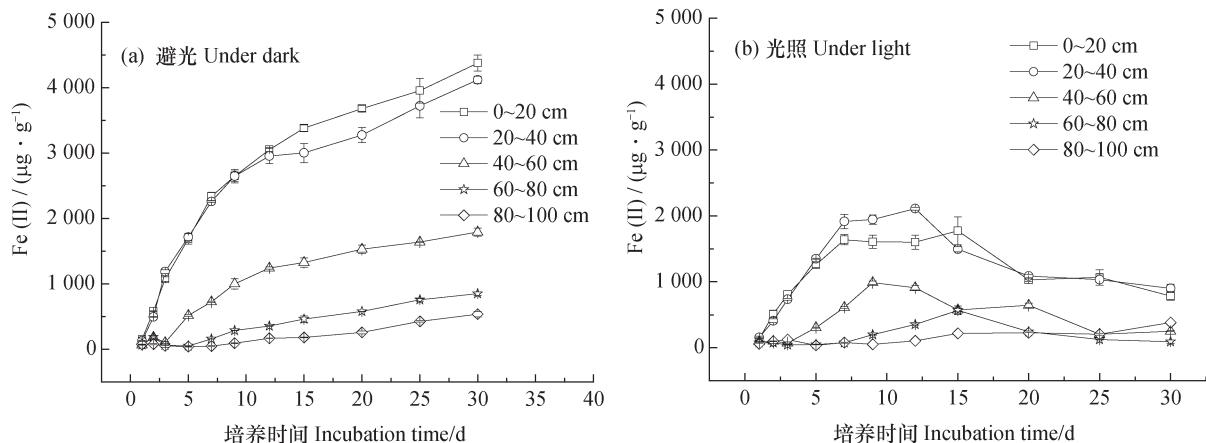
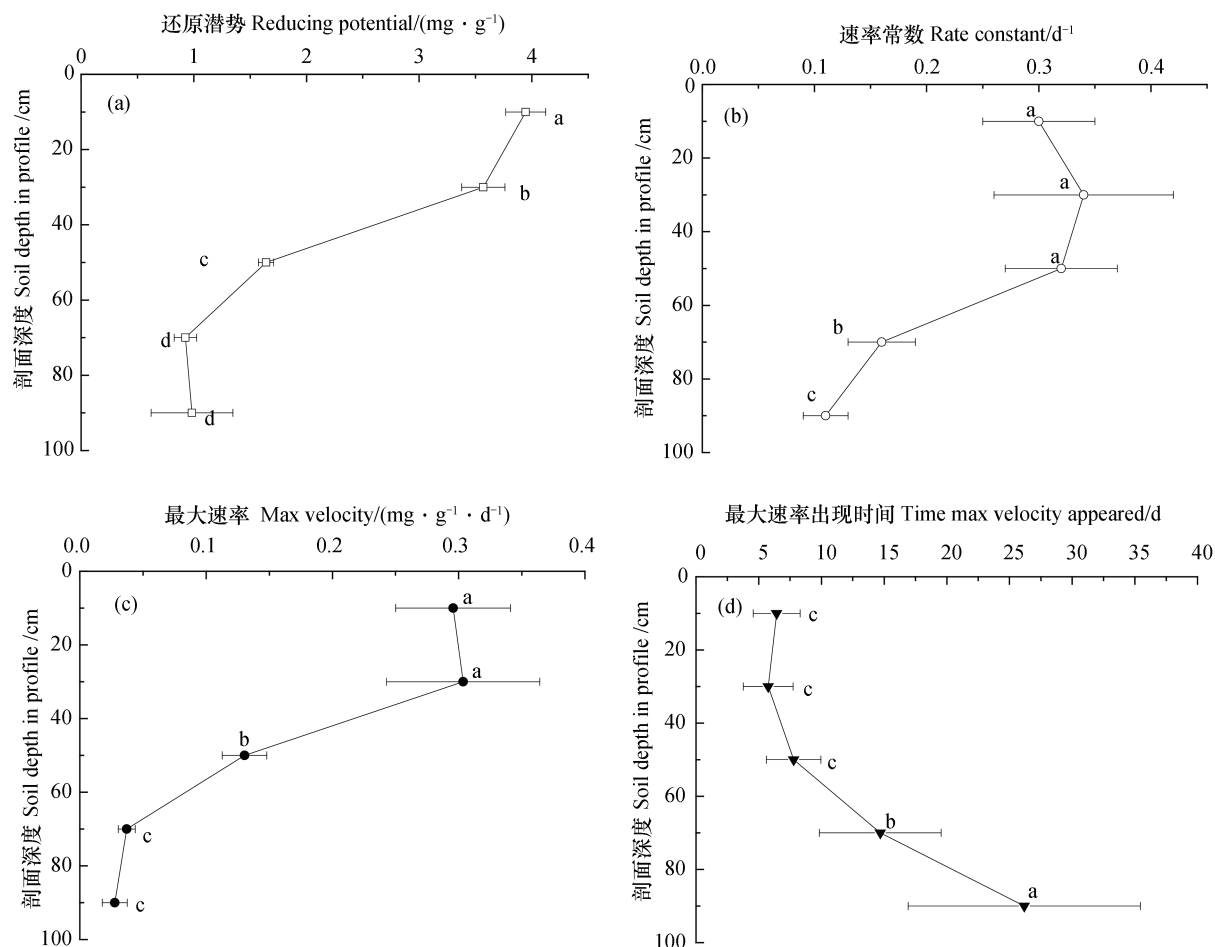


图1 剖面土壤避光(a)与光照(b)厌氧培养过程中 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  HCl可浸提Fe(II)含量变化

Fig. 1 Content of  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  HCl extractable Fe(II) in the profile soils under anaerobic incubation in darkness (a) and in light (b)



注：字母不同表示差异显著 ( $P < 0.05$ ) Note: Different letters mean significant difference at 0.05 level

图2 避光培养时土壤铁还原过程的关键参数随剖面深度的变化

Fig. 2 Variation of key parameters of the reducing processes of iron in the soil incubated in darkness with soil depth in profile

虽80~100 cm土层在培养过程中未出现Fe(II)累积量降低所表现出的氧化现象, 但该土层在30 d培养结束时Fe(II)的累积量为383.3  $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ , 较之避光时降低了28.74%。前期Fe(II)最大累积量以20~40 cm土层最大, 与剖面深度的关系与避光基本一致。对于耕层(0~20 cm)和20~40 cm土层而言, 虽然Fe(II)分别在培养12 d和15 d时开始明显降低, 但均自第7天开始不再明显上升, 显著区别于避光处理(图1 a)。

### 2.3 培养结束后的水溶性碳

在避光或光照条件, 培养结束后剖面土壤中水溶性有机碳均呈现降低趋势, 减少量随剖面深度增加而降低(图4)。避光处理水溶性有机碳平均降低19.38  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均降幅14.98%; 不同土层减少量随剖面深度减小, 降幅在0~60 cm土层之间未见显著变化; 光照处理水溶性有机碳平均降低34.62

$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均降幅32.09%。

避光培养显著增加了剖面中水溶性无机碳的含量, 平均增量55.50  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 增量在0~60 cm深度随剖面深度增加而显著减少, 40~100 cm深度土层之间无显著差异(图5)。光照培养结束后剖面土壤水溶性无机碳含量平均为21.65  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 不同深度土层之间无显著差异。光照培养降低了0~80 cm土层中水溶性无机碳的含量, 减少量介于16.45~39.80  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间(图5)。

进一步分析培养过程水溶性碳变化量与铁氧化还原关键参数的关系发现(表2), 避光时铁还原潜势与水溶性无机碳增量之间存在正相关关系, 铁还原速率常数、最大速率与水溶性有机碳减少量呈显著正相关关系, 显示铁的避光还原过程促进了有机碳的矿化。光照时, Fe(II)氧化量与水溶性无机碳减少量显著正相关, 氧化速率水溶性有机碳变



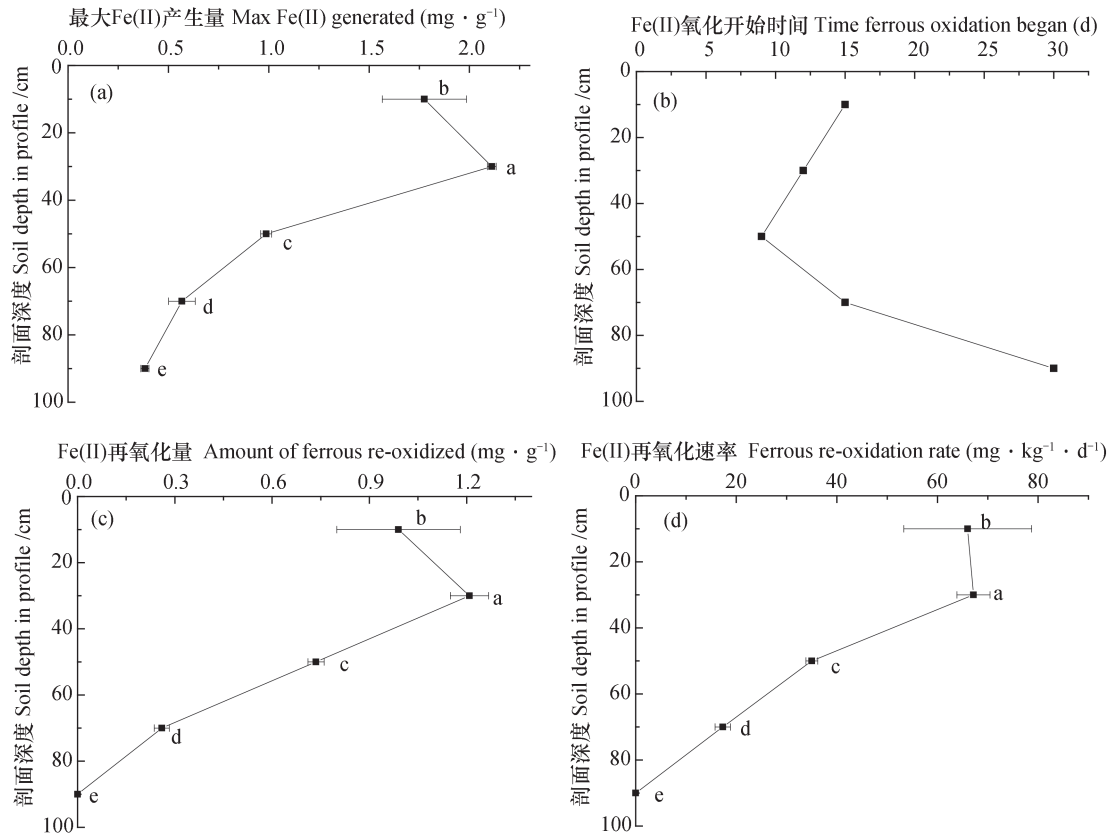


图3 光照培养时铁还原氧化过程的关键参数随剖面深度的变化

Fig. 3 Variation of key parameters of iron redox processes in the soil anaerobically incubated in light with soil depth in profile

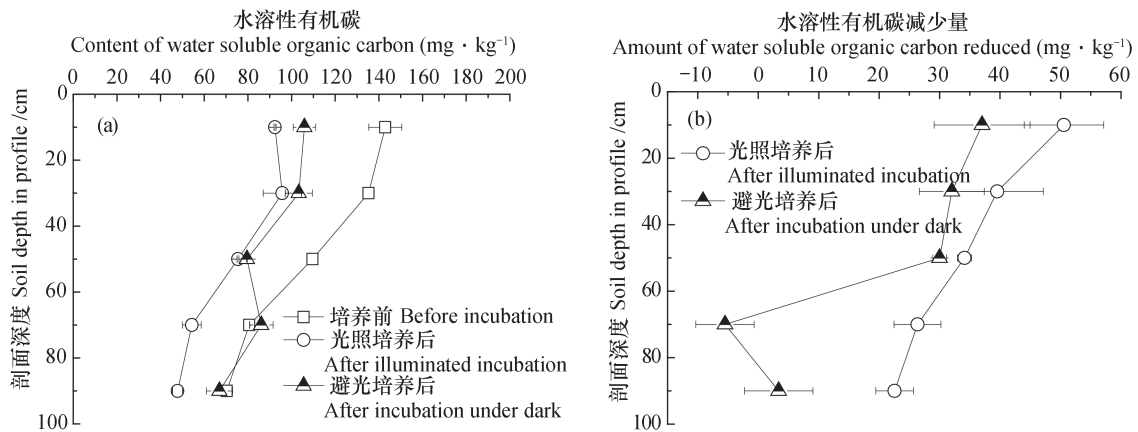


图4 厌氧培养结束后剖面土层中水溶性有机碳含量 (a) 及减少量 (b)

Fig. 4 Water soluble organic carbon in the soil profile after anaerobic incubation, (a) content and (b) amount reduced

化量正相关 (表2), 其原因可能与水溶性无机碳被光合产氧微生物用以产氧, 促使Fe(II)的再氧化有关。

#### 2.4 培养结束后的水溶性硝酸盐和硫酸盐

培养结束后, 体系中水溶性硝酸盐含量如表3所示, 可以看出无论避光还是光照条件, 培养结

束后水溶性硝酸盐含量均呈现降低趋势, 降幅介于83.41%~98.60%, 且随剖面深度增加而减少。光照处理平均降幅93.12%, 与避光处理的降幅之间无显著差异。

避光培养结束后水溶性硫酸盐含量降低, 降幅介于22.19%~92.36%, 降幅随剖面深度增加而减

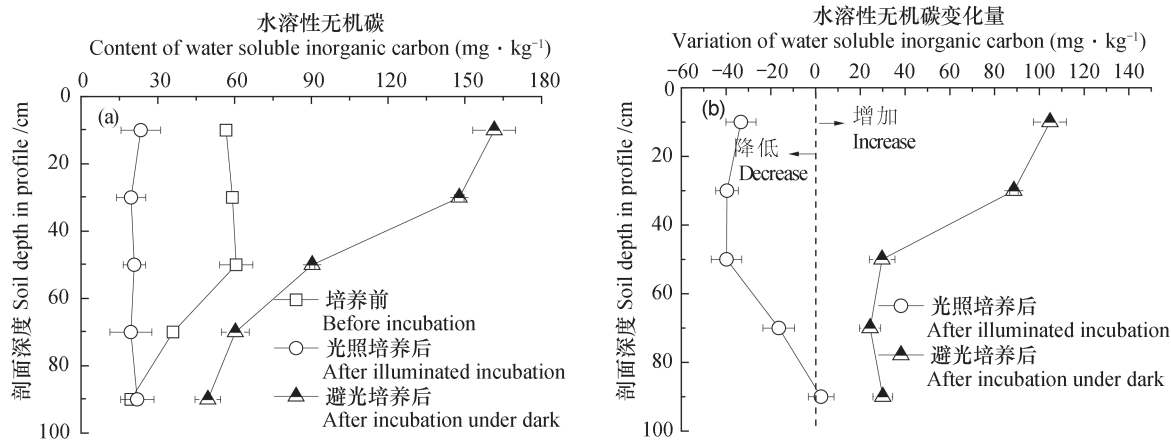


图5 厌氧培养结束后剖面土层中水溶性无机碳含量 (a) 及变化量 (b)

Fig. 5 Water soluble inorganic carbon in the soil profile after anaerobic incubation, (a) content and (b) variation

表2 铁氧化还原关键参数与培养过程水溶性碳、硝酸盐、硫酸盐变化量的相关系数

Table 2 Correlation coefficient between key parameters of iron redox and variations of water soluble carbon, nitrate and sulphate in the process of anaerobic incubation

| 铁氧化还原关键参数<br>Key parameters of iron redox   | 水溶性无机碳变化量<br>Variation of water<br>soluble inorganic<br>carbon | 水溶性有机碳变化量<br>Variation of water<br>soluble organic<br>carbon | 硝酸盐减<br>少量<br>Decrease of<br>nitrate | 硫酸盐减<br>少量<br>Decrease of<br>sulfate |
|---|--|--|--------------------------------------|--------------------------------------|
|   |  |  |                                      |                                      |
|   |  |  |                                      |                                      |
| 还原潜势 Reducing potential                     | 0.984**  | 0.846  | 0.997**                              | 0.993**                              |
| 速率常数 Rate constant                          | 0.633  | 0.913*   | 0.759                                | 0.695                                |
| 最大速率 Maxi velocity                          | 0.945*   | 0.882*   | 0.990**                              | 0.971**                              |
| 最大Fe (II) 产生量 Maximum Fe (II) generated     | 0.781  | 0.863  | 0.972**                              | -0.957*                              |
| Fe (II) 氧化开始时间 Time Fe (II) oxidation began | -0.925*  | -0.536   | -0.412                               | 0.333                                |
| Fe (II) 再氧化量 Amount of ferrous re-oxidized  | 0.914*   | 0.861  | 0.903*                               | -0.878*                              |
| Fe (II) 再氧化速率 Ferrous re-oxidization rate   | 0.851  | 0.929*   | 0.956*                               | -0.926*                              |

\*,  $P<0.05$ ; \*\*,  $P<0.01$

少 (表4)。光照培养结束后0~40 cm土层水溶性硫酸盐含量略有增加,增幅介于7.30%~8.63%;40~100 cm土层水溶性硫酸盐含量降低,降幅15.21%~26.44%。

相关分析显示,水溶性硝酸盐减少量与避光时铁还原潜势、最大还原速率之间存在极显著正相关关系,与光照时铁的还原量、再氧化量及再氧化速率呈显著正相关关系 (表2)。避光时水溶性硫酸盐减少量与铁还原潜势、最大还原速率呈极显著正相关关系;光照时与最大Fe (II) 产生量、再氧化量、再氧化速率之间存在显著负相关关系。

2.5 铁还原氧化关键参数与培养前土壤性质的关系

本试验在特定土壤的垂直方向上探索了土壤性质与铁氧化还原的关系 (表5)。避光时铁还原潜势与培养前有机碳、水溶性有机碳含量显著正相关,这与以前在不同地区耕层土壤水平方向得到的结果一致<sup>[8]</sup>;同时也与水溶性硝酸盐含量、有效磷含量、速效钾含量显著正相关,与物理性黏粒含量显著负相关。由此可见耕层以下土壤有效态N、P、K含量较低可能是制约铁还原的原因之一。铁还原的最大速率除与上述指标正相关外,还与水溶

表3 培养结束剖面土层中水溶性硝酸盐含量

| 剖面深度<br>Profile depth/cm | 光照 Illumination           |                    | 避光 Dark                   |                    |
|--------------------------|---------------------------|--------------------|---------------------------|--------------------|
|                          | 含量Content                 | 降幅Decrease range/% | 含量Content                 | 降幅Decrease range/% |
|                          | / ( mg·kg <sup>-1</sup> ) |                    | / ( mg·kg <sup>-1</sup> ) |                    |
| 0~20                     | 0.26 ± 0.03               | 98.08              | 0.19 ± 0.03               | 98.60              |
| 20~40                    | 0.45 ± 0.02               | 96.61              | 0.22 ± 0.02               | 98.34              |
| 40~60                    | 0.24 ± 0.11               | 94.53              | 0.21 ± 0.03               | 95.22              |
| 60~80                    | 0.14 ± 0.04               | 92.96              | 0.27 ± 0.01               | 86.43              |
| 80~100                   | 0.35 ± 0.12               | 83.41              | 0.28 ± 0.05               | 86.73              |
| 平均 Average               | 0.29 ± 0.10               | 93.12 ± 5.77       | 0.23 ± 0.03               | 93.06 ± 6.07       |
| 变异系数CV ( % )             | 34.48                     | 6.16               | 13.04                     | 6.51               |

表4 培养结束剖面土层中水溶性硫酸盐含量

| 剖面深度<br>Profile depth/cm | 光照 Illumination           |                    | 避光 Dark                   |                    |
|--------------------------|---------------------------|--------------------|---------------------------|--------------------|
|                          | 含量Content                 | 降幅Decrease range/% | 含量Content                 | 降幅Decrease range/% |
|                          | / ( mg·kg <sup>-1</sup> ) |                    | / ( mg·kg <sup>-1</sup> ) |                    |
| 0~20                     | 33.99 ± 5.32              | -8.63              | 2.39 ± 1.33               | 92.36              |
| 20~40                    | 36.45 ± 1.53              | -7.30              | 7.09 ± 2.89               | 79.13              |
| 40~60                    | 13.87 ± 1.84              | 19.92              | 8.73 ± 5.14               | 49.60              |
| 60~80                    | 16.14 ± 2.56              | 26.44              | 15.71 ± 1.67              | 28.40              |
| 80~100                   | 24.8 ± 3.42               | 15.21              | 22.76 ± 3.98              | 22.19              |
| 平均 Average               | 25.05 ± 9.10              | 9.13 ± 14.41       | 11.34 ± 7.13              | 54.33 ± 30.78      |
| 变异系数CV ( % )             | 36.33                     | 157.83             | 62.87                     | 54.65              |

性硝酸盐显著正相关。

光照时影响最大Fe（II）产生量的因素与避光时的因素基本相同。Fe（II）的氧化量除与培养前水溶性有机碳、缓效钾、速效钾、水溶性硝酸盐含量正相关外，也与水溶性无机碳含量显著正相关，说明光照时Fe（II）氧化的过程需要消耗土壤的水溶性无机碳。Fe（II）氧化速率则与有机碳、水溶性有机碳、缓效钾、速效钾、水溶性硝酸盐正相关。

### 3 讨 论

褐土是我国小麦与玉米产区的重要土壤类型之一，分布总面积达2.52 × 10<sup>7</sup> hm<sup>2</sup>，具有低有机碳、高碳酸盐等特征<sup>[12]</sup>。土壤有机质和全氮含量是褐土区农业生产和可持续发展的重要影响因素<sup>[27]</sup>。土壤铁氧化物的厌氧还原与有机碳的矿化、氮的损

失密切相关，且受土壤pH<sup>[28]</sup>、有机碳<sup>[29]</sup>、含水量和光照<sup>[30]</sup>等因素影响。

本试验显示避光时豫西旱地褐土0~100 cm的剖面土壤中的铁氧化物均可被还原，铁还原潜势介于0.92~3.95 mg·g<sup>-1</sup>之间，表明铁还原微生物可在旱地土壤剖面0~100 cm深度存在，拓展了对铁还原微生物生境的认识。不同区域褐土中铁还原潜势与有机碳含量之间存在显著正相关关系<sup>[8]</sup>，本试验结果显示铁还原潜势与有机碳含量之间的正相关关系在土壤剖面中依然存在（表2）。耕层以下土壤尤其是40 cm以下，长期少人为耕作扰动，处于厌氧状态，而且铁氧化物含量有增加趋势<sup>[12]</sup>，但厌氧培养后铁还原量较之表层显著降低，可能原因之一就是40 cm以下土壤有机碳含量平均含量3.20 mg·g<sup>-1</sup>，不足0~40 cm土层的1/2。此外，下层土壤底物供给不适宜微生物繁育，研究也显示土壤微生物量碳随剖面深度显著降低<sup>[31]</sup>；下层土壤铁氧化

表5 铁氧化还原关键参数与培养前土壤性质的相关系数

| 土壤性质<br>Soil properties | 避光 Dark                        |                          |                         |  | 光照 Illumination                              |  |                                       |  |
|-------------------------|--------------------------------|--------------------------|-------------------------|--|--|--|---------------------------------------|--|
|                         | 还原潜势<br>Reduction<br>potential | 速率常数<br>Rate<br>constant | 最大速率<br>Max<br>velocity | 最大速率<br>出现时间<br>Time max<br>velocity<br>appeared | 最大Fe (II)<br>产生量<br>Max Fe (II)<br>generated | Fe (II) 氧化<br>开始时间<br>Time Fe (II)<br>oxidation<br>began | Fe (II)<br>氧化量<br>Fe (II)<br>oxidized | Fe (II)<br>氧化速率<br>Velocity of<br>Fe (II)<br>oxidation |
| pH                      | -0.754                         | -0.992**                 | -0.836                  | 0.974**  | -0.850                                       | 0.873  | -0.957*                               | -0.903*  |
| 有机碳 <sup>①</sup>        | 0.986**                        | 0.671                    | 0.964**                 | -0.655   | 0.946*                                       | -0.310   | 0.846                                 | 0.916*   |
| 培养前水溶性无机碳 <sup>②</sup>  | 0.706                          | 0.982**                  | 0.787                   | -0.977**   | 0.793  | -0.900*  | 0.921*                                | 0.868  |
| 培养前水溶性有机碳 <sup>③</sup>  | 0.960**                        | 0.902*                   | 0.979**                 | -0.885*  | 0.957*                                       | -0.628   | 0.966**                               | 0.988**  |
| 碱解氮 <sup>④</sup>        | 0.310                          | 0.510                    | 0.424                   | -0.489   | 0.555  | -0.515   | 0.569                                 | 0.465  |
| 有效磷 <sup>⑤</sup>        | 0.937*                         | 0.517                    | 0.874                   | -0.562   | 0.825  | -0.205   | 0.709                                 | 0.831  |
| 缓效钾 <sup>⑥</sup>        | 0.82                           | 0.949*                   | 0.867                   | -0.977**   | 0.852  | -0.830   | 0.939*                                | 0.934*   |
| 速效钾 <sup>⑦</sup>        | 0.900*                         | 0.954*                   | 0.945*                  | -0.951*  | 0.940*                                       | -0.755   | 0.987**                               | 0.983**  |
| 有效铁 <sup>⑧</sup>        | 0.854                          | 0.945*                   | 0.907*                  | -980**   | 0.916*                                       | -0.823   | 0.977**                               | 0.970**  |
| 物理性黏粒 <sup>⑨</sup>      | -0.951*                        | -0.634                   | -0.916*                 | 0.712  | -0.893*                                      | 0.405  | -0.812                                | -0.912*  |
| 阳离子交换量 <sup>⑩</sup>     | 0.598                          | 0.797                    | 0.654                   | -0.567   | 0.609  | -0.402   | 0.690                                 | 0.609  |
| 水溶性硝酸盐 <sup>⑪</sup>     | 0.997**                        | 0.756                    | 0.989**                 | -0.73  | 0.973**                                      | -0.404   | 0.902*                                | 0.953*   |
| 水溶性硫酸盐 <sup>⑫</sup>     | 0.656                          | 0.104                    | 0.589                   | -0.034   | 0.586  | 0.323  | 0.362                                 | 0.452  |

①Organic carbon; ②WSIC before incubation; ③WSOC before incubation; ④Alkalyzable nitrogen; ⑤Available phosphors; ⑥Slowly available potassium; ⑦Readily available potassium; ⑧ Available iron; ⑨Physical clay; ⑩CEC; ⑪Water soluble nitrate; ⑫Water soluble sulfate

物活化度较低<sup>[32]</sup>也可能是下层土壤铁还原潜势显著降低的原因。

土壤硝酸盐也与铁还原关系密切。一方面硝酸盐(7.5 mmol·L<sup>-1</sup>)可作为竞争电子受体而抑制铁的还原<sup>[33]</sup>,其抑制作用可因铁氧化物结晶程度和比表面不同而异<sup>[33]</sup>,亦可因外加碳源而缓解<sup>[34]</sup>。另一方面硝酸盐可作为微生物可利用之氮源而被同化吸收<sup>[35-36]</sup>。本试验条件下(硝酸盐含量2.11~13.56 mg·kg<sup>-1</sup>)土壤中铁还原潜势和最大还原速率与培养前土壤硝酸盐含量、培养前后硝酸盐减少量之间的显著正相关关系(表2和表5)显示了硝酸盐对铁还原的促进作用。此外,研究也发现硝酸盐还原菌*Pseudogulbenkiania* sp. strain 2002在还原硝酸盐的同时伴随着细胞的生长,细胞蛋白质含量由20 μg·mL<sup>-1</sup>增加至30 μg·mL<sup>-1</sup><sup>[37]</sup>,表明了硝酸盐还原菌对氮的同化需求。低浓度(<2.0 mmol·L<sup>-1</sup>)硝酸盐可以通过促进细胞活性而促进铁的还原<sup>[38]</sup>。故而,硝酸盐可能是在满足微生物自

身对氮的同化需要的条件下才可表现为铁氧化物异化还原的竞争电子受体。外加硝酸盐对铁氧化还原过程的浓度效应因土壤而异,0.59 mmol·L<sup>-1</sup>硝酸盐可促进*Pseudogulbenkiania* sp. strain 2002实现氧化Fe(II)的功能<sup>[37]</sup>;外加低浓度硝酸盐(0~1.0 mmol·L<sup>-1</sup>)可促进广东恩平水稻土中铁的还原,且1.0 mmol·L<sup>-1</sup>硝酸盐的促进作用高于0.5 mmol·L<sup>-1</sup><sup>[39]</sup>;重复添加1.0 mmol·L<sup>-1</sup>硝酸盐对意大利维切利水稻土中Fe(II)累积并无影响,对该土壤经过有机质耗竭(30℃厌氧培养3个月)后则表现出轻微不显著的抑制<sup>[34]</sup>。硝酸盐是否会对本试验所用样品中铁还原过程产生抑制、产生抑制所需硝酸盐的量仍需要进一步研究。

厌氧条件下还原产生Fe(II)可被PFO<sup>[16]</sup>、NDFO微生物氧化<sup>[17]</sup>。NDFO对Fe(II)的氧化受NDFO微生物种类数量、碳源、硝酸盐含量等因素影响,但不需要光。硝酸盐还原菌*Thiobacillus denitrificans*和*Pseudomonas stutzeri*可在将硝酸



盐还原为亚硝酸盐的同时氧化Fe(II) [37, 40]。*Klebsiella pneumoniae* L17即可还原硝酸盐亦可还原Fe(III) [41]。电子供体受限时硝酸盐还原菌在与铁还原菌竞争电子供体时占优势 [34]; 但也有研究显示江西鹰潭水稻土(pH=5.90)添加生物炭pH升至6.60~7.92后反硝化菌丰度降低而铁还原菌丰度增加 [42]。本试验(pH介于7.97~8.17)结果也显示培养前水溶性硝酸盐与铁还原潜势、最大还原速率之间均存在极显著正相关关系(表3), 但避光培养过程中未见Fe(II)氧化现象(图1a)。原因可能是: (1) 本试验样品中硝酸盐浓度不足以激活硝酸盐依赖型Fe(II)氧化微生物, 研究硝酸盐依赖型Fe(II)氧化过程采用的硝酸盐浓度多为4.5~10.0 mmol·L<sup>-1</sup> [25, 43]; (2) 无论是DIRB、PFO或者NDFO的繁育均需要氮, 而本试验条件下铁还原微生物与硝酸盐依赖型Fe(II)氧化微生物竞争氮源的过程中占优势 [42]。

自然条件下耕层以下土壤长期不见光, 可能并不存在光合型Fe(II)氧化现象。本试验对耕层及以下土层土壤进行光照刺激的恒温培养试验发现, 采自剖面0~80 cm的土壤样品中均可发生Fe(II)的厌氧氧化, 氧化量介于0.26~1.21 mg·g<sup>-1</sup>。此外, 光合型Fe(II)氧化微生物在同化无机碳的同时氧化Fe(II) [44]。本试验结果也显示光照时水溶性无机碳显著降低, 且Fe(II)氧化量与水溶性无机碳减少量显著正相关(表2), 与孙丽蓉等 [29] 研究结果一致。由此, 本试验数据可在侧面显示光合型Fe(II)氧化微生物可能随水分的淋溶入渗而在0~80 cm土层存在。80~100 cm土层未见Fe(II)氧化现象, 但其光照时铁氧化物还原量显著小于避光时还原量。此外, 虽80~100 cm土层经过光照培养后与避光处理一样增加了水溶性无机碳含量, 但增幅显著小于避光处理(图5b)。这一差异的原因究竟是光照抑制了铁还原微生物对铁的异化还原过程, 还是虽然存在光合型Fe(II)氧化过程, 受限于80~100 cm土壤有机碳、水溶性无机碳含量低或者其他因素而使Fe(II)氧化速率小于Fe(III)还原速率, 仍需进一步直接分析光合型Fe(II)氧化微生物可在土壤剖面淋溶的深度并配合外加碳源、氮源等试验予以证实。

## 4 结 论

黄河中下游旱地土壤剖面0~100 cm土层存在铁氧化物的厌氧还原过程, 铁还原潜势随剖面深度增加显著降低, 0~40 cm土层的还原速率常数、最大还原速率和最大速率出现时间均显著高于40 cm以下土壤。旱地土壤剖面0~80 cm土层存在光合型Fe(II)氧化现象, 且0~40 cm土层Fe(II)氧化量和氧化速率显著高于40~80 cm土层。剖面土壤铁氧化还原过程不仅受到有机碳含量的影响, 也受到硝酸盐、钾等养分元素的影响, 硝酸盐和钾不仅促进光照时Fe(II)的氧化, 亦促进避光时铁的还原。

## 参 考 文 献

- [1] Vink J P M, van Zomeren A, Dijkstra J J, et al. When soils become sediments: Large-scale storage of soils in sandpits and lakes and the impact of reduction kinetics on heavy metals and arsenic release to groundwater. *Environmental Pollution*, 2017, 227: 146—156
- [2] Yu H Y, Li F B, Liu C S, et al. Iron redox cycling coupled to transformation and immobilization of heavy metals: Implications for paddy rice safety in the red soil of South China. *Advances in Agronomy*, 2016, 137: 279—317
- [3] Li X, Li Y, Li F, et al. Interactively interfacial reaction of iron-reducing bacterium and goethite for reductive dechlorination of chlorinated organic compounds. *Chinese Science Bulletin*, 2009, 54 (16): 2800—2804
- [4] Li X M, Zhou S G, Li F B, et al. Fe(III) oxide reduction and carbon tetrachloride dechlorination by a newly isolated *Klebsiella pneumoniae* strain L17. *Journal of Applied Microbiology*, 2009, 106 (1): 130—139
- [5] Roden E E, Mcbeth J M, Blothe M, et al. The microbial ferrous wheel in a neutral pH groundwater seep. *Frontiers in Microbiology*, 2012
- [6] Weber K A, Urrutia M M, Churchill P F, et al. Anaerobic redox cycling of iron by freshwater sediment microorganisms. *Environmental Microbiology*, 2006, 8 (1): 100—113
- [7] Emerson D, Roden E, Twining B S. The microbial ferrous wheel: Iron cycling in terrestrial,

- freshwater, and marine environments. *Frontiers in Microbiology*, 2012
- [ 8 ] 孙丽蓉, 王旭刚, 郭大勇, 等. 旱作褐土中铁氧化物的厌氧还原动力学特征. *土壤学报*, 2013, 50 ( 1 ) : 106—112
- Sun L R, Wang X G, Guo D Y, et al. Dynamics of anaerobic reduction of iron oxides in upland cinnamon soils ( In Chinese ). *Acta Pedologica Sinica*, 2013 ( 1 ) : 106—112
- [ 9 ] Huang B, Yu K, Gambrell R P. Effects of ferric iron reduction and regeneration on nitrous oxide and methane emissions in a rice soil. *Chemosphere*, 2009, 74 ( 4 ) : 481—486
- [ 10 ] 何群, 陈家坊, 许祖诒. 土壤中氧化铁的转化及其对土壤结构的影响. *土壤学报*, 1981, 18 ( 4 ) : 326—334
- He Q, Chen J F, Xu Z Y. Transformation of iron oxides and its influence on soil structure ( In Chinese ). *Acta Pedologica Sinica*, 1981, 18 ( 4 ) : 326—334
- [ 11 ] 田娟, 刘凌, 丁海山, 等. 淹水土壤土-水界面磷素迁移转化研究. *环境科学*, 2008, 29 ( 7 ) : 1818—1823
- Tian J, Liu L, Ding H S, et al. Mobilization and transformation of phosphorus from water-soil interface of flooded soil ( In Chinese ). *Environmental Science*, 2008, 29 ( 7 ) : 1818—1823
- [ 12 ] 李宪文, 魏克循. 河南黄土母质褐土碳酸盐特征的研究. *土壤通报*, 1997, 28 ( 6 ) : 265—267
- Li X W, Wei K X. Study on the carbonate characteristics of loess soil in Henan ( In Chinese ). *Chinese Journal of Soil Science*, 1997, 28 ( 6 ) : 265—267
- [ 13 ] 季峻峰, 陈骏, Balsam W, 等. 黄土剖面中赤铁矿和针铁矿的定量分析与气候干湿变化研究. *第四纪研究*, 2007, 27 ( 2 ) : 221—229
- Ji J F, Chen J, Balsam W, et al. Quantitative analysis of hematite and goethite in the Chinese loess-paleosol sequences and its implication for dry and humid variability ( In Chinese ). *Quaternary Sciences*, 2007, 27 ( 2 ) : 221—229
- [ 14 ] Jaisi D P, Dong H L, Liu C X. Kinetic analysis of microbial reduction of Fe ( III ) in nontronite. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41 ( 7 ) : 2437—2444
- [ 15 ] Kostka J E, Wu J, Nealson K H, et al. The impact of structural Fe ( III ) reduction by bacteria on the surface chemistry of smectite clay minerals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1999, 63 ( 22 ) : 3705—3713
- [ 16 ] Caiazza N C, Lies D P, Newman D K. Phototrophic Fe ( II ) oxidation promotes organic carbon acquisition by *Rhodobacter capsulatus* SB1003. *Applied and Environmental Microbiology*, 2007, 73 ( 19 ) : 6150—6158
- [ 17 ] Weber K A, Pollock J, Cole K A, et al. Anaerobic nitrate-dependent iron ( II ) bio-oxidation by a novel lithoautotrophic *betaproteobacterium*, strain 2002. *Applied and Environmental Microbiology*, 2006, 72 ( 1 ) : 686—694
- [ 18 ] 陈娅婷, 李芳柏, 李晓敏. 水稻土嗜中性微好氧亚铁氧化菌多样性及微生物成矿研究. *生态环境学报*, 2016, 25 ( 4 ) : 547—554
- Chen Y T, Li F B, Li X M. Diversity and biomineralization of microaerophilic iron-oxidizing bacteria in paddy soil ( In Chinese ). *Ecology & Environmental Sciences*, 2016, 25 ( 4 ) : 547—554
- [ 19 ] Lack J G, Chaudhuri S K, Kelly S D, et al. Immobilization of radionuclides and heavy metals through anaerobic bio-oxidation of Fe ( II ). *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, 68 ( 6 ) : 2704—2710
- [ 20 ] 孙丽蓉, 王旭刚, 徐晓峰, 等. 旱作褐土中氧化铁的厌氧还原与光合型亚铁氧化特征. *土壤学报*, 2015, 52 ( 6 ) : 1291—1300
- Sun L R, Wang X G, Xu X F, et al. Anaerobic redox of iron oxides and photosynthetic oxidation of ferrous iron in upland cinnamon soils ( In Chinese ). *Acta Pedologica Sinica*, 2015, 52 ( 6 ) : 1291—1300
- [ 21 ] 王旭刚, 徐晓峰, 孙丽蓉, 等. 厌氧条件下水稻土中铁硫循环与光照的关系. *土壤学报*, 2013, 50 ( 4 ) : 712—719
- Wang X G, Xu X F, Sun L R, et al. Relationships of illumination with iron and sulfur cyclings in paddy soil under anaerobic incubation ( In Chinese ). *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50 ( 4 ) : 712—719
- [ 22 ] Zhu Y, Gillings M, Simonet P, et al. Microbial mass movements. *Science*, 2017, 357 ( 6356 ) : 1099—1100
- [ 23 ] 夏梦洁, 陈竹君, 刘占军, 等. 黄土高原旱地夏季休闲期<sup>15</sup>N标记硝态氮的去向. *土壤学报*, 2017, 54 ( 5 ) : 1230—1239
- Xia M J, Chen Z J, Liu Z J, et al. Fate of <sup>15</sup>N labeled nitrate in dryland under summer fallow on the Loess Plateau ( In Chinese ). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54 ( 5 ) : 1230—1239
- [ 24 ] 高亚军, 李云, 李生秀, 等. 旱地小麦不同栽培条件对土壤硝态氮残留的影响. *生态学报*, 2005, 25 ( 11 ) : 109—118
- Gao Y J, Li Y, Li S X, et al. Effects of different

- wheat cultivation methods on residual nitrate nitrogen in soil in dryland (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25 (11): 109—118
- [25] Li X M, Zhang W, Liu T X, et al. Changes in the composition and diversity of microbial communities during anaerobic nitrate reduction and Fe (II) oxidation at circumneutral pH in paddy soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 2016, 94: 70—79
- [26] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000
- Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [27] 赵秀娟, 任意, 张淑香. 25年来褐土区土壤养分演变特征. *核农学报*, 2017, 31 (8): 1647—1655
- Zhao X J, Ren Y, Zhang S X. Evolution characteristics of cinnamon soil nutrients in 25 years (In Chinese). *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2017, 31 (8): 1647—1655
- [28] 李金珠, 王旭刚, 袁雪红, 等. pH与石灰性水稻土铁氧化还原过程的关系. *土壤学报*, 2014, 51 (1): 143—149
- Li J Z, Wang X G, Yuan X H, et al. Relationship between pH and iron redox cycle in calcareous paddy soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51 (1): 143—149
- [29] 孙丽蓉, 黄海霞, 王旭刚, 等. 褐土中铁的氧化还原与碳素转化. *土壤学报*, 2013, 50 (3): 540—547
- Sun L R, Huang H X, Wang X G, et al. Relationship between anaerobic redox of iron oxides and carbon transformation in cinnamon soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50 (3): 540—547
- [30] 王旭刚, 郭大勇, 张苹, 等. 水稻土中铁氧化还原循环的光照水分效应. *土壤学报*, 2014, 51 (4): 853—859
- Wang X G, Guo D Y, Zhang P, et al. Effect of illumination and water condition on iron redox cycle in paddy soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51 (4): 853—859
- [31] 盛浩, 周萍, 袁红, 等. 亚热带不同稻田土壤微生物生物量碳的剖面分布特征. *环境科学*, 2013, 34 (4): 1576—1582
- Sheng H, Zhou P, Yuan H, et al. Profile of soil microbial biomass carbon in different types of subtropical paddy soils (In Chinese). *Environmental Science*, 2013, 34 (4): 1576—1582
- [32] 王旭刚, 孙丽蓉. 土壤剖面胶体中铁氧化物及其厌氧还原特征研究. *河南农业科学*, 2009 (3): 38—42
- Wang X G, Sun L R. Iron oxides in soil colloids and its reduction characters (In Chinese). *Journal of Henan Agricultural Sciences*, 2009 (3): 38—42
- [33] Zhang W, Li X, Liu T, et al. Competitive reduction of nitrate and iron oxides by *Shewanella putrefaciens* 200 under anoxic conditions. *Colloids & Surfaces A: Physicochemical & Engineering Aspects*, 2014, 445 (6): 97—104
- [34] Achtnich C, Bak F, Conrad R. Competition for electron donors among nitrate reducers, ferric iron reducers, sulfate reducers, and methanogens in anoxic paddy soil. *Biology & Fertility of Soils*, 1995, 19 (1): 65—72
- [35] 程谊, 黄蓉, 余云飞, 等. 应重视硝态氮同化过程在降低土壤硝酸盐浓度中的作用. *土壤学报*, 2017, 54 (6): 1326—1331
- Cheng Y, Huang R, Yu Y F, et al. Role of microbial assimilation of soil  $\text{NO}_3^-$  in reducing soil  $\text{NO}_3^-$  concentration (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54 (6): 1326—1331
- [36] Vitousek P M, Howarth R W. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry*, 1991, 13 (2): 87—115
- [37] Chen D, Liu T, Li X, et al. Biological and chemical processes of microbially mediated nitrate-reducing Fe (II) oxidation by *Pseudogulbenkiania* sp. strain 2002. *Chemical Geology*, 2018, 476: 59—69
- [38] Li B B, Cheng Y Y, Wu C, et al. Interaction between ferrihydrite and nitrate respirations by *Shewanella oneidensis* MR-1. *Process Biochemistry*, 2015, 50 (11): 1942—1946
- [39] Yu H Y, Wang Y K, Chen P C, et al. Effect of nitrate addition on reductive transformation of pentachlorophenol in paddy soil in relation to iron (III) reduction. *Journal of Environmental Management*, 2014, 132: 42—48
- [40] Straub K L, Benz M, Schink B, et al. Anaerobic, nitrate-dependent microbial oxidation of ferrous iron. *Applied and Environmental Microbiology*, 1996, 62 (4): 1458—1460
- [41] Liu T X, Li X M, Zhang W, et al. Fe (III) oxides accelerate microbial nitrate reduction and electricity generation by *Klebsiella pneumoniae* L17. *Journal of Colloid & Interface Science*, 2014, 423 (6): 25—32
- [42] Wang N, Chang Z Z, Xue X M, et al. Biochar decreases nitrogen oxide and enhances methane emissions via altering microbial community composition of anaerobic paddy soil. *Science of the Total Environment*, 2017, 581/582: 689—696
- [43] Chakraborty A, Picardal F. Neutrophilic,

nitrate-dependent, Fe (II) oxidation by a *dechloromonas* species. World Journal of Microbiology Biotechnology, 2013, 29 (4): 617—623

[44] Melton E D, Schmidt C, Kappler A. Microbial iron

(II) oxidation in littoral freshwater lake sediment:

The potential for competition between phototrophic vs. nitrate-reducing iron (II)-oxidizers. Frontiers in Microbiology, 2012

## Characterization of Reduction of Iron Oxide and Oxidation of Ferrous Iron in Upland Cinnamon Soil Profiles in West Henan, China

WANG Xugang SUN Lirong ZHANG Yinglei XU Xiaofeng GUO Dayong SHI Zhaoyong

(Agricultural College, Henan University of Science & Technology, Luoyang, Henan 471023, China)

**Abstract** 【Objective】Iron redox processes are important microbial processes, which are closely related not only to bioavailability of heavy metals and degradation of organic pollutants in anaerobic environment, but also to soil fertility of upland soils. Therefore, the issue has aroused much attention the world over. Iron redox process in plough layers of paddy fields and upland fields was already well documented, however, it is still unclear whether iron redox process exists in the soil underneath the plough layers, or what are characteristics of the iron redox processes. 【Method】In the present study, samples of upland cinnamon soils, collected from different layers of a 0~100 cm deep soil profile, were prepared into slurries, separately and then incubated anaerobically in darkness or in light,  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  HCl extractable Fe (II) in the soil samples was analyzed dynamically to study characteristics of the reduction and oxidation of iron oxide in the soil profile. To explore transformation of C, N and S coupled with the iron redox process in the profile, organic carbon, inorganic carbon, nitrate and sulfate in the profile soil samples before and after incubation were extracted by water and analyzed with a TOC analyzer and Ion Chromatography. 【Result】Fe (II) accumulation was found in all the samples during anaerobically incubation. Iron reduction potential decreased with soil depth in the profile. Fe (II) re-oxidation appeared only in the 0~80 cm soil layer of the profile under illuminated incubation. Ferrous oxidation decreased with depth in the profile from 20 cm to 80 cm. Water soluble organic carbon and iron oxide reduction both decreased with depth in the profile under incubation in light illuminated or in darkness. Water soluble inorganic carbon increased in the soil during the incubation in darkness, while it decreased in illuminated incubation. Water soluble nitrate decreased by 83.4%~98.6% in the soil incubated either in darkness or in light, and the range of the decrease narrowed with depth in the profile. The range of the decrease in water soluble sulfate narrowed with depth in the profile under incubation in darkness, while water soluble sulfate increased with depth in the profile within the range from 0~40 cm under illuminated incubation. Correlation analysis shows that iron reducing potential and ferrous oxidation was positively and significantly related to increase and decrease in water soluble inorganic carbon, respectively. Rate constant, max velocity of iron reduction and ferrous oxidation velocity was positively and significantly related to water soluble organic carbon. While decrease in nitrate was positively related to reducing potential, max velocity of iron reduction, re-oxidation and velocity of iron oxidation. Sulfate reduction was positively and significantly related to reduction potential, and max velocity of iron reduction under incubation in darkness, while it was negatively to amount and rate of ferrous oxidation under illuminated incubation. 【Conclusion】Results show that iron reduction process exists throughout the whole profile from 0 to 100 cm, and iron reduction potential, and maximum velocity of iron reduction decreased significantly with depth in the profile. Phototrophic ferrous oxidation appeared



in the 0~80 cm soil layer in the profile; the amount and rate of ferrous oxidation was much higher in the 0~40 cm soil layer in the profile than in the 40~80 cm soil layer. Correlation analysis of iron redox process and soil properties in the vertical direction of the upland cinnamon soil shows that iron redox process in the profile was not only affected by soil organic carbon, but also limited by the contents of soil nutrients including N and K. The findings may help improve the cognition of the habitat of iron redox microbes, and serve as certain basis for in-depth understanding of the iron redox processes in upland cinnamon soil.

**Key words** Upland soil; Iron reduction; Soil profile; Ferrous iron oxidation; Cinnamon soil

(责任编辑：卢 萍)

# 基于可见光光谱的檀香图像分割与植株全铁含量预测<sup>\*</sup>

陈珠琳 王雪峰<sup>†</sup>

(中国林业科学研究院资源信息研究所, 北京 100091)

**摘 要** 为探究珍贵树种微量元素的精准施肥, 提出了一种基于可见光的檀香全铁含量预测方法。通过将亮度色彩颜色 (Lab) 系统中的亮度分量 (L) 和颜色分量 (b) 与天津法、中值滤波、形态学运算相结合的方法, 实现林内檀香分割, 本方法结果优于支持向量机法分割效果, 像素误差在 5% 之内, 颜色误差在 3% 之内; 对分割后的檀香光谱值与全铁含量进行分析得到, 叶片全铁含量的最佳值在 250~300 mg·kg<sup>-1</sup> 之间, 低于和高于该区间均会造成叶片失绿; 当新叶与老叶光谱值之比作为输入因子时得到的结果最佳, 而使用整体光谱值得到的结果最差; 寻优算法对结果的增强能力要优于迭代增强, 其中, 遗传算法结果最佳, 说明合适的初始值与阈值对网络预测能力的提高更明显。本研究结果对珍贵树种微量元素的营养诊断具有指导意义, 为精准林业提供了一种思路。

**关键词** 全铁; 营养诊断; 图像分割; 可见光光谱; 优化算法

**中图分类号** S126 **文献标识码** A

铁是土壤中含量较高的微量元素, 也是植物生长必需的营养元素之一<sup>[1-2]</sup>。虽然铁在土壤中的含量丰富, 但可供植物直接利用的铁离子 (Fe<sup>2+</sup>) 含量并不高, 植物易出现缺铁胁迫; 但在天然的酸性土壤或者矿区附近, 土壤中过多的 Fe<sup>2+</sup> 会产生铁毒, 迫使植物产生生理病变。

自植物营养无损检测技术成为农林业研究的热点后, 植物在大量元素 (氮 (N)、磷 (P)、钾 (K)) 胁迫下的光谱特征研究<sup>[3]</sup> 已较为成熟, 并成功应用于田间管理。近年来, 国内学者致力于研究植物对微量元素<sup>[4]</sup> 胁迫的光谱特征变化<sup>[5-6]</sup>。与其他重金属不同<sup>[7]</sup>, 铁在微量矿物元素中需求量最大<sup>[8]</sup>。当植物受到铁胁迫时, 其生理特征会发生变化, 从而影响色谱信息。川梨受到缺铁胁迫时, 其叶绿素含量明显降低, 叶色变黄<sup>[9]</sup>。水稻

在进行铁过量胁迫试验时, 叶片中铁含量增加, 光谱反射率在可见光波段升高, 同时明显抑制水稻地上部和根系的生长, 降低下位叶片的叶绿素含量<sup>[10-12]</sup>。玉米发生铁毒胁迫时, 绿峰反射率升高、绿峰位置红移、红边蓝移, 且绿峰反射率与红边蓝移变幅随浓度增加而增大<sup>[13]</sup>。

植物营养无损诊断方法多样, 但数字图像处理技术因其快捷方便、价格低廉的特点得到了广泛应用<sup>[14]</sup>。由于田间和林内环境复杂, 对图像分割造成影响, 所以研究者们针对不同的试验环境提出了多种图像分割方法<sup>[15-18]</sup>。由于自然图像的复杂性较强, 传统的红绿蓝 (RGB) 颜色系统无法满足分割的精度, 而亮度色彩模型 (CIE Lab) 具有对光照变化不敏感的特性<sup>[19]</sup>, 增强了适应性<sup>[20-21]</sup>, 所以该颜色模型常用于分析野外自动获取的图像。

<sup>\*</sup> 国家自然科学基金项目 (31670642) 和林业科学技术推广项目 ([2016] 11号) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 31670642) and the Forestry Science and Technology Transfer Project of China (No. [2016] 11)

<sup>†</sup> 通讯作者 Corresponding author, E-mail: xuefeng@ifrit.ac.cn

作者简介: 陈珠琳 (1994—), 女, 山东德州人, 硕士研究生, 主要从事珍贵树种营养诊断研究。E-mail: 825511059@qq.com

收稿日期: 2018-03-16; 收到修改稿日期: 2018-05-05; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-05-25

在回归预测方面, 人工神经网络 (Artificial neural network, ANN) 应用较为普遍。其中, 反向传播神经网络<sup>[22-24]</sup> (Back propagation neural network, BPNN) 在网络理论和性能方面均较成熟, 但BPNN学习速度慢, 易陷入局部极小值, 需结合各类优化或迭代算法, 以提高预测准确率。

目前, 珍贵树种营养诊断研究陆续展开<sup>[25]</sup>, 但均围绕大量元素进行。微量元素胁迫尚处于初步研究阶段<sup>[26]</sup>, 且均为实验室获取光谱信息, 人为消除了田间或林内影响因素, 应用性较差。本文基于数字图像技术预测檀香 (*Santalum album* L.) 叶片全铁含量, 对野外获取图像进行分割, 并根据铁胁迫下檀香出现的颜色变化提取颜色因子, 使用优化后的BPNN进行反演, 旨在为珍贵树种的微量元素营养诊断与监测提供更准确、应用性强的技术方法。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验地概况

研究区设在海南省文昌市岛东林场 (19° 43' 58" ~ 19° 44' 58" N, 110° 57' 34" ~ 110° 57' 50" E)。该林场位于沿海平原地带, 海拔5~10 m, 属热带海洋季风气候, 年平均温度23.9℃, 年平均降水量1 808.8 mm, 台风较多, 常风2~3级, 年平均湿度为86%。主要土壤类型为初育土土纲的滨海沙土, 试验地土壤pH 5.0~6.6, 有效氮98.3~114.8 mg·kg<sup>-1</sup>, 有效磷3.38~4.56 mg·kg<sup>-1</sup>, 速效钾69.9~78.2 mg·kg<sup>-1</sup>, 有效铁2.33~4.89 mg·kg<sup>-1</sup>。该区域植被类型为热带季雨林, 人工经营树种主要有木麻黄 (*Casuarina equisetifolia* Forst)、椰子 (*Cocos nucifera* L)、琼崖海棠 (*Calophyllum inophyllum* L) 和桉树 (*Eucalyptus robusta* Smith) 等。

### 1.2 试验设计及数据采集方法

研究所用的檀香采用种子育苗, 待生长4.5 a后, 选取生长良好的幼龄檀香进行试验。本研究所用铁源为乙二胺二邻羟苯基乙酸铁钠 (EDDHA-FeNa), 采用根部埋施法。单因素试验设计, 包括4个Fe浓度水平, 分别为每棵苗0、10、15、20 g<sup>-1</sup>, 记为CK (不施Fe)、Fe1 (低浓度)、Fe2 (中浓

度)、Fe3 (高浓度), 每个浓度水平下种植8棵檀香。使用加拿大植物营养公司的普罗丹高浓度水溶性复合肥施入其他元素, 采用叶面喷施, 施加量为每棵树200 mg。

于2017年2月 (铁胁迫之前) 测量东西冠幅 ( $w_{01}$ ) 和南北冠幅 ( $w_{02}$ ), 之后每个月进行一次铁胁迫, 施肥量与初始施入量一致, 其他营养元素不再施加。数据采集时间为2017年4—12月, 每隔两个月进行图像、冠幅、养分数据获取, 测量5次, 数据总量为160个。图像获取选择天气晴朗少云少风时进行, 拍摄时间为10:00—14:00, 拍摄距离为1.5 m, 使用Canon ESO700D相机拍摄, 图像大小为5 184×3 456像素。获取图像时, 分为东、西、南、北四个方向进行拍摄。之后进行叶片采样, 分为上内、上外、中内、中外、下内、下外共6个层次, 每棵檀香共采集约15 g叶片。使用便捷式养分测定仪 (Reflectoquant RQflex, 德国) 进行全铁含量测定, 该仪器使用10点校正和双光束测量, 校正数据精度高。试验对每个样品进行3次测定, 所有数据的变异系数均在3%之内。

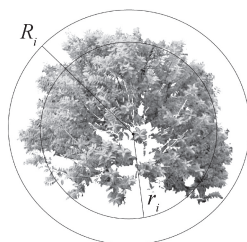
### 1.3 颜色系统的计算

红绿蓝 (RGB)、色度饱和度亮度 (HSI)、亮度色彩 (Lab) 是常用的三种颜色模型, 其中, RGB最为常用, 它是一种与人的视觉系统密切相连的模型<sup>[17,27]</sup>。由于不同模型、不同分量对颜色的表述不同, 本文通过计算上述颜色系统各分量的颜色值, 描述全铁含量对叶片颜色的影响。

### 1.4 图像法确定新叶区域

所有的图像数据处理均在Matlab R2012a中实现。由于Fe<sup>2+</sup>胁迫对新叶和老叶的影响不同, 可根据新老叶表现出的色谱差异来判定全铁含量。但考虑到檀香长势并不相同, 本研究通过定义4个方向 (东、西、南、北各拍摄一张图像) 上同心圆的方式来确定新叶区域, 如图1所示, 具体步骤如下:

首先完成檀香图像分割, 然后寻找最小外接圆, 半径记为 $R_i$  ( $i=1\sim4$ , 分别代表东、西南、北拍摄的图像); 确定同心圆 $r_i$ 的值 (若该图像为在南、北方向拍摄, 则 $r_i = \frac{w'_{东西}}{w_{东西}} R_i$ ; 若该图像在东、西方向拍摄, 则 $r_i = \frac{w'_{南北}}{w_{南北}} R_i$  ( $w_{东西}$ 、 $w_{南北}$  分别代表本次试验测得的东、西、南北冠幅,  $w'_{东西}$ 、 $w'_{南北}$  代表上一次试验



注:  $R_i$ 代表本次试验得到的檀香最小外接圆半径;  $r_i$ 代表上一次试验得到的檀香最小外接圆半径 Note:  $R_i$  stands for radius of the minimum circumscribed circle of sandalwood obtained in this experiment, and  $r_i$  for that in the last experiment

图1 图像确定新叶区域方法

Fig. 1 Method using images to determine new leaf area

测得的东、西、南、北冠幅); 圆环部分叶片  $A_{R_i-r_i}$  既为从图像中获取的新叶 (如图1所示), 最终新叶部分为

$$\sum_{i=1}^4 A_{R_i-r_i}$$

通过上述方法确定了两个同心圆的大小, 可获得3个区域, 即  $A_{R_i}$  (半径为  $R$  的圆中叶片区域)、 $A_{r_i}$  (半径为  $r$  的圆中叶片区域) 和  $A_{R_i-r_i}$  (圆环中的叶片区域)。因此, 本研究进行4组对比试验, 所提取的颜色因子分别为:  $A_{R_i}$  的单通道颜色值 (红 (R)、绿 (G)、蓝 (B)、色调 (H)、饱和度 (S)、强度 (I)、亮度 (L)、横轴颜色 (a)、纵轴颜色 (b))、 $A_{R_i-r_i}$  的单通道颜色值 (同上)、 $A_{R_i-r_i}$  与  $A_{R_i}$  的单通道颜色比值 (同上)、 $A_{R_i-r_i}$  与  $A_{r_i}$  的单通道颜色比值 (同上)。

### 1.5 不同神经网络预测模型构建及检验

BPNN的隐含层神经元个数对预测精度影响较大, 过多过少均会导致训练效果不佳, 本文使用经验公式, 即

$$n = \sqrt{n_i + n_0} + a \quad (1)$$

式中,  $n$  为隐含层神经元个数;  $n_i$  为输入层神经元个数;  $n_0$  为输出层神经元个数;  $a$  为1~10之间的常数。

BPNN易出现过拟合等现象, 所以常与其他寻优或增强算法结合使用。常见的有遗传算法<sup>[28-29]</sup> (Genetic algorithm, GA)、粒子群优化算法<sup>[28]</sup> (Particle swarm optimization, PSO) 和Adaboost迭代算法<sup>[29-31]</sup>。本文对三种优化算法 (下文分别缩写为GA-BPNN、PSO-BPNN、BPNN-Adaboost) 不做详细介绍, 具体参考文献

[28]~[33]。

试验共获取160个数据, 随机抽取110个为拟合样本, 剩余50个为检验样本。同时选择拟合和检验样本的决定系数  $R^2$ 、平均残差  $\bar{e}$ 、均方根误差 RMSE 对模型进行评价。

## 2 结果与讨论

### 2.1 基于Lab颜色模型的檀香图像分割

本研究基于地面获取檀香图像进行全铁含量的反演, 如图2A所示, 檀香图像背景复杂, 除土壤、杂草外, 还有其他树种, 对图像分割造成了很大难度。所以, 为保证后期工作的质量, 有必要提出准确的图像分割算法。

大津 (Otsu) 法是1979年日本学者大津提出的一种自适应性阈值确定方法, 其基本原理是确定一个最佳阈值, 使最佳分类状态的类间分离性最好<sup>[16-17]</sup>。本研究将图像分别转换至Lab通道、L通道、a通道和b通道 (图2) 并做Otsu法分割。通过大量试验发现, Lab通道使用Otsu法分割失败, 仅能将极小部分的土壤与绿色植物区分开。a通道和b通道均可将檀香叶片与背景土壤区分开, 但b通道保留的叶片更完整。L通道则弥补了a、b通道的弱点, 将檀香叶片与寄主等绿色植物区分开, 所以本文选择结合b通道和L通道对自然图像中的檀香进行分割。

分割算法流程如下: (1) 对b通道进行Otsu法分割, 并进行  $7 \times 7$  的中值滤波处理。(2) 与原图进行掩膜并提取L通道, 并使用原图L通道得到的最佳阈值进行分割。(3) 使用  $7 \times 7$  模板的中值滤波进行平滑处理, 然后使用半径为5的圆形结构元素腐蚀膨胀各2次。分割结果如图3所示。

算法所使用的模板以及结构元素均为在大量的对比分析后得到的最佳方案。为验证该分割算法的效果, 使用Photoshop CS5软件中的磁性套索工具 (相当于目视解译法) 手动分割檀香, 并将此结果作为评价基准。将使用本文提出算法 (编号为①)、ENVI 5.1软件中的支持向量机分类法 (编号为②) 和Photoshop CS5处理 (编号为③) 得到的结果进行比较, 结果如表1所示。从表中可以看出, 本文提出算法在像素数和颜色误差方面均要优于支持向量机处理结果, 这是因为支持向量机算法对土



壤和叶片的分割效果较差，易出现误分割，导致像素误差较大，G均值降低，R均值和B均值升高。而本文提出算法像素数误差在5%之内，各通道误差控制在3%之内，说明该算法可行。

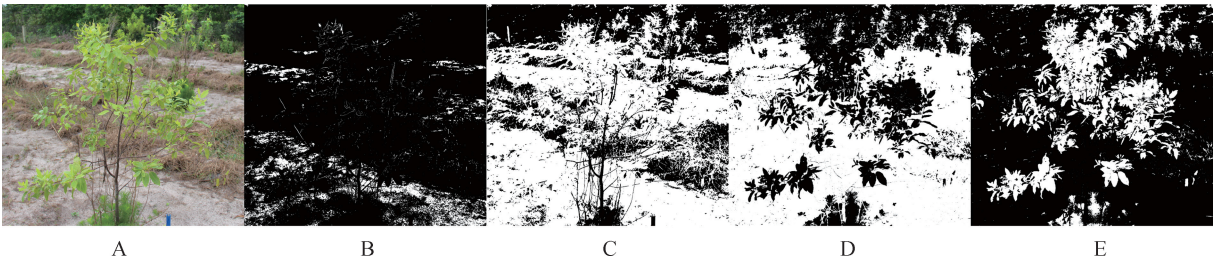


图2 大津（Otsu）法分割檀香不同通道图（A. 原图，B. Lab，C. L通道，D. a通道，E. b通道）  
Fig. 2 Graphs of channels in Sandalwood images segmentation using Otsu’ s method (A. Original image, B. Lab, C. Channel L, D. Channel a, and E. Channel b)

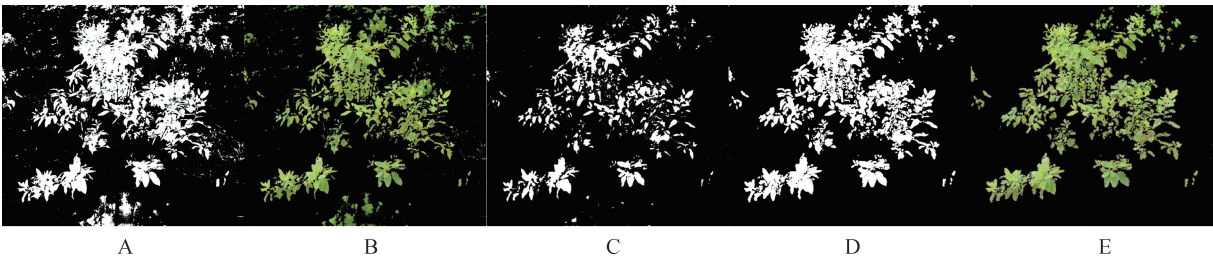


图3 檀香图像分割过程及结果（A. b通道Otsu法分割结果，B. 7×7中值滤波后掩膜图像，C. L通道大津法分割及7×7中值滤波处理结果，D. 形态学处理，E. 最终图像）  
Fig. 3 Process and results of sandalwood image segmentation (A. Segmentation using Otsu’ s method via Channel b; B. Masked image after 7×7 median filtering; C. Segmentation using Otsu’ s method via Channel L and masked image after 7×7 median filtering; D. Morphological processing; and E. Finalized image)

表1 分割方法评价

| Table 1 Segmentation method evaluation proposed in this paper |                 |                              |                        |      |                     |      |                        |      |
|---|-----------------|------------------------------|------------------------|------|---------------------|------|------------------------|------|
| 编号<br>Number  | 处理方法<br>Methods | 像素数误差Pixel<br>number error/% | R均值<br>R mean<br>value | ER/% | G均值<br>G mean value | EG/% | B均值<br>B mean<br>value | EB/% |
| 图像1<br>Image 1  | ①               | 2.85                         | 177.1                  | 1.02 | 220.0               | 1.27 | 97.13                  | 2.63 |
|   | ②               | 4.53                         | 179.3                  | 2.28 | 217.5               | 2.40 | 101.4                  | 1.68 |
|   | ③               | 0.00                         | 175.3                  | 0.00 | 222.8               | 0.00 | 99.76                  | 0.00 |
| 图像2<br>Image 2  | ①               | 3.94                         | 196.3                  | 1.04 | 227.1               | 0.54 | 102.1                  | 2.68 |
|   | ②               | 5.22                         | 199.4                  | 0.53 | 221.4               | 1.99 | 107.4                  | 2.31 |
|   | ③               | 0.00                         | 198.4                  | 0.00 | 225.9               | 0.00 | 104.9                  | 0.00 |
| 图像3<br>Image 3  | ①               | 3.37                         | 167.0                  | 0.25 | 208.9               | 0.41 | 103.2                  | 1.81 |
|   | ②               | 3.98                         | 164.5                  | 1.73 | 213.5               | 1.80 | 99.2                   | 2.06 |
|   | ③               | 0.00                         | 167.4                  | 0.00 | 209.7               | 0.00 | 101.3                  | 0.00 |
| 图像4<br>Image 4  | ①               | 3.09                         | 199.6                  | 0.87 | 233.2               | 0.88 | 94.1                   | 1.72 |
|   | ②               | 3.85                         | 204.6                  | 1.59 | 234.0               | 0.52 | 95.3                   | 3.07 |
|   | ③               | 0                            | 201.4                  | 0.00 | 235.2               | 0.00 | 92.5                   | 0.00 |

续表

| 编号<br>Number   | 处理方法<br>Methods | 像素数误差Pixel<br>number error/% | R均值<br>R mean<br>value | ER/% | G均值<br>G mean value | EG/% | B均值<br>B mean<br>value | EB/% |
|----------------|-----------------|------------------------------|------------------------|------|---------------------|------|------------------------|------|
| 图像5<br>Image 5 | ①               | 4.53                         | 185.6                  | 1.01 | 199.8               | 1.80 | 102.1                  | 2.51 |
|                | ②               | 4.34                         | 181.4                  | 1.27 | 201.4               | 2.63 | 101.3                  | 3.25 |
|                | ③               | 0                            | 183.7                  | 0.00 | 196.3               | 0.00 | 104.7                  | 0.00 |

注：①代表本文提出算法；②代表支持向量机算法；③代表Photoshop CS5处理；ER、EG、EB分别代表R、G、B通道的均值误差Note: ① stands for the algorithm presented in this paper; ② for support vector machine algorithm; ③ for Photoshop CS5; and ER, EG and EB for mean value error of Channel R, G and B respectively

2.2 数据样本划分及光谱反射率变化

表2所示为样本的全铁含量以及檀香图像的RGB单通道值统计信息。试验采集的原始图像数

据包含RGB三个通道，通过颜色系统的转换，最终得到R、G、B、H、S、I、L、a、b共9个通道的颜色值。

表2 檀香叶片全铁含量及RGB单通道值统计信息

Table 2 Statistical information of total iron content and RGB single channel color value

|                   | 全铁Total iron /mg·kg <sup>-1</sup> |       |                |                | R通道<br>R channel |       |                |                | G通道<br>G channel |       |                |                | B通道<br>B channel |       |                |                |
|-------------------|-----------------------------------|-------|----------------|----------------|------------------|-------|----------------|----------------|------------------|-------|----------------|----------------|------------------|-------|----------------|----------------|
|                   | M                                 | SD    | M <sub>a</sub> | M <sub>i</sub> | M                | SD    | M <sub>a</sub> | M <sub>i</sub> | M                | SD    | M <sub>a</sub> | M <sub>i</sub> | M                | SD    | M <sub>a</sub> | M <sub>i</sub> |
| 拟合数据 <sup>①</sup> | 204.1                             | 131.9 | 569.5          | 33.91          | 154.9            | 33.43 | 199.6          | 91.71          | 183.8            | 39.62 | 236.4          | 108.1          | 85.94            | 16.26 | 112.2          | 54.14          |
| 检验数据 <sup>②</sup> | 201.9                             | 128.9 | 521.9          | 32.13          | 156.9            | 30.82 | 201.3          | 94.29          | 181.5            | 36.04 | 239.4          | 103.6          | 83.94            | 14.29 | 109.5          | 57.39          |

注：M表示均值；SD表示方差；M<sub>a</sub>表示最大值；M<sub>i</sub>表示最小值 Note: M stands for mean value; SD for standard deviation; M<sub>a</sub> for maximum value; M<sub>i</sub> for minimum value; <sup>①</sup>Fitting data; <sup>②</sup>Validation data

本研究将获取的拟合数据按100为梯度划分为6组，并求得平均值，分析不同全铁含量对光谱反射率的影响，如图4所示。可以看出，R和B通道值先下降后上升，而G通道值先上升后下降。这说明，全铁含量的上升促进了叶绿素浓度增加，叶片向纯绿色变化；而随着全铁含量持续增高，叶片开始失绿，说明檀香受到了铁毒胁迫作用，叶绿素遭到了破坏，生长也会随之受到影响。

2.3 主成分分析及预测结果

由于9种颜色因子之间存在较大的相关性，为了缩短建模时间、提高模型的精度，对其进行了主成分分析，结果得到四种试验的前四个主成分的累计贡献率均达到99%，所以本文选择前四个主成分作为输入因子。试验构建4种神经网络模型，参数设置分别为：BPNN使用4-10-1的网络结构，其

输入、输出层传递函数分别为Tansig和Purelin，训练函数使用L-M优化算法，迭代次数为100；PSO-BPNN中种群粒子数为20，每个粒子的维数为4，算法迭代进化次数为100；GA-BPNN种群大小为20，遗传代数为100，交叉概率为0.6，变异概率为0.005。BPNN-Adaboost中预测器个数选择10，预测时迭代次数为20。

对4组试验得到的结果进行分析，结果如表3所示。可以看出，单个评价指标对不同试验的结果说明不同，例如，BPNN模型中，试验2的决定系数R<sup>2</sup>高于试验1，但平均残差 $\bar{e}$ 高于试验1，为综合考虑各评价指标，本研究分别对建模和验证数据得到的决定系数R<sup>2</sup>、平均残差 $\bar{e}$ 、均方根误差RMSE进行打分，指标最优的记为1，最差的记为4，得分最低的为最佳试验方案。排名结果如表3最后一列所示。

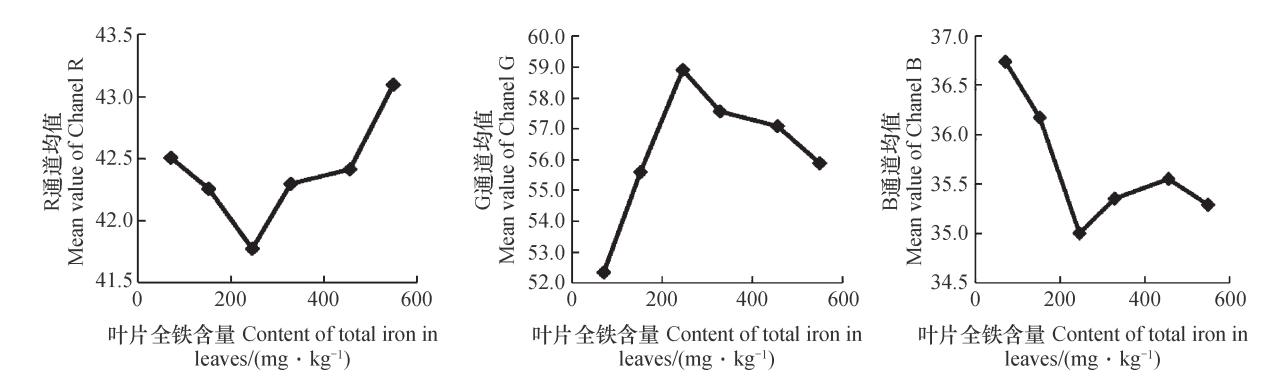


图4 红绿蓝（RGB）颜色值随檀香叶片全铁含量浓度变换趋势

Fig. 4 Variation of RGB color value with content of total iron in sandalwood leaves

表3 不同神经网络模型和不同试验的预测结果

| Table 3 Prediction results of different neural network models and different tests               |                   |                  |           |       |                     |           |       |             |
|---|-------------------|------------------|-----------|-------|---------------------|-----------|-------|-------------|
| 神经网络<br>Neural network  | 试验类型<br>Test type | 拟合数据Fitting data |           |       | 检验数据Validation data |           |       | 排名<br>Range |
|   |                   | $R^2$            | $\bar{e}$ | RMSE  | $R^2$               | $\bar{e}$ | RMSE  |             |
| 反向传播神经网络<br>Back propagation neural network<br>(BPNN)   | 试验1Test 1         | 0.611            | 19.98     | 76.48 | 0.589               | 21.49     | 78.37 | 3           |
|   | 试验2Test 2         | 0.619            | 20.49     | 76.50 | 0.612               | 21.98     | 78.48 | 4           |
|   | 试验3Test 3         | 0.644            | 16.49     | 71.48 | 0.582               | 19.85     | 78.49 | 2           |
|   | 试验4Test 4         | 0.648            | 15.04     | 72.98 | 0.589               | 20.19     | 76.99 | 1           |
| 粒子群算法优化反向传播神经网络<br>Particle swarm optimization-Back<br>propagation neural network<br>(PSO-BPNN) | 试验1Test 1         | 0.684            | 29.54     | 73.60 | 0.678               | 31.60     | 76.40 | 4           |
|   | 试验2Test 2         | 0.691            | 26.48     | 71.39 | 0.683               | 28.95     | 73.50 | 3           |
|   | 试验3Test 3         | 0.711            | 15.50     | 69.39 | 0.706               | 18.49     | 71.50 | 2           |
|   | 试验4Test 4         | 0.739            | 13.05     | 66.38 | 0.712               | 15.98     | 69.40 | 1           |
| 遗传算法优化反向传播神经网络<br>Genetic algorithm-back propagation<br>neural network<br>(GA-BPNN)             | 试验1Test 1         | 0.699            | 24.59     | 71.50 | 0.683               | 22.39     | 67.69 | 3           |
|   | 试验2Test 2         | 0.699            | 25.50     | 70.38 | 0.679               | 23.84     | 68.40 | 4           |
|   | 试验3Test 3         | 0.743            | 14.39     | 61.29 | 0.722               | 17.49     | 65.94 | 2           |
|   | 试验4Test 4         | 0.751            | 11.10     | 57.87 | 0.709               | 14.59     | 62.53 | 1           |
| Adaboost算法优化反向传播神经网络<br>Back propagation neural network-<br>Adaboost<br>(BPNN-Adaboost)         | 试验1Test 1         | 0.706            | 28.86     | 76.94 | 0.697               | 30.74     | 78.09 | 4           |
|   | 试验2Test 2         | 0.711            | 29.75     | 75.98 | 0.704               | 31.01     | 78.84 | 3           |
|   | 试验3Test 3         | 0.741            | 17.50     | 69.27 | 0.710               | 19.48     | 71.49 | 2           |
|   | 试验4Test 4         | 0.751            | 14.01     | 66.73 | 0.714               | 18.37     | 68.49 | 1           |

注：试验1、2的自变量分别为 $A_{Ri}$ 、 $A_{Ri-ri}$ 的单通道颜色值的前四主成分；试验3的自变量为 $A_{Ri-ri}$ 与 $A_{Ri}$ 的单通道颜色比值；试验4的自变量为 $A_{Ri-ri}$ 与 $A_{Ri}$ 的单通道颜色比值。 $R^2$ 代表决定系数， $\bar{e}$ 代表平均残差，RMSE代表均方根误差 Note: The independent variables of Test 1 and 2 are the first four principal components of single channel color values of  $A_{Ri}$  and  $A_{Ri-ri}$ , and the independent variable of Test 3 is the single channel color ratio of  $A_{Ri-ri}$  and  $A_{Ri}$ , and the independent variable of Test 4 is the single channel color ratio of  $A_{Ri-ri}$  and  $A_{Ri}$ .  $R^2$  stands for coefficient of determination;  $\bar{e}$  for mean residual; and RMSE for root mean square error

由表3可知，试验1和试验2无论在拟合优度和预测精度方面均相差不显著，且在使用BPNN和GA-BPNN时，试验1的结果优于试验2，而在使用PSO-BPNN和BPNN-Adaboost模型时，结果相反。但试验3和试验4的结果在各项指标均有明显提高，同时，所有模型均显示试验4结果最佳，即使用新叶与老叶的颜色比值结果优于新叶与整体的颜色比值，这是因为在缺铁状态时，新叶失绿，老叶保持绿色，若计算整体比值，则新老叶的光谱特征差异减弱；而在铁毒情况下，叶绿素受到破坏，新叶最

先受到影响,叶片由绿变黄,所以新叶与整体的颜色比值同样削弱了光谱特征差异,导致精度降低。

从表3中还可以看出,相同试验下,综合分析拟合优度以及预测精度,4种神经网络模型优劣排名为GA-BPNN>PSO-BPNN>BPNN-Adaboost>BPNN。这说明优化后的神经网络确实减小了出现过拟合的概率,同时,寻优算法(GA、PSO)的效果要优于迭代增强(Adaboost),也说明合适的初始值与阈值对网络预测能力的提高更明显。

### 3 结 论

以海南省文昌市岛东林场栽植的檀香为试验对象,通过施加不同梯度的螯合铁对檀香进行铁胁迫,从而研究植株叶片光谱参数与植株体内全铁含量之间的关系。结果表明,叶片从缺铁向正常含量变化过程中,叶绿素含量增加,颜色变得浓绿;当超过最佳值( $250\sim 300\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )时,叶绿素含量开始减少,产生铁毒效应。研究通过将Lab系统中的b通道、L通道与天津法、中值滤波以及形态学运算相结合完成檀香分割,计算冠幅生长量占总冠幅的比例确定新叶区域,将新叶与老叶光谱参数比值作为GA-BPNN的输入因子,得到较好的预测结果。与前人的研究相比,本文在模型输入因子方面进行了改进,提出了图像法确定新叶,并验证得出,通过该方法获得的新老叶颜色比值作为输入因子得到的结果最优。同时,由于海南地区土壤类型多样,不同土壤类型对试验结果是否产生较大的影响,也需要后期的讨论分析。

### 参 考 文 献

- [ 1 ] 袁程,王月,韩晓日,等.长期定位施肥对土壤铁、锰形态及剖面分布的影响.植物营养与肥料学报,2012,18(1):115—122  
Yuan C, Wang Y, Han X R, et al. Effects of long-term fertilization on forms of Fe and Mn and their distributions in soil profiles (In Chinese). Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2012, 18(1): 115—122
- [ 2 ] 谢文,赵小敏,郭熙,等.基于组合模型的庐山森林土壤有效铁光谱间接反演研究.土壤学报,2017,54(3):601—612  
Xie W, Zhao X M, Guo X, et al. Composite-model-based indirect reversion of soil available iron spectrum of forest soil in Lushan (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2017, 54(3): 601—612
- [ 3 ] 陈红琳,陈尚洪,郑盛华,等.增施氮素对苗期渍水胁迫冬油菜生理特征及产量的调控效应.土壤,2017,49(3):519—526  
Chen H L, Chen S H, Zheng S H, et al. Regulation effects of adding nitrogen on physiological properties and yield of rapeseed after waterlogging during seedling (In Chinese). Soils, 2017, 49(3): 519—526
- [ 4 ] 张舒玄,聂欣,杜鹃,等.不同微量元素叶面肥对草莓育苗生长的影响.土壤,2017,49(2):261—267  
Zhang S X, Nie X, Du J, et al. Effects of different trace element fertilizers on strawberry seedling growth (In Chinese). Soils, 2017, 49(2): 261—267
- [ 5 ] 王慧,曾路生,孙永红,等.重金属铜和锌胁迫下的小麦冠层反射光谱特征.农业工程学报,2017,33(2):171—176  
Wang H, Zeng L S, Sun Y H, et al. Wheat canopy spectral reflectance feature response to heavy metal copper and zinc stress (In Chinese). Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, 33(2): 171—176
- [ 6 ] 李娜,吕建升,Altermann W.光谱分析在植被重金属污染监测中的应用.光谱学与光谱分析,2010,30(9):2508—2511  
Li N, Lü J S, Altermann W. Hyperspectral remote sensing in monitoring the vegetation heavy metal pollution (In Chinese). Spectroscopy and Spectral Analysis, 2010, 30(9): 2508—2511
- [ 7 ] 陈卫平,杨阳,谢天,等.中国农田土壤重金属污染防治挑战与对策.土壤学报,2018,55(2):261—272  
Chen W P, Yang Y, Xie T, et al. Challenges and countermeasures for heavy metal pollution control in farmlands of China (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2018, 55(2): 261—272
- [ 8 ] 李俊成,于慧,杨素欣,等.植物对铁元素吸收的分子调控机制研究进展.植物生物学报,2016,52(6):835—842  
Li J C, Yu H, Yang S X, et al. Research progress of molecular regulation of iron uptake in plants (In Chinese). Plant Physiology Journal, 2016, 52(6): 835—842
- [ 9 ] 安明华,樊卫国.缺铁胁迫对川梨的生理影响.中国农业科学,2003,36(8):935—940  
An M H, Fan W G. Physiological effects of iron deficiency on *Pyrus pashia* buch-ham (In Chinese).



- Scientia Agricultura Sinica, 2003, 36 (8): 935—940
- [10] 迟光宇, 陈欣, 史奕, 等. 水稻叶片光谱对亚铁胁迫的响应. 中国科学, 2009 (4): 413—419  
Chi G Y, Chen X, Shi Y, et al. Response of rice leaf spectrum to ferrous stress (In Chinese). Science China, 2009 (4): 413—419
- [11] 于洋, 张玉秀, 殷恒霞, 等. 抗氧化水平对小麦幼苗耐缺铁及铁积累能力的影响. 中国生态农业学报, 2010, 18 (6): 1256—1260  
Yu Y, Zhang Y X, Yin H X, et al. Effects of antioxidative levels on iron deficiency tolerance and iron accumulation in wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings (In Chinese). Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2010, 18 (6): 1256—1260
- [12] 蔡妙珍, 林咸永, 罗安程, 等. 过量 $\text{Fe}^{2+}$ 对水稻生长和某些生理性状的影响. 植物营养与肥料学报, 2002, 8 (1): 96—99  
Cai M Z, Lin X Y, Luo A C, et al. Effects of excessive  $\text{Fe}^{2+}$  on growth and physiological characters of rice (In Chinese). Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2002, 8 (1): 96—99
- [13] 张萱萱. 玉米铁毒胁迫的光谱特征与叶绿素含量反演实验研究. 沈阳: 东北大学, 2014  
Zhang X X. Spectral characteristics of corn under iron toxicity stress and chlorophyll concentration inversion experiment research (In Chinese). Shenyang: Northeastern University, 2014
- [14] Confalonieri R, Paleari L, Movedi E, et al. Improving in vivo plant nitrogen content estimates from digital images: Trueness and precision of a new approach as compared to other methods and commercial devices. Biosystems Engineering, 2015, 135: 21—30
- [15] 陈佳悦, 姚霞, 黄芬, 等. 基于图像处理的冬小麦氮素监测模型. 农业工程学报, 2016, 32 (4): 163—170  
Chen J Y, Yao X, Huang F, et al. N status monitoring model in winter wheat based on image processing (In Chinese). Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32 (4): 163—170
- [16] 关强, 薛河儒, 姜新华. 基于二维OTSU的田间植物图像分割方法. 江苏农业科学, 2015, 43 (12): 437—440  
Guan Q, Xue H R, Jiang X H. Field plant image segmentation method based on two-dimensional OTSU (In Chinese). Jiangsu Agricultural Sciences, 2015, 43 (12): 437—440
- [17] 韩永华, 汪亚明, 孙麒, 等. 基于小波变换及Otsu分割的农田作物行提取. 电子与信息学报, 2016, 38 (1): 63—70  
Han Y H, Wang Y M, Sun Q, et al. Crop row detection based on wavelet transformation and Otsu segmentation algorithm (In Chinese). Journal of Electronics and Information Technology, 2016, 38 (1): 63—70
- [18] 张冬, 刘俊焱, 薛联凤, 等. 基于NCSPSO-AFSA优化SVM的林木冠层图像分割. 西北农林科技大学学报 (自然科学版), 2016, 44 (3): 118—124  
Zhang D, Liu J Y, Xue L F, et al. Segmentation of forest canopy image based on NCSPSO-AFSA optimized SVM (In Chinese). Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition), 2016, 44 (3): 118—124
- [19] 毕于慧. 彩色苗木图像分割方法的研究. 北京: 中国林业科学研究院, 2010  
Bi Y H. Study on the segmentation method of color seedlings image (In Chinese). Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2010
- [20] 郭晶晶, 李庆武, 程海粟, 等. 基于Lab颜色距离和GMM的树木图像分割方法. 信息技术, 2016 (2): 1—4  
Guo J J, Li Q W, Cheng H S, et al. Segmentation algorithm of tree image based on Lab color-distance and GMM (In Chinese). Information Technology, 2016 (2): 1—4
- [21] 何彩莲, 郑顺林, 万年鑫, 等. 马铃薯光谱及数字图像特征参数对氮素水平的响应及其应用. 光谱学与光谱分析, 2016, 36 (9): 2930—2936  
He C L, Zheng S L, Wan N X, et al. Potato spectrum and the digital image feature parameters on the response of nitrogen level and its application (In Chinese). Spectroscopy and Spectral Analysis, 2016, 36 (9): 2930—2936
- [22] 陈昌涛, 仇国庆, 杨平, 等. Lab空间色彩分割在快速车牌定位中的应用. 计算机应用研究, 2010, 27 (8): 3191—3193  
Chen C T, Qiu G Q, Yang P, et al. Application of Lab spaces color segmentation in fast vehicle license plate location (In Chinese). Application Research of Computers, 2010, 27 (8): 3191—3193
- [23] 贾方方, 张黎明, 任天宝, 等. 基于BP神经网络的烟草叶片质体色素高光谱反演. 烟草科技, 2016, 49 (7): 8—13  
Jia F F, Zhang L M, Ren T B, et al. Hyperspectral inversion to estimate plastid pigment contents in tobacco leaves based on BP neural network (In

- Chinese). Tobacco Science & Technology, 2016, 49 (7): 8—13
- [24] 朱云芳, 朱利, 李家国, 等. 基于GF-1 WFV影像和BP神经网络的太湖叶绿素a反演. 环境科学学报, 2017, 37 (1): 130—137
- Zhu Y F, Zhu L, Li J G, et al. The study of inversion of chlorophyll a in Taihu based on GF-1 WFV image and BP neural network (In Chinese). Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, 37 (1): 130—137
- [25] 李双喜, 杨曾奖, 徐大平, 等. 施氮量对檀香幼苗生长及养分积累的影响. 植物营养与肥科学报, 2015, 21 (3): 807—814
- Li S X, Yang Z J, Xu D P, et al. Effects of nitrogen application rate on growth and nutrient accumulation of *Santalum album* L. seedlings (In Chinese). Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2015, 21 (3): 807—814
- [26] 唐鹏, 刘光, 徐俊锋. 植物重金属胁迫的高光谱遥感研究进展. 杭州师范大学学报(自然科学版), 2014, 13 (6): 634—640
- Tang P, Liu G, Xu J F. The progress of hyperspectrum remote sensing under heavy metal stress in plants (In Chinese). Journal of Hangzhou Normal University (Natural Science Edition), 2014, 13 (6): 634—640
- [27] 孙慧贤, 张玉华, 罗飞路. 基于HSI颜色空间的彩色边缘检验方法研究. 光学技术, 2009, 35 (2): 221—228
- Sun H X, Zhang Y H, Luo F L. Color edge detection based on HSI color space (In Chinese). Optical Technique, 2009, 35 (2): 221—228
- [28] 周亚敏, 张荣群, 马鸿元, 等. 基于BP神经网络的盐湖矿物离子含量高光谱反演. 国土资源遥感, 2016, 28 (2): 34—40
- Zhou Y M, Zhang R Q, Ma H Y, et al. Retrieving of salt lake mineral ions salinity from hyper-spectral data based on BP neural network (In Chinese). Remote Sensing for Land & Resources, 2016, 28 (2): 34—40
- [29] Desai K M, Survase S A, Saudagar P S, et al. Comparison of artificial neural network (ANN) and response surface methodology (RSM) in fermentation media optimization: Case study of fermentative production of scleroglucan. Biochemical Engineering Journal, 2008, 41 (3): 266—273
- [30] Guo W, Zhang Y, Lu J, et al. Optimization of fermentation medium for nisin production from *Lactococcus lactis* subsp *lactis* using response surface methodology (RSM) combined with artificial neural network-genetic algorithm (ANN-GA). African Journal of Biotechnology, 2013, 9 (38): 6264—6272
- [31] 尹怀仙, 王凯, 张铁柱, 等. 基于PSO-BP神经网络的城轨列车转向架轮对轴箱故障预测. 复杂系统与复杂性科学, 2015, 12 (4): 97—103
- Yin H X, Wang K, Zhang T Z, et al. Fault prediction based on PSO-BP neural network about wheel and axle box of bogie in urban rail train (In Chinese). Complex Systems and Complexity Science, 2015, 12 (4): 97—103
- [32] 朱林奇, 张冲, 何小菊, 等. 基于改进BPNN与 $T_2$ 全谱的致密砂岩储层渗透率预测. 石油物探, 2017, 56 (5): 727—734
- Zhu L Q, Zhang C, He X J, et al. Permeability prediction of tight sandstone reservoir based on improved BPNN and  $T_2$  full-spectrum (In Chinese). Geophysical Prospecting for Petroleum, 2017, 56 (5): 727—734
- [33] 刘国海, 肖夏宏, 江辉, 等. 基于BP-Adaboost的近红外光谱检测固态发酵过程pH值. 江苏大学学报(自然科学版), 2013, 34 (5): 574—578
- Liu G H, Xiao X H, Jiang H, et al. Detection of pH variable in solid-state fermentation process by FT-NIR spectroscopy and BP-Adaboost (In Chinese). Journal of Jiangsu University (Natural Science Edition), 2013, 34 (5): 574—578

## Visible Light Spectrum Based Segmentation of Sandalwood Image and Prediction of Total Iron Content in Plant

CHEN Zhulin WANG Xuefeng<sup>†</sup>

(*Research Institute of Forest Resource Information Techniques in Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China*)

**Abstract** 【Objective】To explore relationship between color of sandalwood leaves and content of total iron in the plant, a visible-light-spectrum-based sandalwood image segmentation method was brought forth for prediction of content of total iron in the plant. 【Method】First of all, Otsu's method was used to remove the pigments of soil and the other green plants, by segmenting Channel b, and then Channel L was extracted, and again Otsu's method was used to extract the image of sandalwood out of its background. Then burrs of the image were smoothened through median filtering and morphological operation. Based on the fact that new and old leaves varied differently in color under iron stress, a method for determination of new and old leaf ratio was developed. First, the minimum circumcircle of the segmented sandalwood was to be defined, and then calculation was done of the ratio of the canopy breadth measured last time to that measured this time, and then the ratio was multiplied by the radius of the minimum circumcircle to gain radius of the concentric circle. The ring part between the two concentric circles represented new leaves and the rest old leaves. Color value of each channel (R, G, B, H, S, I, L, a and b) was calculated. Then four groups of comparison were designed (spectral value of the whole plant, spectral value of new leaves, ratio of the spectral values of new leaves and the whole plant, and ratio of spectral values of new leaves and old leaves). And in the end, predictions of the content of total iron were analyzed using the BP neural network modified with different methods. 【Result】(1) The segmentation algorithm proposed in this paper is better than the support vector machine in result, with pixel error ranging within 5%, and the errors of all RGB channels controlled within 3%. (2) The optimum content of total iron in sandalwood leaves varies between 250~300 mg·kg<sup>-1</sup>. When the content of total iron in leaves is less than the optimum value, the color value of Channel G increases while that of Channels R and B decrease with rising content of total iron. But when the content of total iron in leaves gets beyond the optimum value, the trend goes reversely, which indicates that being either too high or too low iron content would be a factor causing chlorosis in leaves. (3) Comparison shows that the prediction based on the ratio of spectral values of new leaves and old leaves is the best, while that based on the spectral value of the whole plant, the worst, which indicates that the method, proposed in this study, of comparing new and old leaves in spectral value is the most effective one, reflecting the content of total iron in the plant. And (4) In terms of efficiency and effectiveness, the four kinds of neural network models exhibits an order of GA-BPNN > PSO-BPNN > BPNN-Adaboost > BPNN, which indicates that optimization is better than the iteration, and that appropriate initial value and threshold value have more influence on prediction ability of the neural network models. 【Conclusion】All the findings of this research have a guiding significance for nutritional diagnosis of precious tree species in terms of micro-elements, and provide a new way of thinking for precision forestry.

**Key words** Total iron; Nutritional diagnosis; Image segmentation; Visible light spectrum; Optimization algorithm

(责任编辑：陈荣府)

# 乐安河—鄱阳湖段底泥微塑料的分布特征及其来源\*

周隆胤<sup>1</sup> 简敏菲<sup>1,2†</sup> 余厚平<sup>2</sup> 李文华<sup>1</sup> 刘淑丽<sup>1</sup>

(1 江西师范大学生命科学学院/江西省亚热带植物资源保护与利用重点实验室, 南昌 330022)

(2 江西师范大学鄱阳湖湿地与流域研究教育部重点实验室, 南昌 330022)

**摘 要** 微塑料(粒径<5 mm)作为一种新型污染物近年来正日益被国际社会普遍关注。以乐安河-鄱阳湖段为研究区,分别选择乐安河上游、乐安河支流(大坞河区)和乐安河中下游等3段不同典型区域,共设置9个采样点,调查并研究乐安河—鄱阳湖段沉积物中微塑料的丰度、组成比例及其来源。结果表明:乐安河-鄱阳湖段沉积物中微塑料的主要成分为碎片类(58.3%)、泡沫类(21.5%),薄膜类(13.8%)、纤维类(6.4%);各样点微塑料的平均丰度值为1 800 ind·kg<sup>-1</sup>,与其他区域的研究结果相比处于中等偏高的水平;乐安河3个典型区域微塑料的平均丰度值分别为上游区1 121 ind·kg<sup>-1</sup>,其支流大坞河区为2 871 ind·kg<sup>-1</sup>,下游区为1 366 ind·kg<sup>-1</sup>,表现为乐安河支流(大坞河)高于乐安河中下游高于乐安河上游。对乐安河流域微塑料的来源分析表明,乐安河流域微塑料的主要来源为采样地附近工业污染物的排放、流域附近城市生活中塑料垃圾的排放以及人类的渔业活动等等;对分离出来的微塑料进行扫描电镜分析发现微塑料表面粗糙、撕裂程度明显,存在不同程度的风化痕迹;能谱分析结果显示,微塑料表层有Si、Fe、Mg、O、Al、Ca等元素的不同物质形态存在,可能进一步加剧微塑料对环境及其生物的危害性。

**关键词** 鄱阳湖;乐安河;微塑料;丰度;粒径;表面形貌

**中图分类号** X703.1 **文献标识码** A

塑料工业的发展在给人类社会生产、生活带来便利的同时,也不断在产生大量的废旧塑料垃圾。20世纪50年代初以来,人类已经生产了 $8.3 \times 10^{10}$  t塑料,其中已有 $6.3 \times 10^{10}$  t塑料彻底成为废弃物<sup>[1-3]</sup>。这些废弃的塑料制品中,只有9%被回收,另有12%被焚烧处理,剩余79%的废弃塑料则深埋在垃圾填埋场或在自然环境中累积<sup>[4]</sup>。塑料在环境中不易被降解,经长期的光化学降解、热氧化和生物腐蚀等过程的反复作用,断裂成粒径较小的塑料

颗粒,当这些微小的塑料颗粒直径小于5 mm即可被定义为微塑料<sup>[5-7]</sup>。微塑料在环境中广泛存在,“十三五”计划已将海洋微塑料污染作为新型环境问题提出<sup>[8]</sup>。微塑料在生态环境中易被动物误食,如被鸟类、爬行动物和鱼类、水生动物等误食,Neves等<sup>[9]</sup>对26种市售鱼进行检测时发现,所有的鱼体内均存在微塑料,且有17种鱼体内不止含有一种微塑料;Cole等<sup>[10-11]</sup>的研究表明,浮游动物对微塑料的摄入可以明显改变浮游哲水蚤的

\* 国家自然科学基金项目(41461042, 31460147)、江西省自然科学基金项目(20171BAB214011)和江西省教育厅科技计划项目(GJJ60311)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 41461042, 31460147), Jiangxi Provincial Natural Science Foundation of China (20171BAB214011) and the Science and Technology Project of Jiangxi Provincial Education Department (No. GJJ60311)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: jianminfei0914@163.com

作者简介:周隆胤(1993—),男,江西省永新县人,硕士研究生,主要从事湿地生态与环境监测研究。E-mail: 18883879639@163.com

收稿日期:2018-03-01;收到修改稿日期:2018-04-27;优先数字出版日期(www.cnki.net):2018-06-28



取食能力,长期暴露于聚苯乙烯微塑料下,浮游哲水蚤的繁殖率会明显下降,但对其生存没有显著影响;Cauwenberghe等<sup>[12]</sup>对微塑料在贻贝和牡蛎体内存在的调查显示,微塑料存在于这两种贝类的软组织中。同时存在于环境中的微塑料会吸附重金属和有机物污染物,并通过洋流作用迁移扩散,影响污染物的全球分布<sup>[13]</sup>。微塑料已成为水体与土壤环境中的新型污染物,被称为水环境中的PM<sub>2.5</sub>。因此,准确量化微塑料在生态环境中的产生及其被生物同化后的潜在风险正日趋重要<sup>[14-15]</sup>。

近年来,国内外关于海洋微塑料污染的研究正日益增多。Zurcher<sup>[16]</sup>对香港自然海滩做了微塑料的种类、分布和生物毒物效应的研究;赵世焯<sup>[17]</sup>对长江河口和东海的海水中的悬浮微型塑料进行了定性和定量分析;周倩等<sup>[18]</sup>对中国山东的海滩和沿海海水中微塑料的数量、组成和来源等方面均做了相关调查研究。内陆河流与湖泊作为微塑料进入海洋的重要运输通道,其沉积物的微塑料污染亦不容忽视<sup>[19-21]</sup>。目前,关于内陆河流与湖泊沉积物中微塑料污染的研究仍相对较少,Zhao等<sup>[22]</sup>曾对椒江、瓯江和闽江河口水体的微塑料进行过定量分析;但关于鄱阳湖流域微塑料颗粒的具体分布、运移路径及其影响尚处于未知状态。本研究对乐安河—鄱阳湖段的底泥进行取样并监测,通过探究其底泥中微塑料污染的现状及其来源,以补充鄱阳湖流域微塑料污染方面的相关研究,为进一步研究内陆河流与湖泊的微塑料污染及其生态影响提供基础数据与资料。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

鄱阳湖是我国最大的淡水湖泊,湖区湿地面积约2 700 km<sup>2</sup>,是我国湿地生态系统中生物资源最丰富的地区,也是我国公布的首批国家重点湿地保护地之一<sup>[23]</sup>。乐安河是鄱阳湖五大水系之一饶河的主要支流,发源于婺源县东北部的五龙山脉西南麓,全长279 km,流域面积8 456 km<sup>2</sup><sup>[24]</sup>。乐安河上游以德兴市所在区域为主,主要流经沿岸居民区,附近居民区垃圾倾倒成了塑料污染的主要来源;汇入乐安河的主要支流有番溪水、安殷河、槎溪河、建节水、铁罗山水、泊水河和大坞河等,其

中,大坞河是乐安河的主要支流,流经亚洲最大的铜矿——德兴铜矿,全长14 km,近年来,由于矿产开采排出的污染物、附近居民区垃圾倾倒等人类活动的影响,大坞河已成为鄱阳湖典型湿地受污染极其严重的区域<sup>[25]</sup>。

### 1.2 样点设置与样品采集

2016年12月在乐安河—鄱阳湖段分乐安河上游区、乐安河支流大坞河区和乐安河下游区等3个主要区域、共设置9个典型样点采集实验样品,同时采用GPS定位,各样点分别为乐安河上游区的海口镇新桥弃渡口(S1)、曹门村(S2)、太白镇(S3);乐安河支流大坞河区的德兴铜矿生活区(S4)、洵洲镇德兴铜矿中学(S5)、铜矿生产区(S6);乐安河下游区的清家湾(S7)、胡家厂(S8)和龙口(S9)等,各样点位置如图1所示。在各采样点随机选取若干个50 cm×50 cm的正方形样方框,采集河口附近深度约为5 cm的沉积物,装入采样袋后运回实验室,置于避光处自然风干处理后备用。

### 1.3 沉积物中微塑料的分离装置

对于微塑料的分离,本实验采用周倩等<sup>[18]</sup>发明的连续浮选分离装置,对底泥样品进行连续分离浮选<sup>[26]</sup>,如图2所示。首先,将1 L饱和氯化钠溶液泵入到2 L的烧杯中,泵入后再向样品杯通入恒定的气流(流速约为1.62 L·min<sup>-1</sup>)使气体均匀扩散,气体扩散后加入1 kg样品(干重),然后再将5 L饱和氯化钠溶液以恒定的流量(约为1.0 L·min<sup>-1</sup>),持续泵入样品7中得悬浮液,使低密度物质随着溢流的悬浮液溢流到溢流收集杯6中;其次,采用磁力搅拌方式对溢流收集杯进行搅拌,使其中的混合液泵入到振动筛中进行湿法筛分,直至悬浮液充分溢流并湿法筛分至500目振动筛;最后,将溢流收集杯内混合液完全转移,更换浮选液为去离子水清洗液,用清洗液冲洗溢流收集杯,并同时清洗液泵入振动筛中洗去盐基,用玻璃皿收集振动筛中的残留物。

收集到的残留物中尚残留有部分有机质和泥土,需进一步浮选分离。先将残留物加入到饱和氯化钠盐溶液中除去泥土,静置过夜后收集上浮液。将收集好的上浮液也加入到消解液中,采用65%的HNO<sub>3</sub>和30%的H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>(体积比为1:3)混合液进行消解,直至消解液体变澄清。待溶液变澄清后加入超纯水,采用真空抽滤装置抽滤,收集抽滤后的滤膜(孔径为2 μm)。

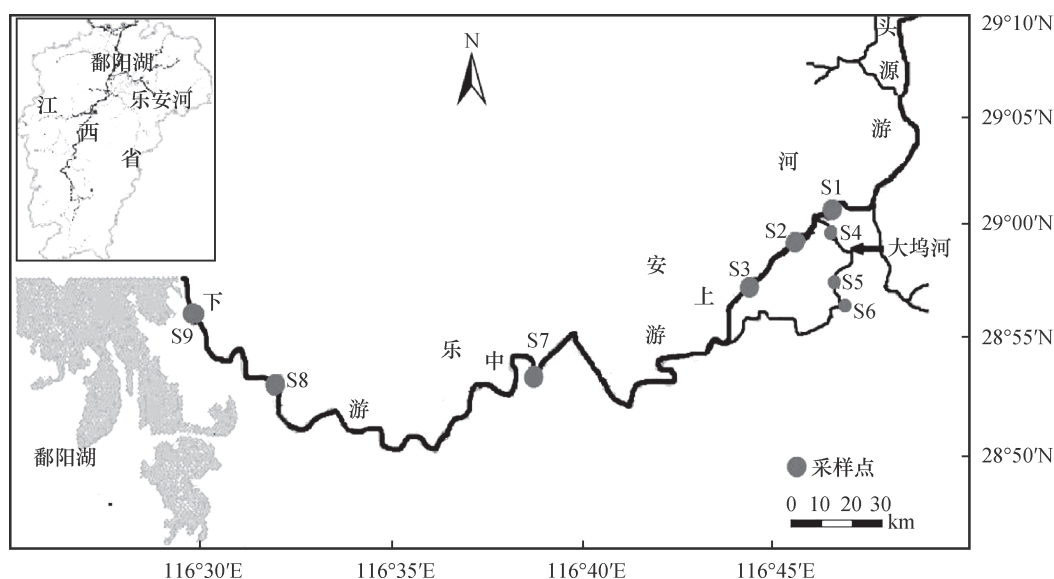
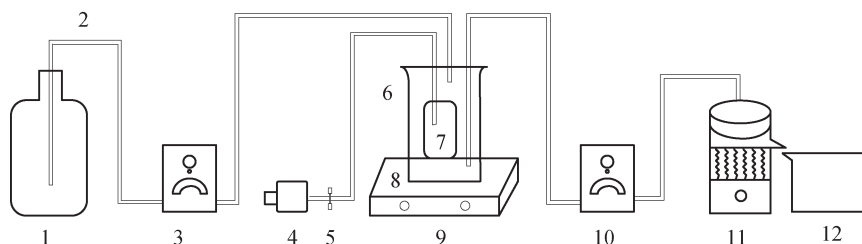


图1 研究区采样点位置图

Fig. 1 Location of the sampling sites in the study area



1. 溶液存储桶, 2. 玻璃管, 3. 蠕动泵, 4. 空气泵, 5. 气体流量计, 6. 溢流收集杯, 7. 样品杯, 8. 固定支架, 9. 磁力搅拌器, 10. 蠕动泵, 11. 振动筛, 12. 回收槽

图2 微塑料连续流动分离浮选装置示意图

Fig. 2 Schematic of the continuous flow separation flotation device for microplastics

#### 1.4 微塑料的鉴定与微观特征分析方法

**显微鉴定分析方法:** 将各类分离浮选得到的滤膜置于金相显微镜下 (上海精密仪器公司), 观察各类微塑料外观及形态等特征, 采用 Nano Measuer 1.2 软件计数, 粒径以微塑料最长一边的长度测量<sup>[18]</sup>。拍照时, 根据所拍摄样品的大小调节显微镜的倍数, 并记录下具体的倍数, 在固定的倍数下对样品的尺寸进行测量, 同时根据照片对样品的颜色和形状进行统计。

**电镜扫描-能谱分析方法:** 将分离好的微塑料颗粒从滤纸上转移至样品台表面固定的双面胶上, 对样品进行喷金处理, 采用扫描电镜 (S-3400N, 日本日立电子)-能谱仪, 放大倍数 5 倍~30 000 倍, 加速电压为 15 kV, 图像储存像素为 640 × 480, 获得微塑料的扫描电子显微镜图

像 (SEM) 及局部扫描电子显微镜图像 (SEM-EDS), 观察微塑料的形貌, 分析微塑料的表面形貌特征及表面附着物<sup>[27]</sup>。

**红外光谱分析方法:** 取各类型的微塑料, 与 60℃ 下真空干燥的 100 mg 溴化钾混合, 在玛瑙研钵中研磨, 压片, 置于红外光谱仪 (Nicolet 6700, 美国 Perkin Elmer 公司) 傅立叶变换红外光谱仪, 测定样品的红外光谱图 (扫描范围 400~4 000  $\text{cm}^{-1}$ , 扫描次数 32 次, 分辨率为 4  $\text{cm}^{-1}$ )<sup>[28]</sup>。

#### 1.5 数据处理

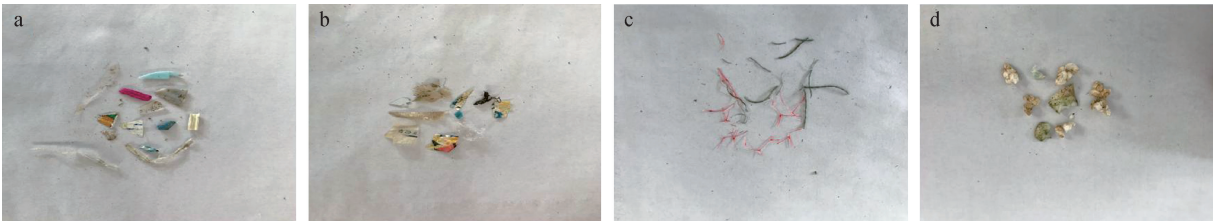
底泥沉积物中微塑料丰度使用 “ $\text{ind} \cdot \text{kg}^{-1}$  (干重沉积物)” 单位表示, 结果采用 Origin 9.0 软件进行绘图, 并采用 SPSS 20 软件分析显著性检验,  $P < 0.05$  表示差异具有显著性统计学意义。

2 结果与讨论

2.1 沉积物中微塑料类型及粒径分布

通过金相显微镜的鉴定分析发现研究区内存在的微塑料的类型主要有碎片类、薄膜类、纤维类和

发泡类等4类，显微摄像图片如图3。  
在所有调查样点中，碎片类微塑料所占比重最高，占总数的58.3%，其次是发泡类微塑料，比重为21.5%，薄膜类和纤维类分别占到13.8%和6.4%，4类不同微塑料的颜色和形状如表1所示。



a.碎片类Fragments；b.薄膜类Films；c.纤维类Fibers；d.发泡类Foams

图3 底泥沉积物中微塑料类型

Fig. 3 Types of microplastics in sediments

表1 沉积物样品中提取的微塑料类型、颜色、形状及其所占比例

| Table 1 Types, colors, and shapes of the microplastics in the soil sample and their ratio |             |             |                |
|---|-------------|-------------|----------------|
| 类型Type  | 颜色Color     | 形状Shape     | 所占比例Percentage |
| 碎片类Fragments  | 乳白色、蓝色、黄色等  | 有破损边缘的扁平形碎片 | 58.3%          |
| 发泡类Foams  | 白色          | 块状或圆形       | 21.5%          |
| 薄膜类Films  | 乳白色、红色、淡蓝色等 | 无固定形状的薄膜    | 13.8%          |
| 纤维类Fibers   | 蓝色、红色       | 曲卷状         | 6.4%           |

研究区域内微塑料粒径分布如图4，以直径小于 1 mm 的微塑料为主，占总数的62.4%，且随着微塑料粒径增大而微塑料数量减少的趋势，1~2 mm的微塑料占总数的18.7%，2~3 mm、3~4 mm和4~5 mm分别占8.7%、6.9%和3.3%，这种粒径及数量关系与山东沿海区域<sup>[18]</sup>、长江河口区<sup>[19]</sup>和新加坡红树林等区域的研究结果是一致的<sup>[29]</sup>。

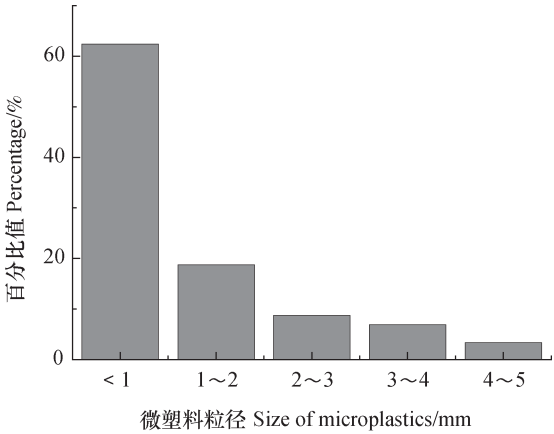


图4 研究区不同粒径微塑料百分比

Fig. 4 Percentage chart of microplastics different in particle size in study area

2.2 沉积物中微塑料丰度

分别对研究区鄱阳湖-乐安河段上述9个采样点的沉积物进行浮选分离后，统计得到研究区域内微塑料的平均丰度值为1 800 ind·kg<sup>-1</sup>，各样点的丰度值如图5所示，其中以德兴铜矿生活区（S4）微塑料丰度最高，平均丰度值为3 153 ind·kg<sup>-1</sup>，德兴中学（S5）和德兴铜矿生产区（S6）也是微塑料丰度较高的样点，丰度值分别为2 842 ind·kg<sup>-1</sup>和2 619 ind·kg<sup>-1</sup>，微塑料丰度最低的位点为乐安河上游的海口镇（S1），平均丰度值为842 ind·kg<sup>-1</sup>。同时，将9个样点按乐安河上游、乐安河支流（大陂河）、乐安河下游等3个区域进行统计分析，乐安河支流（大陂河）平均丰度值为2 871 ind·kg<sup>-1</sup>，乐安河下游平均丰度值为1 366 ind·kg<sup>-1</sup>，乐安河上游平均丰度值为1 121 ind·kg<sup>-1</sup>。3个区域微塑料平均丰度值由高到低依次为乐安河支流（大陂河）、乐安河下游、乐安河上游，乐安河支流（大陂河）的微塑料丰度值显著性明显高于乐安河下游和乐安河上游（*P* < 0.05）。存在差异的原因可能是，一

方面,由于大坞河处在铜矿生产与生活区,两岸人口稠密集中,周边的生活垃圾和工业垃圾排放量比乐安河上游和下游多,导致微塑料数量增加;另一方面,大坞河作为乐安河的支流,在矿山开采及地表水冲刷作用小,使得该区域容易聚集微塑

料<sup>[30]</sup>。乐安河下游的微塑料丰度值显著性明显高于乐安河上游( $P<0.05$ ),这可能是乐安河上游和大坞河水体的微塑料可以通过水动力交换的原因聚集到乐安河下游,导致该区域微塑料丰度值高于乐安河上游。

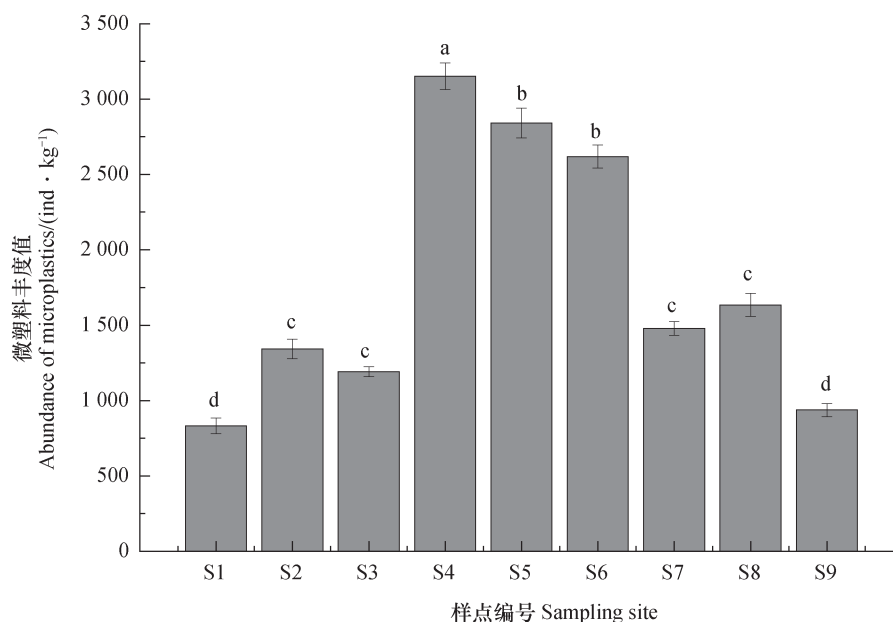


图5 各采样点微塑料丰度值

Fig. 5 Abundance of microplastics in each sampling site

### 2.3 不同样点微塑料组成及其来源

研究区内9个样点不同类型微塑料组成比例存在一致性和差异性(图6)。在9个样点中,碎片类微塑料所占比例均最高,呈现出一致性。其原因可能是,一方面,与碎片类塑料具有更强的脆化性有关,更易裂解成更小粒径的微塑料,周倩等<sup>[31]</sup>认为一个粒径为200 mm的塑料碎片可逐步碎裂成62 500个粒径0.8 mm的微塑料;另一方面,乐安河流域两岸除了生活塑料制品以外,还普遍存在防洪和堆坝所用的工程塑料编织袋及农业生产使用的化肥编织袋等,这类编织袋在环境中易老化,造成碎裂并粉化后进入到周围环境及水体中。在发泡类微塑料、薄膜类微塑料和纤维类微塑料所占比例中,9个样点出现差异性,例如在胡家厂(S8)样点中,碎片类微塑料所占比例在9个样点中最低,发泡类微塑料、薄膜类微塑料和纤维类微塑料相较于其他样点所占比例有所提高,这是因为采样点周围有渔船停靠,附近有渔民生活区,渔船船体发泡塑料浮子和渔线、渔民生活所用的塑料薄膜等生活

垃圾来源较多,导致胡家厂发泡类微塑料、薄膜类微塑料和纤维类微塑料有所提高。因此,环境中微塑料的组成比例与样地周边的生产生活方式密切相关。

### 2.4 微塑料的微观特征

傅里叶变换红外光谱仪能测出样品的化学键,而不同的化学键能产生特有的光谱,以碳为主体的聚合物能被检测出。傅里叶变换红外光谱仪有自带的谱库,不但可以确定样品是否为塑料,还能确定其聚合物类型。研究区内4种不同类型微塑料的红外光谱分析结果如图6,其中碎片类塑料通过红外光谱分析成分主要为聚乙烯(图7a);薄膜类微塑料的成分主要为聚丙烯(图7b);纤维类微塑料的红外光谱分析成分主要为聚乙烯(图7c);发泡类微塑料的成分则主要为聚苯乙烯(图7d)。将本研究所得红外光谱图与相对应聚合物成分的标准红外光谱图进行对比,发现二者的聚合物成分虽然均为同一物质,环境中微塑料的红外光谱波段区的峰要明显多于标准红外光谱图波段区的峰,这是因为环境中的



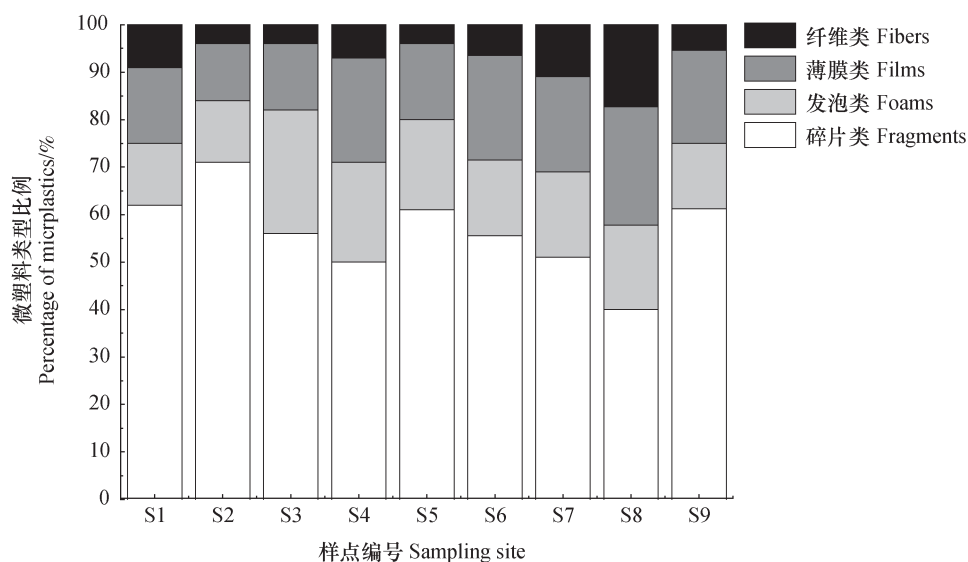
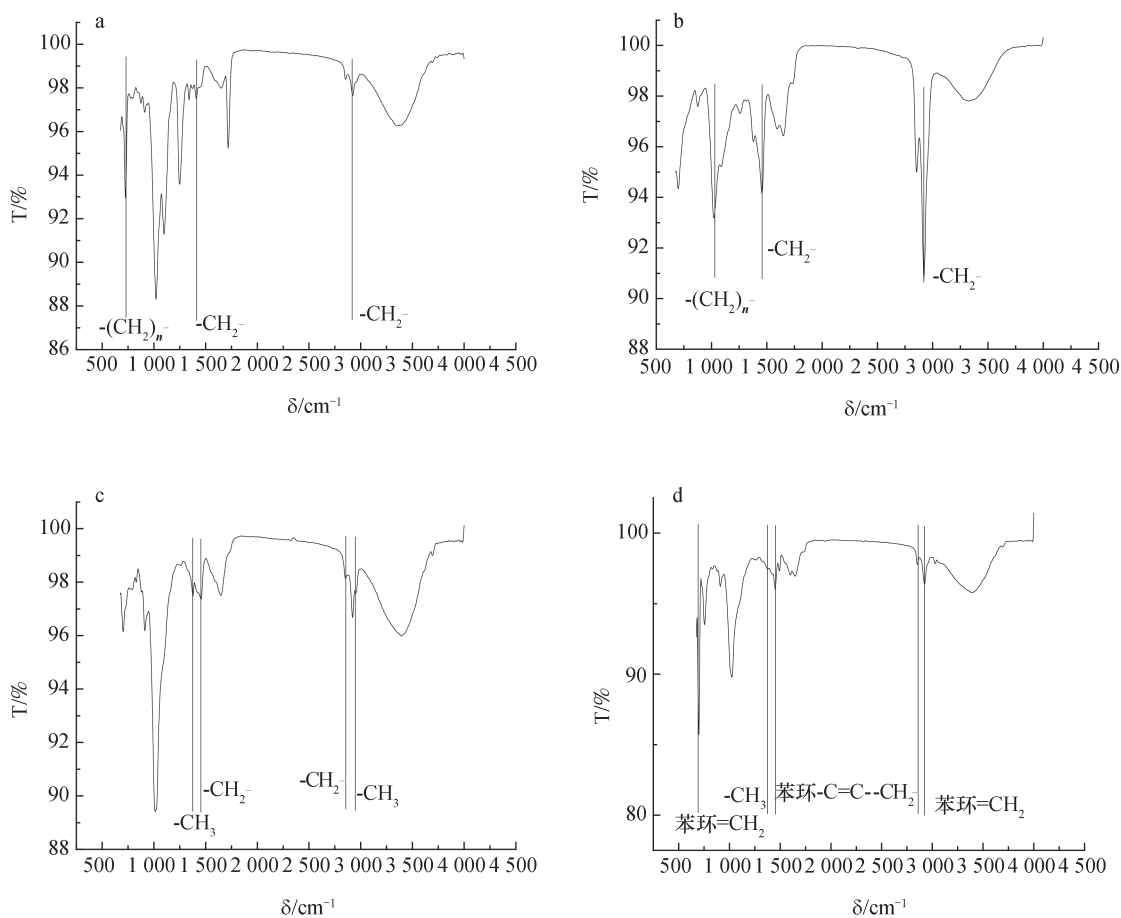


图6 研究区域内微塑料组成比例

Fig. 6 Composition of the microplastic in the research area



a. 碎片类Fragments; b. 薄膜类Films; c. 纤维类Fibers; d. 发泡类Foams

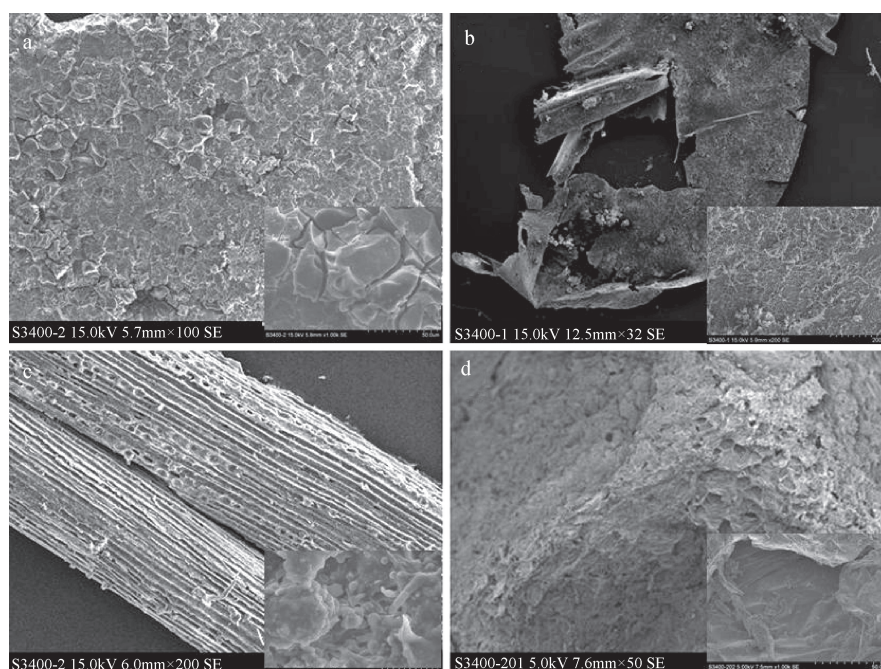
图7 沉积物中不同种类微塑料的红外光谱图

Fig. 7 FTIR spectrum of different microplastics samples in sediments

碎片类在该波段内的峰复杂,而标准谱图在该波段平整,几乎无明显的杂峰。

样品中微塑料具有复杂的表面形貌,并与其类型有关。图8中各小图均为对应微塑料的局部表面微观结构。显示碎片类微塑料沿着两端的风化痕迹较明显,棱角突出、边缘破损程度高(图8a);薄膜类微塑料边缘无固定形状且周边边缘破损明显(图8b);纤维类微塑料表面凹凸不平,风化痕迹明显且带有一定的分支(图8c);发泡类微塑料表面撕裂程度明显,带有明显的裂纹(图8d)。这4种微塑料类型均具有不同类型的微孔特征,碎片类微塑料纵向撕裂程度明显,其裂痕长度大于100  $\mu\text{m}$ ,宽度约为5  $\mu\text{m}$ ,裂纹深度结构复杂、粗

糙且凹凸不平。Corcoran等<sup>[32]</sup>认为微塑料表面的微观特征可用于鉴别微塑料表面的易氧化区,与线性裂纹平行的边缘具有优先氧化的特性;薄膜类微塑料和纤维类微塑料表面均嵌有丝状残体;发泡类微塑料表面隆起,有一定残体且具有孔隙,显著增加了微塑料的比表面积。总体而言,底泥环境中的微塑料样品具有表面粗糙、风化程度明显并附带一些残体等特点,这种变化会导致微塑料比表面积增大,从而增加对污染物和微生物的吸附能力。Dümichen等<sup>[28]</sup>和Zhu<sup>[33]</sup>的研究分别发现环境中微塑料的表面微生物类型和丰度与其表面粗糙程度等有关,如聚苯乙烯表面微生物群落较多,硅藻更易附着于具有粗糙表面的微塑料上。



a.碎片类Fragments; b.薄膜类Films; c.纤维类Fibers; d.发泡类Foams

图8 不同类型微塑料的扫描电镜图

Fig. 8 Scanning electron micrographs (SEM) images of the microplastics

环境中微塑料因风化产生的这些多孔表面特性,会使其表面镶嵌或粘附一些外来物质,如土壤颗粒、有机物质、微生物和无脊椎动物等等<sup>[34]</sup>,使得微塑料表面变得更为复杂。本研究通过EDS能谱对微塑料表面的元素组成进行分析,证实微塑料表面确实粘附了一些外来物质,结果如图9。图中显示,在微塑料表层有Si、Fe、Mg、O、Al、Ca等元素,其中Si

元素主要以氧化物( $\text{SiO}_2$ )的形态存在,这表明微塑料的表面附着一些黏土物质,而Fe、Mg和Al等金属元素均以氧化物的形态存在,其中铁氧化物在环境中以针铁矿、水铁矿、赤铁矿及无定形铁等多种形态存在。由此可见,环境中微塑料表面附着物普遍存在且种类多样化,这些附着物以塑料或微塑料为载体在环境中迁移,危及生态系统健康。

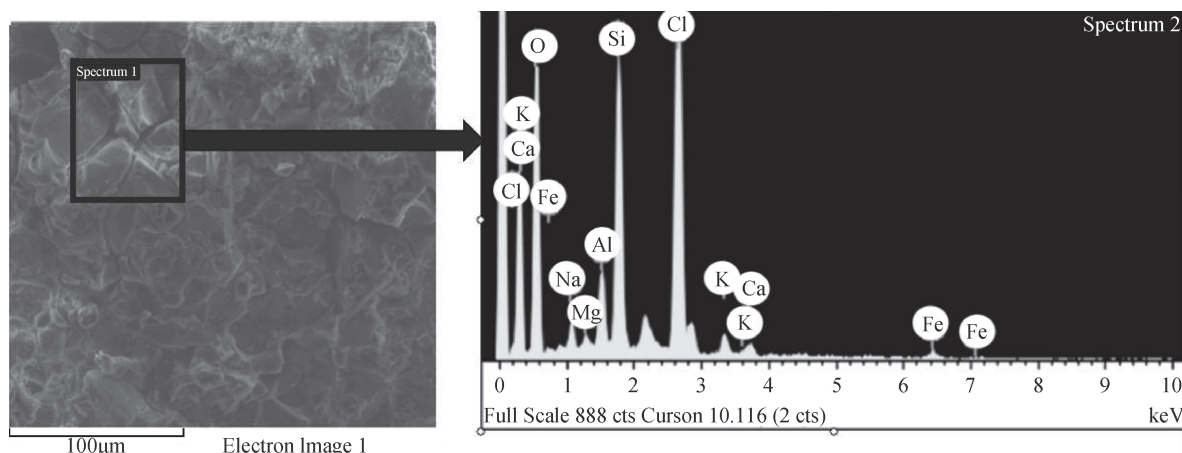


图9 微塑料局部SEM-EDS图

Fig. 9 SEM-EDS images of the microplastics

### 3 结 论

乐安河-鄱阳湖段湿地底泥沉积物中主要有4种不同类型的微塑料,分别为碎片类、发泡类、薄膜类和纤维类,微塑料平均丰度为 $1\,800\text{ ind}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,与其他区域的微塑料丰度值相比,乐安河-鄱阳湖段的微塑料丰度呈中等偏上水平。其中碎片类微塑料的丰度值最高,约占总数的58.3%,其次为泡沫类微塑料,占总数的21.5%,而发泡类和纤维类微塑料分别占13.8%和6.4%。区内微塑料的粒径以小于1 mm的微塑料为主,占总数的62.4%,且随着微塑料粒径的增大,微塑料的数量呈递减趋势。微塑料主要来源于附近工业污染物排放、附近城市的生活塑料垃圾排放以及渔业活动。底泥样品中分离出来的微塑料表面存在不同程度的风化痕迹,表面粗糙、撕裂程度明显、且突起一些微塑料残体,这些特性导致微塑料的比表面积增大,增加了微塑料对有机污染物、重金属离子和微生物的吸附能力,能谱分析发现在微塑料表层有Si、Fe、Mg、O、Al、Ca等元素的不同物质形态存在,进一步加剧微塑料对环境及生物的危害性。

### 参 考 文 献

- [ 1 ] Derraik J G. The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, 44 ( 9 ) : 842—852
- [ 2 ] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 2004, 304

( 5672 ) : 838

- [ 3 ] 赵淑江,王海雁,刘健.微塑料污染对海洋环境的影响. *海洋科学*, 2009, 33 ( 3 ) : 84—86  
Zhao S J, Wang H Y, Liu J. Influence of microplastics pollution on marine environment ( In Chinese ). *Marine Sciences*, 2009, 33 ( 3 ) : 84—86
- [ 4 ] Holmes L A, Turner A, Thompson R C. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution*, 2009, 160 ( 1 ) : 42—48
- [ 5 ] Moore C J. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 2008, 108 ( 2 ) : 131—139
- [ 6 ] Zhou P, Huang C, Fang H, et al. The abundance, composition and sources of marine debris in coastal seawaters or beaches around the northern South China Sea ( China ). *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62 ( 9 ) : 1998—2007
- [ 7 ] Cózar A, Echevarría F, Gonzálezgordillo J I, et al. Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2014, 111 ( 28 ) : 10239—10244
- [ 8 ] 胡卫.微塑料渗入生态系统危及健康. *橡塑技术与装备*, 2017 ( 8 ) : 67—68  
Hu W. Microplastics infiltration into the ecosystem and endanger health ( In Chinese ). *China Rubber/Plastics Technology and Equipment*, 2017 ( 8 ) : 67—68
- [ 9 ] Neves D, Sobral P, Ferreira J L, et al. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 101 ( 1 ) : 119—126
- [ 10 ] Cole M, Lindeque P K, Fileman E, et al. Microplastics alter the properties and sinking rates of

- zooplankton faecal pellets. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50 ( 6 ) : 3239—3246
- [ 11 ] Cole M, Lindeque P, Halsband C, et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62 ( 12 ) : 2588—2597
- [ 12 ] Cauwenberghe L V, Claessens M, Vandegehuchte M B, et al. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environmental Pollution*, 2015, 199: 10—17
- [ 13 ] 龙邹霞, 余兴光, 金翔龙, 等. 海洋微塑料污染研究进展和问题. *应用海洋学学报*, 2017 ( 4 ) : 586—596  
Long Z X, Yu X G, Jin X L, et al. Progress in marine microplastics pollution research ( In Chinese ). *Journal of Applied Oceanography*, 2017 ( 4 ) : 586—596
- [ 14 ] Fendall L S, Sewell M A. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, 58 ( 8 ) : 1225—1228
- [ 15 ] Fossi M C, Panti C, Guerranti C, et al. Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin*, 2012, 64 ( 11 ) : 2374—2379
- [ 16 ] Zurcher N A. Small plastic debris on beaches in Hong Kong: An initial investigation. Hong Kong: The University of Hong Kong, 2009
- [ 17 ] 赵世烨. 中国部分河口微塑料的赋存特征及海洋雪中微塑料分析方法研究. 上海: 华东师范大学, 2017  
Zhao S Y. Microplastics contamination of some key estaries in China and the approach for analyzing microplastic in marine snow ( In Chinese ). Shanghai: East China Normal University, 2017
- [ 18 ] 周倩, 章海波, 李远, 等. 海岸环境中微塑料污染及其生态效应研究进展. *科学通报*, 2015, 60 ( 33 ) : 3210—3220  
Zhou Q, Zhang H B, Li Y, et al. Progress on microplastics pollution and its ecological effects in the coastal environment ( In Chinese ). *Chinese Science Bulletin*, 2015, 60 ( 33 ) : 3210—3220
- [ 19 ] Oliveira M, Ribeiro A, Hylland K, et al. Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles ( 0+ group ) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Ecological Indicators*, 2013, 34 ( 11 ) : 641—647
- [ 20 ] Zhao S, Zhu L, Teng W, et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 86 ( 1/2 ) : 562—568
- [ 21 ] Qiu Q, Peng J, Yu X, et al. Occurrence of microplastics in the coastal marine environment: First observation on sediment of China. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 98 ( 2 ) : 274—280
- [ 22 ] Zhao S Y, Zhu L X, Li D J. Microplastic in three urban estuaries, China. *Environmental Pollution*, 2015, 206: 597—604
- [ 23 ] 董磊, 徐力刚, 许加星, 等. 鄱阳湖典型洲滩湿地土壤环境因子对植被分布影响研究. *土壤学报*, 2014, 51 ( 3 ) : 618—626  
Dong L, Xu L G, Xu J X, et al. Effects of soil environmental factors on vegetation distribution in shoaly wetlands typical to Poyang Lake ( In Chinese ). *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51 ( 3 ) : 618—626
- [ 24 ] 简敏菲, 李玲玉, 徐鹏飞, 等. 鄱阳湖-乐安河湿地水土环境中重金属污染的时空分布特征. *环境科学*, 2014, 35 ( 5 ) : 1759—1765  
Jian M F, Li L Y, Xu P F, et al. Spatiotemporal variation characteristics of heavy metals pollution in the water, soil and sediments environment of the Lean River -Poyang Lake wetland ( In Chinese ). *Environmental Science*, 2014, 35 ( 5 ) : 1759—1765
- [ 25 ] 陈怀满, 郑春荣, 周东美, 等. 德兴铜矿尾矿库植被重建后的土壤肥力状况和重金属污染初探. *土壤学报*, 2005, 42 ( 1 ) : 29—36  
Chen H M, Zheng C R, Zhou D M, et al. Changes in soil fertility and extractable heavy metals in Dexing Copper mine pool after revegetation ( In Chinese ). *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42 ( 1 ) : 29—36
- [ 26 ] 简敏菲, 周隆胤, 余厚平, 等. 鄱阳湖-饶河入湖段湿地底泥中微塑料的分离及其表面形貌特征. *环境科学学报*, 2018, 38 ( 2 ) : 579—586  
Jian M F, Zhou L Y, Yu H P, et al. Separation and microscopic study of microplastics from the sediments of the wetland in the estuary of Raohe River of Poyang Lake ( In Chinese ). *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38 ( 2 ) : 579—586
- [ 27 ] Collard F, Gilbert B, Eppe G, et al. Detection of anthropogenic particles in fish stomachs: An isolation method adapted to identification by Raman spectroscopy. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2015, 69 ( 3 ) : 331—339
- [ 28 ] Dümichen E, Barthel A K, Braun U, et al. Analysis of polyethylene microplastics in environmental



- samples, using a thermal decomposition method. *Water Research*, 2015, 85: 451—457
- [ 29 ] Eriksen M, Mason S, Wilson S, et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 77 ( 1/2 ) : 177—182
- [ 30 ] Nor N H, Obbard J P. Microplastics in Singapore' s coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 79 ( 1-2 ) : 278—283
- [ 31 ] 周倩, 章海波, 周阳, 等. 滨海潮滩土壤中微塑料的分离及其表面微观特征. *科学通报*, 2016, 61 ( 14 ) : 1604-1611
- Zhou Q, Zhang H B, Zhou Y, et al. Separation of microplastics from a coastal soil and their surface microscopic features ( in Chinese ) . *Chinese Science Bulletin*, 2016, 61 ( 14 ) : 1604—1611
- [ 32 ] Corcoran P L, Biesinger M C, Grifi M. Plastics and beaches: a degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, 58 ( 1 ) : 80—84
- [ 33 ] Zhu X. 2015. Optimization of elutriation device for filtration of microplastic particles from sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 92 ( 1-2 ) : 69—72
- [ 34 ] Free C M, Jensen O P, Mason S A, et al. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 85 ( 1 ) : 156—163

## Distribution of Microplastics and Its Source in the Sediments of the Le' an River in Poyang Lake

ZHOU Longyin<sup>1</sup> JIAN Minfei<sup>1,2†</sup> YU Houping<sup>2</sup> LI Wenhua<sup>1</sup> LIU Shuli<sup>1</sup>

( 1 College of Life Science, Jiangxi Provincial Key Lab of Protection and Utilization of Subtropical Plant Resources, Jiangxi Normal University, Nanchang 330022, China )

( 2 Key Laboratory of Poyang Lake Wetland and Watershed Research ( Ministry of Education ) , Jiangxi Normal University, Nanchang 330022, China )

**Abstract** 【 Objective 】 Microplastics (< 5 mm in particle size) in the environment as a new type of pollutant have become a widely concerned issue in recent years. Microplastics may pose certain risks to marine ecosystems because they are very small in particle size, high in abundance, and ubiquitous in distribution and hence readily ingested by marine organisms, such as fish, shellfish, etc. and to wetland ecological environments, too. Recent years have witnessed rapid growth of the number of research reports about microplastics pollution the world over, but just initiation in China. In this study, the Le' an River Section of the Poyang Lake, a tract of wetland, was defined as its research site and samples of sediments were collected from the wetland for analysis of content of microplastics so as to explore distribution and sources of the microplastics in the region, and provide some scientific data for studies of microplastic pollution in inland lake and river wetlands. 【 Method 】 This study combined field surveys and sampling for indoor analysis methods. Samples of sediments were collected from the nine sampling sites distributed in three typical sections of the region, that is, the upper-stream of the Le' an River, the tributary (the Dawu River) of the Le' an River and the mid- and down-streams of the river, for microscopic, SEM-EDS and FTIR analyses. Abundance, surface morphology, composition and source of the microplastics in the sediments was determined. 【 Result 】 Results show that the microplastics in the surface sediments of the region were composed mainly of those in the shape of fragment (58.3%), fiber (21.5%), films (13.8%) and foam (6.4%). The average of the 9 sampling sites in abundance of microplastics was 1 800 ind·kg<sup>-1</sup>, which tended to be on the high side as compared with the findings of the researches in other areas. The average of the upstream of the Le' an River, the tributary River (Dawu River) and the downstream of the Le' an River, was 1 121 ind·kg<sup>-1</sup>, 2 871 ind·kg<sup>-1</sup> and 1 366 ind·kg<sup>-1</sup>, respectively, forming an order of tributary

> upper-stream > mid- and lower-streams. Source analysis of the microplastics reveals that industrial pollutants discharged from industries in the neighborhood, and plastic wastes discarded from cities and towns alongside the river and fishery activities were the major sources; SEM-EDS analysis shows that the microplastics were weathered to a varying degree with rough surface and apparent tears; And energy spectrum analysis demonstrates that onto the surface of the microplastics adsorbed were substances and elements, such as Si, Fe, Mg, O, Al, Ca, etc., which aggravated hazardness of the microplastics to the environment and the organisms therein. 【 Conclusion 】 There are 4 kinds of microplastics in the sediments of the Le' an River and the Poyang Lake, in terms of morphology, that is, are fragments, foams, films and fibers. The average abundance of microplastics in the region is  $1\ 800\ \text{ind}\cdot\text{kg}^{-1}$ , which is sorted to be moderate tending to be on the high side, compared with that of other regions similar in environment. The microplastics come mainly from nearby industries, residential settlements and fishery activities. The microplastics appear to be weathered to a varying degree with rough surface and obvious tears and gibbosities, which lead to expansion of their specific surface areas, and enhancement of their adsorption capacities for organic pollutants, heavy metal ions and microbes, thus aggravating their hazardness to the environment and organisms therein.

**Key words** Poyang Lake; Le' an River; Microplastics; Abundance; Particle size; Surface morphology

( 责任编辑: 卢 萍 )

# 基于灰色关联-结构方程模型的土壤酸化驱动因子研究\*

周碧青<sup>1, 2</sup> 邱龙霞<sup>1, 2</sup> 张黎明<sup>1, 2</sup> 张 秀<sup>1</sup> 陈成榕<sup>3</sup> 邢世和<sup>1, 2, 3†</sup>

(1 福建农林大学资源与环境学院, 福州 350002)

(2 土壤生态系统健康与调控福建省高校重点实验室, 福州 350002)

(3 School of Environment and Nature Science, Griffith University, Nathan 4111, Australia)

**摘 要** 准确揭示区域耕地土壤酸化的关键驱动因素对于耕地土壤酸化调控和质量提升具有重要意义。以福建省为研究区域, 在利用1:5万省域耕地土壤类型空间数据库、1982年36 777个和2016年56 445个耕地表层调查样点土壤属性数据以及气象站点相关气候要素、酸雨监测点降水pH和化肥施用量等数据建立省域耕地土壤酸化及其可能影响因素空间数据库基础上, 借助灰色斜率关联和结构方程分析模型, 深入探讨1982—2016年间福建省耕地土壤酸化的关键驱动因素。灰色斜率关联分析结果表明, 年均单位面积施肥量、土壤阳离子交换量(CEC)、土壤黏粒、年均降水量、降水年均pH和土壤有机质等6个因子是福建省耕地土壤酸化的主要驱动因素; 结构方程模型分析进一步阐明大量施用化肥、多雨气候条件以及酸雨是加速福建省耕地土壤酸化的关键驱动因素。合理优化施肥结构实现科学减量施用化肥和严控工业酸性废气排放控制酸雨形成是减缓福建省耕地土壤酸化的必要途径。

**关键词** GIS; 耕地; 土壤酸化; 驱动因素; 影响路径; 影响效应

**中图分类号** S153.4 **文献标识码** A

土壤酸碱性是反映耕地质量的重要指标之一, 不同植物生长发育适宜的土壤酸碱性不同, 如棉花、甘蓝、大麦、玉米、小麦等作物适宜在中性至微碱性土壤环境下生长; 水稻、油菜、紫云英、花生等适宜偏酸性土壤环境生长; 而烟草、马铃薯等则适宜在酸性土壤环境下生长<sup>[1]</sup>。土壤酸化是耕地质量退化的一个重要方面, 其实质是自然和人为因素共同作用导致土壤中盐基离子减少,  $H^+$ 和 $Al^{3+}$ 增加, 土壤盐基饱和度下降, 氢饱和度增加的过程<sup>[2]</sup>。土壤酸化打破了原有的土壤生态平衡, 导致土壤理化和生化性质改变, 结构性变差, 微生物数量下降, 矿质养分失衡, 重金属等有毒元素活化, 土壤肥力降低, 进而对作物生长、品质和产

量产生不良影响<sup>[3-4]</sup>, 揭示区域耕地土壤酸化的主要驱动因素, 对于科学阻控区域耕地土壤酸化、提升区域耕地质量具有十分重要的理论和现实意义。土壤酸化及其防控已成为国内外广泛关注的研究热点, 国内外至今针对区域土壤pH变化与空间分异等方面的研究报道很多且较为深入<sup>[5-10]</sup>, 而有关土壤酸化影响因素的研究则主要采用常规统计分析或线性相关分析探讨单一因子与土壤酸化的关系<sup>[11-15]</sup>, 然而区域土壤酸化是诸多外在因素(如降水、施肥、酸雨等)和内在因素(如有机质、质地、阳离子交换量等)综合作用的结果, 不同因素对土壤酸化的影响路径和影响程度均各异, 因此现有的相关研究无法清晰地揭示区域土壤酸化的多因

\* 国家农业农村部耕地质量监测与评价项目(2016FK0016)资助 Supported by the Project of Cropland Quality Monitoring and Evaluation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs of People's Republic of China (No. 2016FK0016)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: fafuxsh@126.com

作者简介: 周碧青(1963—), 女, 福建莆田人, 正高级实验师, 主要从事土壤环境监测评价与持续利用研究。E-mail: 1963zbq@163.com

收稿日期: 2017-12-12; 收到修改稿日期: 2018-01-31; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2018-04-11

素综合影响,也无法阐明区域土壤酸化影响因素的主次关系和影响程度。为此,本研究以福建省为研究区域,在利用1:5万省域耕地土壤类型空间数据库、1982年36 777个和2016年56 445个耕地表层(0~20 cm)调查样点土壤属性数据以及气象站点相关气候要素、酸雨监测点降水pH和化肥施用量等数据建立省域耕地土壤酸化及其可能影响因素空间数据库的基础上,以1982—2016年酸化耕地土壤pH变化量为母序列,以土壤酸化的可能影响因素为子序列,借助灰色斜率关联和结构方程分析模型,深入探讨1982—2016年间福建省耕地土壤酸化的关键驱动因素及其影响程度大小,旨在为区域耕地土壤酸化调控和土壤培肥保育提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

福建省地处我国东南沿海,介于 $23^{\circ} 33' \sim 28^{\circ} 20' \text{ N}$ ,  $115^{\circ} 50' \sim 120^{\circ} 40' \text{ E}$ ;属亚热带海洋性季风气候,年均气温 $14.6 \sim 21.3^{\circ}\text{C}$ ,大于等于 $10^{\circ}\text{C}$ 年活动积温 $5\,000 \sim 7\,800^{\circ}\text{C}$ ,年均降水量 $1\,037 \sim 2\,051 \text{ mm}$ ;境内地形地貌复杂多样,以丘陵山地为主,平原、盆地兼之,水热条件垂直分异明显<sup>[16]</sup>。2016年全省耕地总面积 $13\,363 \text{ km}^2$ ,其

中水田、旱地和水浇地面积分别占83.00%、13.77%和3.23%,水田主要分布于宁德、福州、南平、三明、漳州和龙岩市,合计占水田总面积的85.98%;旱地主要分布于宁德、福州、莆田、泉州和漳州市,合计占旱地总面积的76.03%;水浇地主要分布于福州、莆田、泉州、厦门和漳州市,合计占水浇地总面积的88.15%。全省耕地土壤共分为9个土类(水稻土、滨海盐土、潮土、红壤、赤红壤、黄壤、风沙土、石灰土和紫色土)、15个亚类、31个土属和81个土种<sup>[16]</sup>。

### 1.2 数据来源

从省农业厅、国土厅、环保厅、统计局和气象站等部门收集研究所需的福建省耕地、土壤等相关空间属性数据库及施肥量资料,包括:(1)2016年耕地利用-土壤类型数据库;(2)数字高程模型数据库(DEM);(3)各县(市、区)1982年36 777个和2016年56 445个耕地表层土壤调查样点数据库(图1a、图1b);(4)气象站点1982—2016年均温度和降水量数据库;(5)环境监测点1996—2016降水年均pH数据库;(6)各县(市、区)1982—2016年农作物年均单位面积施肥量数据资料。上述数据库资料比例尺均为1:5万、高斯-克吕格投影系、西安80坐标系和1956年黄海高程系。

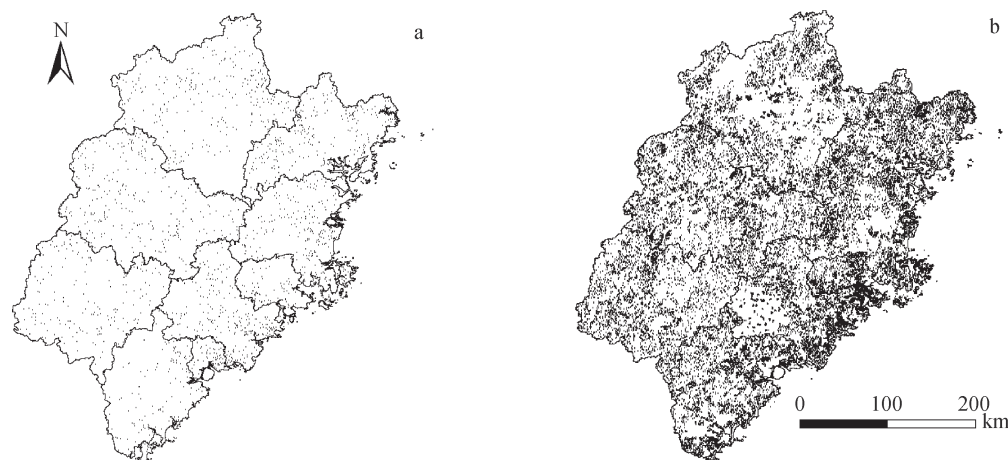


图1 研究区1982年(a)和2016年(b)耕地土壤调查样点分布图

Fig. 1 Distribution of sampling sites in the 1982 (a) and 2016 (b) surveys of cropland soils in Fujian Province

### 1.3 方法步骤

根据土壤酸化理论,初选福建省耕地土壤酸化可能影响因素包括年均温度、年均降水量、海拔、坡度、有机质、CEC、碱解氮、有效磷、砂

粒、粉粒、黏粒、降水年均pH和年均单位面积施肥量等。利用上述收集的相关数据库等资料,借助ArcGIS软件,采用普通克里格插值法<sup>[17]</sup>进行土壤pH、有机质、CEC、碱解氮、有效磷、砂粒、



粉粒、黏粒和年均降水pH空间属性数据的点面推算，采用三维趋势面分析结合反距离权重插值残差订正法<sup>[18]</sup>进行年均温度和年均降水量空间属性数据的点面推算，分别生成福建省1982年和2016年土壤pH以及相关属性2 mm×2 mm栅格数据库，采用数字高程模型（Digital Elevation Model，DEM）数据库生成福建省海拔和坡度2 mm×2 mm

栅格数据库。以2016年福建省耕地土种类型矢量图层分别掩膜上述属性栅格数据图层，并采用面积加权平均法分别计算并建立福建省耕地土壤酸化可能影响因素空间属性数据库，采用人机对话赋值法建立福建省耕地单元年均单位面积施肥量空间属性数据库。研究区耕地土壤pH及相关属性数据变化范围见表1。

表1 研究区耕地土壤pH及相关属性数据

| Table 1 Data of pH and relative properties of cropland soil in Fujian Province |                   |   |   |                                   |                                  |   |              |
|--|-------------------|---|---|-----------------------------------|----------------------------------|---|--------------|
| 2016 年pH   | 1982年pH           | 碱解氮 AN <sup>①</sup> /<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 有效磷 AP <sup>②</sup> /<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 有机质 OM /<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) | CEC<br>(cmol· kg <sup>-1</sup> ) | 砂粒 Sand<br>/%   | 粉粒 Silt /%   |
| 3.04 ~ 8.42  | 3.09 ~ 8.59       | 7 ~ 608   | 3 ~ 449   | 1.81 ~ 60.10                      | 4.78 ~ 27.36                     | 0.20 ~ 99.88  | 0.12 ~ 79.86 |
| 黏粒 Clay /%   | 海拔<br>Altitude /m | 坡度 Gradient /°                                  | 年均温度<br>AMT <sup>③</sup> /°C                    | 年均降水量<br>AMP <sup>④</sup> /mm     | 降水年均pH<br>AMRPH <sup>⑤</sup>     | 年均单位面积施肥量<br>AMFAR <sup>⑥</sup> /(kg·hm <sup>-2</sup> ) |              |
| 0.00 ~ 64.82   | 10 ~ 1 418        | 0 ~ 36  | 11.6~21.3                                       | 1 037~2 051                       | 4.17 ~ 6.97                      | 258 ~ 1 980   |              |

① AN: Alkalyzable nitrogen, ②AP: Available phosphrous, ③AMT: Annual mean temperature, ④AMP: Annual mean precipitation, ⑤AMRPH: Annaul mean pH of rainfall, ⑥AMFAR: Annaul mean fertilizer application rate per hectare

借助ArcGIS软件，将上述建立的2016年和1982年福建省耕地土壤pH矢量数据图层进行减法运算，生成各评价单元pH变化量（ $\Delta$ pH）空间数据图层，将2016年土壤pH<6.5且 $\Delta$ pH<0的耕地土壤归为酸化土壤，建立1982—2016年福建省耕地土壤酸化空间数据库。在利用灰色斜率关联分析模型（Grey Slope Correlation Model，GSCM）确定耕地土壤酸化主要驱动因素的基础上，借助结构方程分析模型（Structural Equation Model，SEM）探讨福建省耕地土壤酸化主要驱动因素的影响路径和影响程度。

GSCM以关联度系数为衡量指标评判因素之间关系的密切程度，关联系数越高表明两者之间关系越密切<sup>[19]</sup>。借助ArcGIS软件，从福建省1982—2016年耕地土壤酸化及其可能影响因素空间数据库中分别导出各酸化耕地土壤单元的 $\Delta$ pH及其相应单元的可能影响因素值，分别建立母序列和子序列数列。将母序列和子序列数据导入DPS V15.10软件中，借助GSCM分析模块计算酸化耕地土壤 $\Delta$ pH与可能影响因素的关联度系数，根据关联系数高低确定研究区耕地土壤酸化的主要驱动因素。

SEM有效地整合了因子分析、回归分析、路径分析等多种方法，通过假设影响路径，对复杂数据进行有效处理，进而揭示其因果关系<sup>[20]</sup>。在

进行SEM拟合分析之前，必须验证供试耕地土壤 $\Delta$ pH及其主要驱动因素数据的可信度<sup>[21]</sup>，本研究借助Spss22.0软件的信度分析模块，对耕地土壤 $\Delta$ pH母序列与主要驱动因子序列数据进行信度分析，结果表明这些数据的信度值为0.783，大于信度理想值标准（0.700）<sup>[19]</sup>，表明这些供试数据具有较好的一致性，可以直接采用SEM进行拟合分析。根据土壤酸化理论，可以假设年均单位面积施肥量、CEC、黏粒、年均降水量、降水年均pH、有机质等主要驱动因素对耕地土壤酸化影响包括以下路径：（1）CEC、降水年均pH、年均单位面积施肥量、黏粒、年均降水量、有机质对土壤 $\Delta$ pH有直接影响；（2）年均降水量通过影响土壤CEC、有机质、黏粒和年均降水pH而间接影响土壤 $\Delta$ pH；（3）黏粒通过影响土壤CEC和有机质而间接影响土壤 $\Delta$ pH；（4）有机质通过影响土壤CEC而间接影响土壤 $\Delta$ pH；（5）降水年均pH通过影响土壤有机质、CEC和黏粒而间接影响土壤 $\Delta$ pH；（6）年均单位面积施肥量通过影响土壤有机质、CEC、黏粒和降水年均pH而间接影响土壤 $\Delta$ pH。根据上述假设的6个影响路径，建立研究区耕地土壤酸化主要驱动因素平衡关系的初始模型，借助Amos21.0的SEM模块进行拟合分析，获得耕地土壤酸化主要驱动因素的标准化修正模型以

及各显变量之间的影响路径及其效应，分析探讨福建省耕地土壤酸化主要驱动因素的影响路径与影响程度。

2 结 果

2.1 耕地土壤酸化与空间差异性

研究结果表明（表2），1982—2016年的34年间，福建省耕地土壤pH平均降幅达0.34个单位，其中pH降低0~0.3、0.3~1和大于等于1个单位的耕地土壤分别占耕地总面积的33.45%、31.79%和

5.43%；全省强酸性、酸性耕地土壤面积分别增加4.26%和2.00%，微酸性和中性耕地土壤面积分别减少5.46%和1.48%；全省有75.30%的中性耕地土壤转为微酸性、酸性和强酸性，55.72%的微酸性耕地土壤转为酸性和强酸性；耕地土壤pH降幅均值高于全省平均水平的有福州、龙岩、莆田、泉州和厦门市，酸化耕地面积较大的地级市包括福州、龙岩、南平、宁德、泉州和漳州市，合计占全省酸化耕地总面积的84.70%。可见，1982—2016年福建省有70.67%的耕地土壤发生不同程度酸化，且土壤酸化的区域差异较为明显。

表2 1982—2016年福建省耕地土壤ΔpH均值和酸化面积

| Table 2 Mean of ΔpH of cropland soil and area of soil acidification in Fujian Province during 1982 and 2016 |                  |   |                           |                  |   |
|---|------------------|---|---------------------------|------------------|---|
| 行政区 Administrative region   | pH变化量均值 Mean ΔpH | 酸化面积Acidification areas/10 <sup>3</sup> hm <sup>2</sup> | 行政区 Administrative region | pH变化量均值 Mean ΔpH | 酸化面积Acidification areas/10 <sup>3</sup> hm <sup>2</sup> |
| 福州 Fuzhou   | -0.49            | 14.06   | 泉州 Quanzhou               | -0.38            | 10.13   |
| 龙岩 Longyan  | -0.53            | 14.62   | 三明 Sanming                | -0.10            | 8.77  |
| 南平 Nanping  | -0.30            | 19.28   | 厦门 Xiamen                 | -0.58            | 1.18  |
| 宁德 Ningde   | -0.21            | 10.04   | 漳州 Zhangzhou              | -0.33            | 11.86   |
| 莆田 Putian   | -0.40            | 4.500   | 福建 Fujian                 | -0.34            | 94.44   |

2.2 耕地土壤酸化的主要驱动因素

以土壤pH变化量（ΔpH）为母序列，将可能的影响因子作为子序列进行GSCM分析，结果表明（表3），年均单位面积施肥量、CEC、黏粒与ΔpH的关联程度最高，关联系数介于0.884~0.954，其次为年均降水量、降水年均pH、有机质、碱解氮及有效磷，与ΔpH的关联系数绝对值|R|介于0.609~0.669，而砂粒、年均温度、坡度及粉粒与ΔpH的关联程度相对较低，关联系数绝对值|R|介于0.561~0.596。其中年均单位面积施肥量、年均降水量、碱解氮、有效磷、砂粒、年均温度和坡度等对ΔpH呈负向影响，即上述因素数值越大，耕地土壤酸化越严重；而CEC、黏粒、降水年均pH、有机质和粉粒等对ΔpH呈正向影响，即上述因素数值越大，耕地土壤酸化越弱。由于耕地土壤碱解氮和有效磷含量与年均单位面积施肥量存在密切关系，故其对耕地土壤酸化的影响可以通过年均单位面积施肥量来反映。因此，可以确定关联系数绝对值|R|>0.620的年均单位面积施肥量、CEC、黏粒、年均降水量、降水年均pH、有机质等6个因子为福建省耕地土壤酸化的主要驱动

因子。

2.3 耕地土壤酸化主要驱动因素的影响路径

利用Amos 21.0软件对建立的研究区耕地土壤酸化主要驱动因素平衡关系的初始模型进行拟合，结果表明年均单位面积施肥量和降水年均pH对黏粒影响的P分别为0.06和0.08，表明这两条假设影响路径系数为零的概率达到了6%和8%，大于5%的显著性水平，即其显著性检验未通过，说明初始模型拟合指数较差，需要对模型进行修正。通过对这两条显著性较差的假设影响路径进行释放，然后对修正后的模型进行第二次拟合，获得平衡关系的标准化修正模型及其路径系数见图2。第二次拟合结果各驱动因素影响路径系数为零的概率均小于5%，表明修正模型的拟合效果达到显著性水平，其拟合指数见表4。从表4可见，修正模型的 $\chi^2/df$ 为0.569，相对应的P为0.451（>0.05），其他拟合指数也均符合评判标准，故认为该修正模型是合理的。

从修正模型的路径系数可见（图2），年均单位面积施肥量、年均降水量、降水年均pH、黏粒、有机质和CEC对土壤ΔpH有直接影响，路

表3 福建省耕地土壤pH变化量（ $\Delta$  pH）与可能影响因子的GSCM分析

| Table 3 Grey slope correlation analysis between $\Delta$ pH and potential impact factor of the cropland soil in Fujian |                         |                              |             |
|--|-------------------------|------------------------------|-------------|
| 排序   | 可能影响因子                  | 灰色关联系数                       | 影响类型        |
| Order  | Potential impact factor | Grey correlation coefficient | Impact type |
| 1  | 年均单位面积施肥量 AMFAR         | -0.954                       | 负向 Negative |
| 2  | CEC                     | 0.932                        | 正向 Positive |
| 3  | 黏粒 Clay                 | 0.884                        | 正向 Positive |
| 4  | 年均降水量 AMP               | -0.669                       | 负向 Negative |
| 5  | 降水年均pH AMRPH            | 0.626                        | 正向 Positive |
| 6  | 有机质 OM                  | 0.623                        | 正向 Positive |
| 7  | 碱解氮 AN                  | -0.613                       | 负向 Negative |
| 8  | 有效磷 AP                  | -0.609                       | 负向 Negative |
| 9  | 砂粒 Sand                 | -0.596                       | 负向 Negative |
| 10   | 年均温度 AMT                | -0.590                       | 负向 Negative |
| 11   | 坡度 Gradient             | -0.575                       | 负向 Negative |
| 12   | 粉粒 Silt                 | 0.561                        | 正向 Positive |

表4 平衡关系标准化修正模型拟合指数

| Table 4 Fitting indices of the standardized modification model for balanced relation |                    |  |                                      |
|--|--------------------|--|--------------------------------------|
| 模型拟合指数   |                    | 评判标准                                   | 修正模型拟合结果                             |
| Fitting index of model   |                    | Evaluation criteria                    | Fitting result of modification model |
| 绝对拟合指数   | $\chi^2 / df$      | $< 2 (P > 0.05)$                       | 0.569 ( $P=0.451$ )                  |
| Absolute fitting index   | GFI <sup>①</sup>   | $> 0.9$                                | 1                                    |
|  | RSMEA <sup>②</sup> | $< 0.1$ , 越小越好 The smaller, the better | 0                                    |
| 相对拟合指数   | NFI <sup>③</sup>   | $> 0.9$                                | 1                                    |
|  | TLI <sup>④</sup>   | $> 0.9$                                | 0.999                                |
|  | CFI <sup>⑤</sup>   | $> 0.9$                                | 1                                    |
| 信息指数   | IFI <sup>⑥</sup>   | $> 0.9$                                | 1                                    |
|  | ECVI <sup>⑦</sup>  | 越小越好 The smaller, the better           | 0.006                                |
| Information index  |                    |  |                                      |

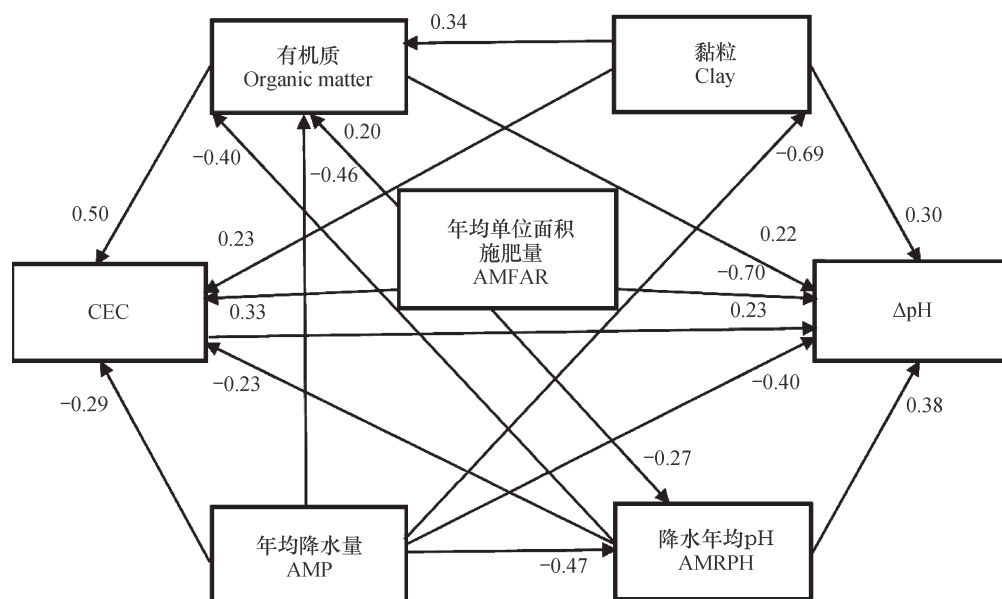
①GFI: Goodness of fitting index; ② RSMEA: Root square mean error of approximation, ③ NFI: Normed fitting index; ④ TLI: Tucker-Lewis index; ⑤ CFI: Comparative fitting index; ⑥ IFI: Incremental fitting index; ⑦ ECVI: Expected cross validation index

径系数分别为-0.70、-0.40、0.38、0.30、0.22和0.23；年均降水量通过影响土壤CEC、有机质和黏粒而间接影响土壤 $\Delta$ pH，路径系数分别为-0.29、-0.46和-0.29；黏粒通过影响有机质和CEC而间接影响土壤 $\Delta$ pH，路径系数分别为0.34和0.23；有机质通过影响CEC而间接影响土壤 $\Delta$ pH，路径系数为0.50；降水年均pH通过影响土壤有机质和CEC而间接影响土壤 $\Delta$ pH，路径系数分别为-0.40和-0.23；土壤黏粒含量通过影响土壤有机质和CEC而间接影响土壤 $\Delta$ pH，路径系数分别为-0.40和-0.23；年均单位面积施肥量通过影响土壤有机质、CEC和降水年均pH而间接影响土壤的 $\Delta$ pH，路径系数分别为0.20、0.33和-0.27。根

据结构方程模型路径系数分析的原则，在有显著性关系的前提下，路径系数绝对值大的数列代表外生显变量对内生显变量的影响程度较大，反之则小<sup>[21]</sup>。可见，年均单位面积施肥量、年均降水量、降水年均pH和黏粒对福建省耕地土壤酸化具有较显著的直接影响；而年均降水量和黏粒通过影响有机质、有机质通过影响CEC、降水年均pH通过影响有机质以及年均单位面积施肥量通过影响CEC而对福建省耕地土壤酸化具有较显著的间接影响。

2.4 耕地土壤酸化主要驱动因素的影响效应

结构方程模型分析获得的耕地土壤酸化主要驱动因素的影响效应结果表明，年均单位面积施肥量对 $\Delta$ pH的直接效应最为显著，路径系数绝对值高



注：图中数据为驱动因素平衡关系修正模型的影响路径系数 Note: Data in the diagram are impact path coefficients of the modification model for balanced relations between key impact factors

图2 福建省耕地土壤酸化主要驱动因子平衡关系的标准化修正模型

Fig. 2 Standardized modification model for balanced relations between key impact factors of the cropland soil acidification in Fujian

达0.70,同时,大量施用化肥还会通过影响土壤有机质、CEC及降水pH等因素间接影响土壤 $\Delta\text{pH}$ ,其间接效应系数分别为0.20、0.33和-0.27,年均单位面积施肥量的总效应绝对值高达0.86,故长期持续大量施用尿素、氯化铵、硫酸铵和过磷酸钙等酸性或生理酸性肥料是造成福建省耕地土壤酸化的最主要人为因素。年均降水量对 $\Delta\text{pH}$ 的直接效应为-0.40,间接效应为-0.35,总效应绝对值也高达0.75,故多雨的气候条件是导致1982—2016年福建省耕地土壤酸化的最主要自然因素。降水年均pH对 $\Delta\text{pH}$ 的直接效应为0.38,间接效应为0.11,总效应达到0.49,故酸雨是导致福建省1982—2016年耕地土壤酸化的另一最主要人为因素。表7结果还表明,福建省耕地土壤 $\Delta\text{pH}$ 与黏粒、有机质和CEC的直接效应分别为0.30、0.22和0.23,间接效应分别为0.13、0.18和0,总效应分别为0.43、0.30和0.23,故黏粒、有机质和CEC是减缓2008—2016年福建省耕地土壤酸化的主要内在因子。

### 3 讨 论

#### 3.1 关键外在驱动因素对耕地土壤酸化的影响

Guo等<sup>[9]</sup>研究指出大量施用化肥加速中国农

田土壤酸化进程,使过去20年来我国主要农田土壤pH均值下降约0.5个单位,相当于土壤酸量( $\text{H}^+$ )在原有基础上增加2.2倍。长期以来,福建省单位面积化肥施用量一直位居全国前列,近31年来全省年化肥施用量持续增长,2016年化肥施用量为1985年的2.52倍,并以氮、磷肥占优势,分别占年化肥施用量的61%和17%,且以尿素、氯化铵、硫酸铵和过磷酸钙等生理酸性或酸性化肥为主。耕地土壤酸化面积较大的南平、泉州、龙岩和漳州等市年均单位面积施肥量介于508~1 980  $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ ,是全省年均单位面积施肥量(434  $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ )的1.17倍~4.56倍<sup>[22]</sup>,长期不合理施用酸性或生理酸性肥料,或直接向土壤输入磷酸而导致土壤酸化,或因植物喜好吸收 $\text{NH}_4^+$ 而使 $\text{SO}_4^{2-}$ 在土壤中残留并与作物代换吸收释放出的 $\text{H}^+$ 结合形成硫酸而导致土壤酸化<sup>[23]</sup>,或因 $\text{NH}_4^+$ 在土壤中发生硝化作用释放 $\text{H}^+$ 而加速土壤酸化<sup>[24]</sup>,故年均单位面积施肥量必然对福建省耕地土壤酸化产生显著的直接影响,其直接影响效应高达-0.70。此外,有研究表明偏施化肥而忽视有机肥施用,造成土壤有机质含量下降以及盐基离子补充不足和淋失数量增加<sup>[25]</sup>,并显著提高土壤铝、铁的活性及其含量<sup>[26]</sup>,进而加剧土壤酸化;不合理施用氮肥所致的氮素反硝化作用,



致使土壤向大气中排放的含氮化合物增加，大气氮沉降也成比例提高，也会加速土壤酸化<sup>[12]</sup>，故大量施用化肥还会通过影响土壤有机质、CEC及降水pH等因素而间接影响土壤pH，其间接影响效应分别达0.20、0.33和-0.27，致使年均单位面积施肥量在耕地土壤酸化主要驱动因素中位居首位，总影响效应高达0.86。因此，长期持续大量施用尿素、氯化铵、硫酸铵和过磷酸钙等酸性或生理酸性肥料是福建省耕地土壤酸化首要的外在驱动因素。

福建省地处亚热带气候区，年均气温15.8~21.7℃，最热月均温28℃，年均降水量高达1 015~1 923 mm，大于等于10℃积温高达5 000~7 800℃<sup>[16]</sup>。高温多雨的气候条件，致使全省土壤形成和发育过程脱硅富铝化作用和有机质矿化作用强烈，盐基物质大量淋失，有机质含量总体不高，阳离子代换量和盐基饱和度降低，氢饱和度上升；此外，多雨的气候条件易引发水土流失而使黏粒大量淋失，从而降低土壤对酸的缓冲性，故多雨的气候条件必然对耕地土壤酸化产生较显著的直接的影响，并通过影响土壤有机质、CEC和黏粒而对耕地土壤酸化产生间接影响。本研究结果表明，福建省年均降水量对耕地土壤 $\Delta$ pH的直接的影响效应为-0.40，间接的影响效应为-0.35，总影响效应绝对值高达0.75，在耕地土壤酸化主要驱动因素中位居第二，致使降水量较大的闽北地区（南平市）发生酸化的耕地土壤面积较大，占全省酸化耕地土壤总面积的20.41%。因此，多雨的气候条件是福建省耕地土壤发生不同程度酸化主要的外在驱动因素。

人类生活、生产活动以及土壤氮素反硝化作用产生的SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>等酸性气体，在大气中经过一系列化学反应形成H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>和HNO<sub>3</sub>，这些强酸随着降水（即酸雨）落到地表或渗入土壤，直接向土壤输入H<sup>+</sup>而加速土壤酸化<sup>[27]</sup>。福建省属于全国的酸雨敏感区，酸雨较严重的区域主要位于闽北、闽西和闽南，其中龙岩、泉州等城市的酸雨频率均>50%<sup>[28]</sup>。根据酸雨监测点资料，南平、泉州、漳州和福州等市的降水年均pH分别为5.2、5.1、4.6和4.7，较全省降水年均pH（6.0）低0.9~1.4个单位，故较强的酸雨必然对这些区域耕地土壤酸化产生较显著的直接的影响，表现为福建省降水年均pH对耕地土壤 $\Delta$ pH的直接的影响效应达0.38，致使南平、龙岩、泉州、漳州和福州等市的耕地土壤发生酸化

的耕地面积较大，合计占全省酸化耕地总面积的74.07%。有研究表明，模拟酸雨对有机碳矿化有激发作用而影响土壤有机质含量<sup>[29]</sup>，且明显促进土壤矿物风化作用而影响土壤CEC<sup>[30]</sup>，故酸雨通过影响土壤有机质和CEC可间接影响土壤酸化。本研究结果表明，福建省降水年均pH通过影响有机质和CEC而间接影响土壤 $\Delta$ pH的间接的影响效应分别为-0.40和-0.23，致使降水年均pH对全省耕地土壤酸化的影响程度次于年均降水量而位居第三，总影响效应达0.49。因此，酸雨也必然成为福建省耕地土壤酸化的另一主要外在驱动因素。

### 3.2 关键内在驱动因素对耕地土壤酸化的影响

土壤抵抗酸碱变化的能力与土壤胶体数量、组成及CEC密切相关<sup>[1]</sup>。有机质、黏粒和CEC高的耕地土壤对酸缓冲能力强，土壤越不易酸化，反之，则越易发生酸化。此外，土壤黏粒高低制约着土壤通气性和微生物活动，进而影响土壤有机质积累，而土壤CEC主要取决于黏粒和有机质含量与组成<sup>[1]</sup>，故土壤黏粒、有机质和CEC必然对耕地土壤酸化产生较显著的直接的影响，且黏粒通过影响有机质、有机质通过影响CEC也必然对耕地土壤酸化产生间接的影响。本研究结果表明，福建省黏粒、有机质和CEC对耕地土壤 $\Delta$ pH的直接的影响效应分别为0.30、0.22和0.23，黏粒和有机质对耕地土壤 $\Delta$ pH的间接的影响效应分别为0.13和0.18，黏粒、有机质和CEC对耕地土壤酸化总影响效应分别为0.43、0.30和0.23，致使福建省耕地土壤发生酸化程度的高低因土壤黏粒、有机质和CEC不同而差异明显，如位于龙岩市西北部（长汀县）的耕地土壤CEC、黏粒和有机质含量均较低，分别为7.88 cmol·kg<sup>-1</sup>、14.09%和28.02 g·kg<sup>-1</sup>，致使该区域耕地土壤酸化较为严重，而位于三明市北部（沙县）的耕地土壤CEC、黏粒和有机质含量均较高，分别为9.23 cmol·kg<sup>-1</sup>、15.64%和30.81 g·kg<sup>-1</sup>，致使该区域耕地土壤酸化程度则相对较弱。因此，黏粒、有机质和CEC成为减缓福建省耕地土壤酸化最主要的内在驱动因素。

## 4 结 论

采用灰色斜率关联分析和结构方程分析模型相结合的方法，可以清晰地揭示区域耕地土壤酸化的

多因素综合影响,且可以深入阐明区域耕地土壤酸化主要驱动因素及其影响路径和影响效应。年均单位面积施肥量、年均降水量、降水年均pH、有机质、黏粒和CEC对福建省耕地土壤酸化程度影响的总效应分别为-0.86、-0.75、0.49、0.43、0.30和0.23。可见,福建省耕地土壤酸化是自然和人为多种因素交互作用所致,其中长期大量施用酸性或生理酸性化肥、亚热带丰沛的年降水量和较严重的酸雨是加速福建省耕地土壤酸化的三大主要外因,而黏粒、有机质和CEC则是减缓福建省耕地土壤酸化的三大主要内因。

## 参考文献

- [1] 黄昌勇. 土壤学. 北京: 中国农业出版社, 2000  
Huang C Y. Pedology (In Chinese). Beijing: China Agriculture Press, 2000
- [2] 王文娟, 杨知建, 徐华勤. 我国土壤酸化研究概述. 安徽农业科学, 2015, 43 (8): 54—56  
Wang W J, Yang Z J, Xu H Q. Overview of soil acidification research in China (In Chinese). Journal of Anhui Agriculture Science, 2015, 43 (8): 54—56
- [3] Joris H A W, Caires E F, Bini A R, et al. Effects of soil acidity and water stress on corn and soybean performance under a no-till system. Plant and Soil, 2013, 365 (1/2): 409—424
- [4] Shen C C, Xiong J B, Zhang H Y, et al. Soil pH drives the spatial distribution of bacterial communities along elevation on Changbai Mountain. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 57: 204—211
- [5] Yang Y H, Ji C J, Ma W H, et al. Significant soil acidification across northern China's grasslands during 1980s-2000s. Global Change Biology, 2012, 18 (7): 2292—2300
- [6] Hui W, Xu R K, Ning W, et al. Soil acidification of Alfisols as influenced by tea cultivation in eastern China. Pedosphere, 2010, 20 (6): 799—806
- [7] Tong D, Xu R. Effects of urea and  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  on nitrification and acidification of Ultisols from Southern China. Journal of Environmental Sciences, 2012, 24 (4): 682—689
- [8] 章明奎, 常跃畅. 近50年浙江省耕作土壤有机质和酸碱度的变化特征. 环境科学, 2013, 34 (11): 4399—4404  
Zhang M K, Chang Y C. Changing characteristics of soil organic matter and pH value of cropland in Zhejiang in past 50 years (In Chinese). Environmental Science, 2013, 34 (11): 4399—4404
- [9] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands. Science, 2010, 327 (5968): 1008—1009
- [10] 郭治兴, 王静, 柴敏, 等. 近30年来广东省土壤pH值的时空变化. 应用生态学报, 2011, 22 (2): 425—430  
Guo Z X, Wang J, Cai M, et al. Spatiotemporal variation of soil pH in Guangdong Province of China in past 30 years (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2011, 22 (2): 425—430
- [11] 朱小琴, 孙维侠, 黄标, 等. 长江三角洲城乡交错区农业土壤pH特征及影响因素探讨—以江苏省无锡市为例. 土壤学报, 2009, 46 (3): 594—602  
Zhu X Q, Sun W X, Huang B, et al. pH characters of agricultural soil in peri-urban area of the Yangtze River delta region and their affecting factors—A case study of Wuxi City, China (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2009, 46 (3): 594—602
- [12] Guyjd K, Path B, Rmurray L. Changes in soil pH across England and Wales in response to decreased acid deposition. Global Change Biology, 2010, 16 (11): 3111—3119
- [13] 侣国涵, 王瑞, 袁家富, 等. 鄂西南山区土壤酸化趋势研究—以恩施州宣恩县为例. 中国农学通报, 2014, 30 (12): 151—155  
Si G H, Wang R, Yuan J F, et al. Tendency of soil acidification in Shoueastern mountains region of Hubei Province (In Chinese). Chinese Agricultural Science Bulletin, 2014, 30 (12): 151—155
- [14] Barak P, Jobe B O, Krueger A R, et al. Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in Wisconsin. Plant and Soil, 1997, 197 (1): 61—69
- [15] 孟红旗, 刘景, 徐明岗, 等. 长期施肥下我国典型农田耕层土壤的pH演变. 土壤学报, 2013, 50 (6): 1109—1116  
Meng H Q, Liu J, Xu M G, et al. Evolution of pH in topsoils of typical Chinese cropland under long-term fertilization (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2013, 50 (6): 1109—1116
- [16] 福建省土壤普查办公室. 福建土壤. 福州: 福建科学技术出版社, 1991  
Soil Survey Office of Fujian. Soil in Fujian (In Chinese). Fuzhou: Fujian Science and Technology Press, 1991
- [17] 龙军, 张黎明, 沈金泉, 等. 复杂地貌类型区耕地土壤有机质空间插值方法研究. 土壤学报, 2014, 51

- (6): 1270—1281  
Long J, Zhang L M, Sheng J Q, et al. Study on the best spatial interpolation method for arable soil organic matter in complex geomorphic area (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51 (6): 1270—1281
- [18] 邢世和, 梁一池. 福建林地资源评价. 北京: 中国农业出版社, 2006  
Xing S H, Liang Y C. Evaluation of forestry land resource in Fujian (In Chinese). Beijing: China Agriculture Press, 2006
- [19] 刘思峰, 蔡华, 杨英杰, 等. 灰色关联分析模型研究进展. *系统工程理论与实践*, 2013, 33 (8): 1886—1890  
Liu S F, Cai H, Yang Y J, et al. Advance in grey incidence analysis modelling (In Chinese). *Systems Engineering-Theory & Practice*, 2013, 33 (8): 1886—1890
- [20] 李慧, 汪景宽, 裴久渤, 等. 基于结构方程模型的东北地区主要旱田土壤有机碳平衡关系研究. *生态学报*, 2015, 35 (2): 517—525  
Li H, Wang J K, Pei J B, et al. Equilibrium relationships of soil organic carbon in the main croplands of northeast China based on structure equation modelling (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35 (2): 517—525
- [21] 吴明隆. 结构方程模型. 北京: 中国农业出版社, 2009  
Wu M L. Structure equation modelling (In Chinese). Beijing: China Agriculture Press, 2009
- [22] 福建省统计局. 福建统计年鉴. 北京: 中国统计出版社, 2017  
Fujian Statistical Bureau. Statistical yearbook of Fujian (In Chinese). Beijing: China Statistics Press, 2017
- [23] 于天一, 孙秀山, 石程仁, 等. 土壤酸化危害及防治技术研究进展. *生态学杂志*, 2014, 33 (11): 3137—3143  
Yu T Y, Sun X S, Shi C R, et al. Advance in soil acidification hazards and control techniques (In Chinese). *Chinese Journal of Ecology*, 2014, 33 (11): 3137—3143
- [24] 汪吉东, 许仙菊, 宁运旺, 等. 土壤加速酸化的主要农业驱动因素研究进展. *土壤*, 2015, 47 (4): 627—633  
Wang J D, Xu X J, Ning Y W, et al. Progresses in agricultural driving factors on accelerated acidification of soils (In Chinese). *Soils*, 2015, 47 (4): 627—633
- [25] 刘丽, 张玉龙, 虞娜, 等. 基于GIS的辽宁北部地区土壤酸化特征及其原因分析—以昌图县为例. *沈阳农业大学学报*, 2012, 43 (2): 173—178  
Liu L, Zhang Y L, Yu N, et al. Soil acidification characteristics and causes analysis in Changtu region in Liaoning Province. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 2012, 43 (2): 173—178
- [26] Adams S N. Some effects of lime, nitrogen and soluble and insoluble phosphate on the yield and mineral composition of established grassland. *Journal of Physical Chemistry C*, 1984, 102 (1): 219—226
- [27] Jaiyeoba I A. Changes in soil properties due to continuous cultivation in Nigerian semiarid Savannah. *Soil and Tillage Research*, 2003, 70 (1): 91—98
- [28] 赵卫红. 福建省城市酸性降水特征及变化趋势. *环境科学与技术*, 2006, 29 (9): 41—43  
Zhao W H. The characteristics and tendency of acid rain in the city of Fujian (In Chinese). *Science and Technology of Environment*, 2006, 29 (9): 41—43
- [29] 高雅丽. 模拟酸雨对赤红壤有机质矿化及微生物种群结构的影响. 广州: 华南农业大学, 2011  
Gao Y L. Effects of simulated acid rain on organic matter mineralization and microflora structure in Lateritic red soils (In Chinese). Guangzhou: South China Agricultural University, 2011
- [30] 徐亚莉. 模拟酸雨对土壤微形态的影响. *西南农业大学学报*, 1989, 11 (1): 22—25  
Xu Y L. Effect of simulated acid rain on soil micromorphology (In Chinese). *Journal of Southwest Agricultural University*, 1989, 11 (1): 22—25

## Study on Driving Factors of Soil Acidification Based on Grey Correlation-Structure Equation Model

ZHOU Biqing<sup>1,2</sup> QIU Longxia<sup>1,2</sup> ZHANG Liming<sup>1,2</sup> ZHANG Xiu<sup>1</sup> CHEN Chengrong<sup>3</sup> XING Shihe<sup>1,2,3†</sup>

( 1 College of Resources and Environment, Fujian Agricultural and Forestry University, Fuzhou 350002, China )

( 2 University Key Laboratory of Soil Ecosystem Health and Regulation in Fujian, Fuzhou 350002, China )

( 3 School of Environment and Nature Science, Griffith University, Nathan 4111, Australia )

**Abstract** 【Objective】 Soil pH is an important indicator of soil fertility and also a factor significantly impacting crop growth and production. Soil acidification, as a result of the joint effects of a number of external and intrinsic factors, has become an urgent problem to solve for sustainable development of agricultural production in China. How these factors affect soil acidification differ significantly in pathway and effect. It is, therefore, of critical significance to elucidate region-specific key driving factors of soil acidification to the control of soil acidification and improvement of soil quality. 【Method】 The study set Fujian Province as its research object. Based on the 1:50 000 spatial cropland and soil type databases of the province, the data of topsoil properties of the 36 777 sampling sites investigated in 1982 and the 56 445 sampling sites in 2016, and other relevant data including climate elements at the meteorological stations, pH of the precipitation at the acid rain monitoring points and fertilizer application rates from 1982 to 2016 in Fujian Province, a spatial database of cropland soil acidification and its potential affecting factors of the province was established. On such a basis, in-depth discussion was performed of key driving factors of cropland soil acidification in the province during the period from 1982 to 2016 with the aid of the grey slope correlation (GSCM)-structure equation (SEM) model. 【Result】 Results show that soil pH of the cropland had decreased on average by 0.34 unit and 70.67% of the cropland soils had been acidified in various degrees by 2016 in Fujian Province, and the acidification varied significantly and spatially in degree. GSCM analysis shows that the main driving factors of the cropland soil acidification in Fujian Province included annual mean fertilizer application rate, CEC, clay content, annual mean precipitation, annual mean pH of the precipitation and organic matter content. Grey correlation coefficient of their absolute values was higher than 0.620. The key driving factors of the cropland soil acidification illuminated by SEM included severe acid rain, high precipitation and high application rate of chemical fertilizers, reaching 0.38, -0.40 and -0.70 in direct effect, 0.11, -0.35 and -0.16 in indirect effect, and 0.49, -0.75 and -0.86 in total effect, respectively. 【Conclusion】 The model of SEM-GSCM proves to be a better method to explore for key driving factors of cropland soil acidification in different regions. An effective approach to control of cropland soil acidification in Fujian is to control acid rain through controlling the industry from emitting acidic exhaust gas, and optimize fertilizer management through extrapolating the use of organic manure to minimize chemical fertilizer application in agriculture.

**Key words** GIS; Farmland; Soil acidification; Impact factor; Influence path; Influence effect

( 责任编辑: 檀满枝 )



# 木霉微生物肥与减量化肥配施对番茄产量、品质及土壤肥力的影响\*

赵 政 陈 巍<sup>†</sup> 王 欢 夏可心 高仁维 姜斯琪 庞 冠 蔡 枫

(江苏省固体有机废弃物资源化高新技术研究重点实验室, 江苏省有机固体废弃物资源化协同创新中心, 南京农业大学, 南京 210095)

**摘 要** 研究利用植物促生菌提高肥料效率以部分替代化肥。采用大田试验结合连续盆栽试验的方法, 以100%化肥 (CF) 为对照, 设置如下处理: 75%化肥配施普通有机肥 (OF) 或木霉微生物肥 (BF) 或木霉孢子悬液 (SS)。结果表明, 75%化肥配施以一定量 (每株50 g) 木霉微生物肥可维持田间番茄稳产, 与100%化肥处理产量相当; 而与普通有机肥或木霉孢子悬液灌根配施则会显著降低番茄产量, 连续栽种4季后, 产量下降35%以上。此外, BF处理可显著提高番茄果实的品质, 与CF相比, 总可溶性糖和维生素C含量分别提高35%~54%和2%~23%, 而硝酸盐积累量下降32%~46%。究其原因, BF处理中木霉功能菌的有效定殖促进了番茄根际细菌、真菌、放线菌的增殖, 土壤养分的有效性显著提高, 表现为根际微生物数量与多项土壤肥力指标呈显著相关关系。综上, 木霉微生物肥与减量化肥配施, 可有效保证番茄稳产, 提高番茄品质, 长期施用还可提高土壤微生物数量、改善土壤肥力。

**关键词** 木霉微生物肥; 减量化肥; 番茄产量; 果实品质; 土壤养分; 土壤微生物区系

**中图分类号** S144.1 **文献标识码** A

化肥的施用是集约化农业生产不可或缺的部分。然而, 长期大量施用化肥会导致诸如土壤肥力下降、养分失衡、作物减产和品质降低等一系列问题<sup>[1]</sup>, 且其中大量的化肥未发挥出应有的肥效, 以不同形式散失于大气或固定于土壤中<sup>[2-3]</sup>。另一方面, 过量化肥的施用, 也是现今食品安全问题的源头之一。例如, 一些叶菜类农产品的高硝酸盐积累问题被证明与盲目施用化肥有关<sup>[4]</sup>。因此, 目前, 缓解农业—生态矛盾行之有效的方法之一是对养分进行综合管理, 如利用一些具有特定功能的生物菌肥提高化肥的利用效率, 以部分替代化肥肥效, 从而降低化肥的使用量<sup>[5]</sup>。近年来, 以植物促生菌 (Plant growth-promoting microbe, PGPM) 制成的微生物肥料由于其具有活化养

分<sup>[6]</sup>、促进作物生长<sup>[7]</sup>、防治土传病害<sup>[8-9]</sup>、环境友好等特性, 而在养分综合管理措施中被广泛使用<sup>[1, 10]</sup>。众多植物促生菌中, 木霉菌的促生作用和生防功效已被大量研究证实, 其作用机制多而复杂, 可有效促进番茄、黄瓜、小麦、辣椒等多种作物的生长<sup>[11-13]</sup>。

木霉NJAU 4742菌株是由本实验室筛选并成功实现商品化应用的农用促生菌/生防菌<sup>[7, 14]</sup>, 其主要的促生机制包括分泌类植物激素丁烯羟酸内酯 (Harzianolide) 以刺激作物根系伸长<sup>[13]</sup>和活化土壤中的难溶养分磷、铁等元素<sup>[15]</sup>。虽然, 有关木霉菌促生作用及其机制的研究已取得一定进展, 但相关研究主要集中于其对作物产量的贡献, 有关木霉菌对作物品质的影响研究较少, 且结论不一:

\* 国家重点研发计划项目 (2016YFD0800605) 资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2016YFD0800605)

<sup>†</sup> 通讯作者Corresponding author, E-mail: chenwei@njau.edu.cn

作者简介: 赵 政 (1993—), 男, 山东济宁人, 硕士研究生, 主要从事功能微生物肥料研究。E-mail: 1145551721@qq.com

收稿日期: 2018-02-27; 收到修改稿日期: 2018-04-16; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-05-07

Molla等<sup>[10]</sup>发现施用木霉微生物肥可显著提升番茄果实的总可溶性固形物、糖分、维生素C及其他品质指标；而Nzanza等<sup>[16]</sup>则认为木霉菌对番茄维生素C的影响不显著。此外，蔬菜中硝酸盐的含量与人体健康息息相关，其含量受肥料种类、施肥方式与施肥时间的显著影响<sup>[17]</sup>。因此，开展有关木霉菌及其微生物肥料产品对经济作物产量和品质影响的研究意义重大。

近年来，微生物有机肥因结合了功能微生物和有机肥两大特性而受到重视，国内外关于微生物有机肥影响土壤性状和作物生长的研究也逐渐深入<sup>[1,9,10,14]</sup>，但这一领域仍有大量工作需要开展，相关作用机制尚未完全明晰；且多数研究仅停留于1~2季的当季肥效，涉及微生物有机肥部分替代化肥长期施用的报道较少<sup>[1]</sup>，其长期肥效值得深入的跟踪研究。本研究拟通过连续盆栽的方式，跟踪分析木霉微生物有机肥长期施用对连作番茄产量、品质及土壤肥力的影响，并结合田间试验探讨木霉微生物有机肥部分替代化肥的可行性，为农业可持续发展提供理论依据和技术支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

供试番茄品种为“苏红2003”（*Lycopersicon esculentum* cv. Suhong 2003），由上海市长征良种实验场选育。供试有机肥料由氨基酸有机肥和猪粪堆肥按1:1的比例混合而成，称为普通有机肥。供试菌种为木霉NJAU 4742菌株（*Trichoderma guizhouense* NJAU 4742），由江苏省固体有机废弃物资源化高技术重点实验室提供，并用于与普通有机肥进行二次发酵生产木霉微生物有机肥，其木霉有效活菌数达 $10^6$  cfu·g<sup>-1</sup>以上。木霉微生物有机肥的发酵工艺及普通有机肥和木霉微生物有机肥的理化性质参见文献<sup>[1]</sup>。供试化肥为雅冉苗乐复合肥（15-15-15）和硝酸钙肥，由挪威雅冉公司生产。

### 1.2 田间试验设计

田间试验选在江苏省南京市麒麟镇蔬菜种植基地（118° 57' E，32° 03' N）分两季进行。试验设计3个处理：（1）CF，100%化肥处理（600 kg·hm<sup>-2</sup>复合肥+300 kg·hm<sup>-2</sup>硝酸钙肥）；（2）

BF，木霉微生物肥（1 800 kg·hm<sup>-2</sup>）+75%的化肥（含450 kg·hm<sup>-2</sup>复合肥+225 kg·hm<sup>-2</sup>硝酸钙肥）；（3）OF，普通有机肥（1 800 kg·hm<sup>-2</sup>）+75%的化肥（含450 kg·hm<sup>-2</sup>复合肥+225 kg·hm<sup>-2</sup>硝酸钙肥）。其中，复合肥、普通有机肥及微生物有机肥以条施的形式作基肥，硝酸钙肥分3次追施。小区面积9.6 m<sup>2</sup>（1.6 m×6.0 m），各小区栽种番茄苗60株。每个处理设置5个重复，共计15个小区，随机区组排列。供试田块有机质含量27.6 g·kg<sup>-1</sup>，pH 6.1，铵态氮、硝态氮、有效磷、速效钾含量分别为21.9 mg·kg<sup>-1</sup>、22.7 mg·kg<sup>-1</sup>、131.3 mg·kg<sup>-1</sup>、218.7 mg·kg<sup>-1</sup>。

### 1.3 盆栽试验设计

盆栽分4季于江苏宜兴国家有机类肥料工程技术研究中心温室内重复进行，每季盆栽生育期长100 d。试验设4个处理：（1）CF，100%化肥处理（每盆5.33 g复合肥+2.67 g硝酸钙肥）；（2）BF，木霉微生物肥（每株50 g）+75%的化肥（每盆4 g复合肥+2 g硝酸钙肥）；（3）OF，普通有机肥（每株50 g）+75%的化肥（每盆4 g复合肥+2 g硝酸钙肥）；（4）SS，木霉孢子悬液灌根处理（ $10^6$  cfu·g<sup>-1</sup>土）+75%的化肥（每盆4 g复合肥+2 g硝酸钙肥）。其中，复合肥、普通有机肥及微生物有机肥与盆栽土混匀后作基肥，硝酸钙肥于移苗30 d后一次追施。盆钵直径35 cm，每盆装土10 kg，栽种番茄2株。每个处理设置6个重复（盆），每季重复施肥，常规管理。供试土壤为淋溶土，有机质含量19.2 g·kg<sup>-1</sup>，pH 7.3，铵态氮、硝态氮、有效磷、速效钾含量分别为29.3 mg·kg<sup>-1</sup>、0.8 mg·kg<sup>-1</sup>、99.2 mg·kg<sup>-1</sup>、150.5 mg·kg<sup>-1</sup>。

### 1.4 产量统计与品质测定

待100 d生育期满，分3次采摘并统计各小区番茄果实产量，并随机选取3~5个番茄作品质分析测定。番茄维生素C和硝酸盐含量采用高效液相色谱（HPLC）法（Agilent 1200，美国）测定，方法参照顾小龙等<sup>[1]</sup>的研究；总可溶性糖的测定采用比色法，具体参见文献<sup>[18]</sup>。

### 1.5 样品收集与测定方法

根际土壤样品均采自番茄盆栽试验，采集方法如下<sup>[19]</sup>：将番茄植株整株小心取出，去除大部分土壤，将仍附于根系的土壤抖落，收集于自封袋中，即为当季番茄根际土，每个处理随机取样3

份。土壤样品分别采用稀释涂布法测定根际可培养微生物数量和木霉菌数量<sup>[1, 20]</sup>，其中，木霉菌选择性培养基配制方法如下：每升含MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.2 g, K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> 0.9 g, NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> 1 g, KCl 0.15 g, 葡萄糖3 g, 1/300孟加拉红10 mL, 氯霉素0.25 g, 链霉素0.05 g, 五氯硝基苯0.15 g, 曲拉通1 mL, 霜霉威1.2 mL, 琼脂20 g。土壤铵态氮、硝态氮采用流动分析仪（BRAN+LUEBBE Auto Analyzer3, 德国）测定<sup>[21]</sup>，有效磷、速效钾测定方法参考文献[1]。土壤全碳（有机质）、全氮采用元素分析仪（Vario EL elemental analyzer, 德国）测定，全磷和全钾的含量采用等离子体原子发射光谱仪（Agilent 710 ICP-OES, 美国）测定<sup>[22]</sup>。

1.6 数据处理

试验数据采用SPSS 13.0进行统计，并进行单因素方差分析（One-way ANOVA,  $P < 0.05$ ）和皮

尔森（Pearson）相关性分析。图表由Excel 2013和SigmaPlot 11.0制作而成。

2 结 果

2.1 不同施肥处理对番茄产量的影响

由表1可见，田间试验结果验证了研究假设，即与全量化肥处理（CF）相比，减量化肥与木霉微生物有机肥配施（BF处理）对番茄产量无显著影响，而减量化肥与普通有机肥配施（OF）则显著降低番茄产量（15%）。在盆栽试验中，虽然第一季产量处理间差异不显著，但随着种植季数的增加，处理间产量差异显著。盆栽试验中，与CF处理相比，OF和SS处理使得番茄产量分别下降6%~38%和9%~35%，且差异在第2季后开始显著（ $P < 0.05$ ）。

表1 不同施肥处理下番茄产量

| Table 1 Effect of different treatments on tomato yield in pot experiments and field trials /(kg·plot <sup>-1</sup> ) |                        |                        |                        |                        |                      |
|--|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|----------------------|
| 处理<br>Treatments   | 盆栽试验 Pot experiments   |                        |                        |                        | 田间试验<br>Field trials |
|  | 第1季                    | 第2季                    | 第3季                    | 第4季                    |                      |
|  | 1 <sup>st</sup> season | 2 <sup>nd</sup> season | 3 <sup>rd</sup> season | 4 <sup>th</sup> season |                      |
| CF   | 0.74 ± 0.06a           | 0.22 ± 0.01b           | 0.55 ± 0.01a           | 0.23 ± 0.01a           | 82.85 ± 3.71ab       |
| BF   | 0.77 ± 0.13a           | 0.28 ± 0.02a           | 0.55 ± 0.01a           | 0.25 ± 0.01a           | 86.78 ± 8.76a        |
| OF   | 0.68 ± 0.05a           | 0.16 ± 0.01c           | 0.52 ± 0.01b           | 0.18 ± 0.00b           | 70.51 ± 6.76b        |
| SS   | 0.68 ± 0.12a           | 0.18 ± 0.01c           | 0.44 ± 0.03c           | 0.17 ± 0.01b           | —                    |

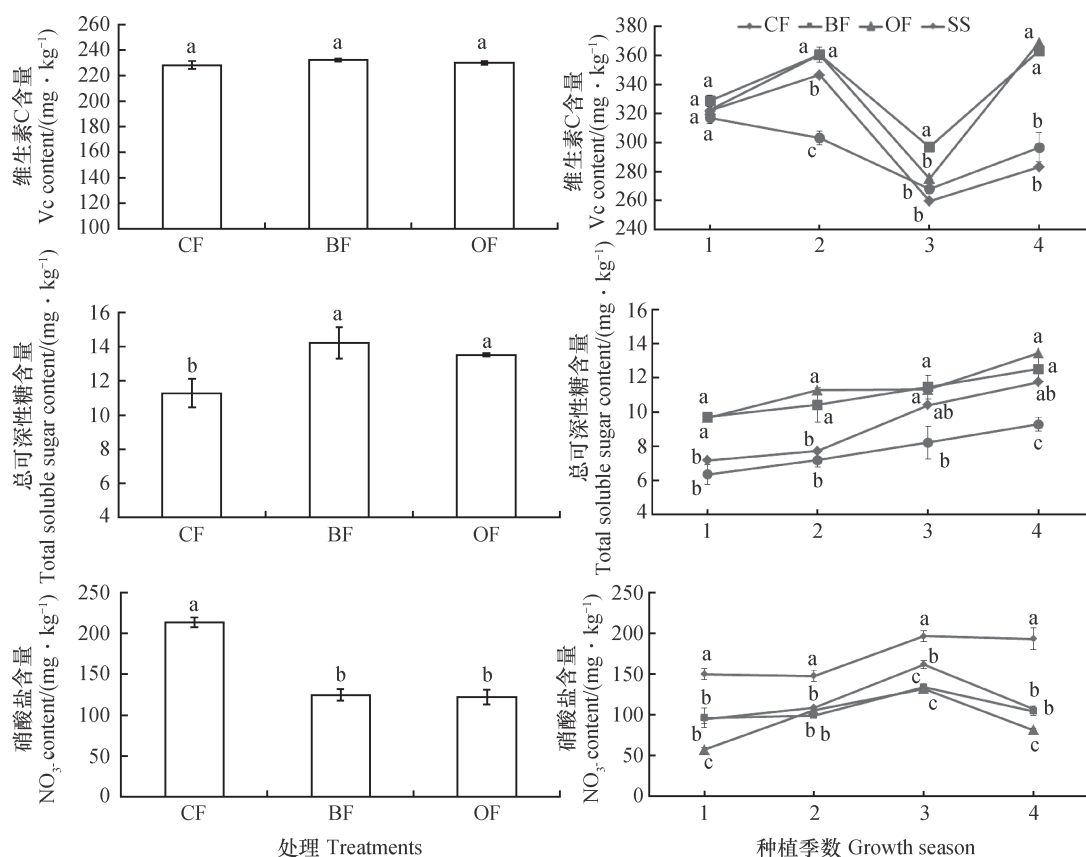
注：CF, 100%化肥处理；BF, 木霉微生物有机肥+75%的化肥；OF, 普通有机肥+75%的化肥；SS, 木霉孢子悬液灌根处理+75%的化肥；处理间不同字母表示差异显著（ $P < 0.05$ ）。下同 Note: CF, 100% chemical fertilizer; BF, 75% chemical fertilizer + *Trichoderma-enriched* bio-manure; OF, 75% chemical fertilizer + organic manure; SS, 75% chemical fertilizer + *Trichoderma* spore suspension. Different letters mean significant difference between treatments ( $P < 0.05$ ). The same below

2.2 不同施肥处理对番茄果实品质的影响

由图1可知，盆栽条件下，不同施肥处理对番茄果实品质影响显著。BF、OF、SS处理与CF相比，减少25%化肥的施入，可使果实中硝酸盐的积累量下降32%~46%。减量施用化肥的处理BF、OF及SS，相对于CF处理，果实中总可溶性糖含量增加35%~54%；且上述两个指标的结果在田间试验条件下得到进一步验证。处理间维生素C的含量在田间试验条件下差异不显著，但在盆栽试验条件下，添加有机质的BF和OF处理中维生素C的含量显著高于CF和SS处理。

2.3 不同施肥处理对土壤养分的影响

由图2可知，在盆栽试验中，BF和OF处理的硝态氮、有效磷和速效钾含量显著高于CF和SS处理，且多数情况下，BF处理的有效磷和速效钾含量高于OF处理；而CF处理的铵态氮含量显著高于其他3个处理（ $P < 0.05$ ）。BF和OF处理中有机质和全氮含量显著高于未添加有机质的CF和SS处理，且随着种植季数的增加，两组处理（BF、OF与CF、SS）间的差异更加显著（ $P < 0.05$ ）。此外，各处理土壤全磷和全钾含量均随着种植季数的增加呈逐渐增加的趋势，但处理间差异不显著（ $P > 0.05$ ）。



注：左图为田间试验结果，右图为盆栽试验结果 Note: The left graph describes results of the field trial and the right one that of the pot experiment

图1 不同施肥处理下的番茄品质

Fig. 1 Effects of different treatments on tomato fruit quality in the open field and in the greenhouse

## 2.4 不同施肥处理对根际可培养微生物数量的影响

由图3土壤细菌、真菌及放线菌数量变化可知，不同施肥处理对土壤微生物影响不同，且差异显著。BF和OF处理中细菌数量显著高于CF和SS处理，而SS和BF处理中真菌的数量在第3季后显著高于CF和OF处理，但在第4季后差异又不显著。BF处理中放线菌的数量显著高于其他3处理 ( $P < 0.05$ )。此外，由图3可知，BF处理根际木霉菌的定殖数量显著高于SS处理，且显著高于不施木霉菌的处理CF和OF。

## 2.5 土壤养分、微生物数量与番茄产量和品质间的相关性

由皮尔森相关性分析结果 (表2) 可知，本试验中，根际细菌数量与土壤全氮、有机质、硝态氮、有效磷及速效钾含量呈极显著正相关关系，而与土壤铵态氮含量呈极显著负相关关系 ( $P < 0.01$ )；根际真菌数量也与铵态氮含量显著

负相关，而与土壤全氮和有机磷含量正相关 ( $P < 0.05$ )；根际放线菌数量则与土壤全磷、有机质及硝态氮含量显著正相关 ( $P < 0.05$ )。其中，土壤各理化指标中，土壤全氮、硝态氮、有效磷及速效钾含量均与有机质含量正相关，且番茄果实的维生素C和总可溶性糖含量也与有机质含量正相关，而硝酸盐含量则与之负相关。此外，果实中总可溶性糖含量除与有机质显著相关外，还与土壤中全氮、全磷、全钾、有效磷、速效钾及微生物数量等多项指标呈显著正相关关系。在本实验条件下，未发现番茄产量与所测指标间存在显著相关关系。

## 3 讨论

本研究表明，在现有施肥基础上，减施25%的化肥并配施以一定量木霉菌制成的微生物有机肥可维持田间番茄稳产 (表1)，与100%化肥处理产量相当，盆栽试验结果也支持这一论点；而减施化肥



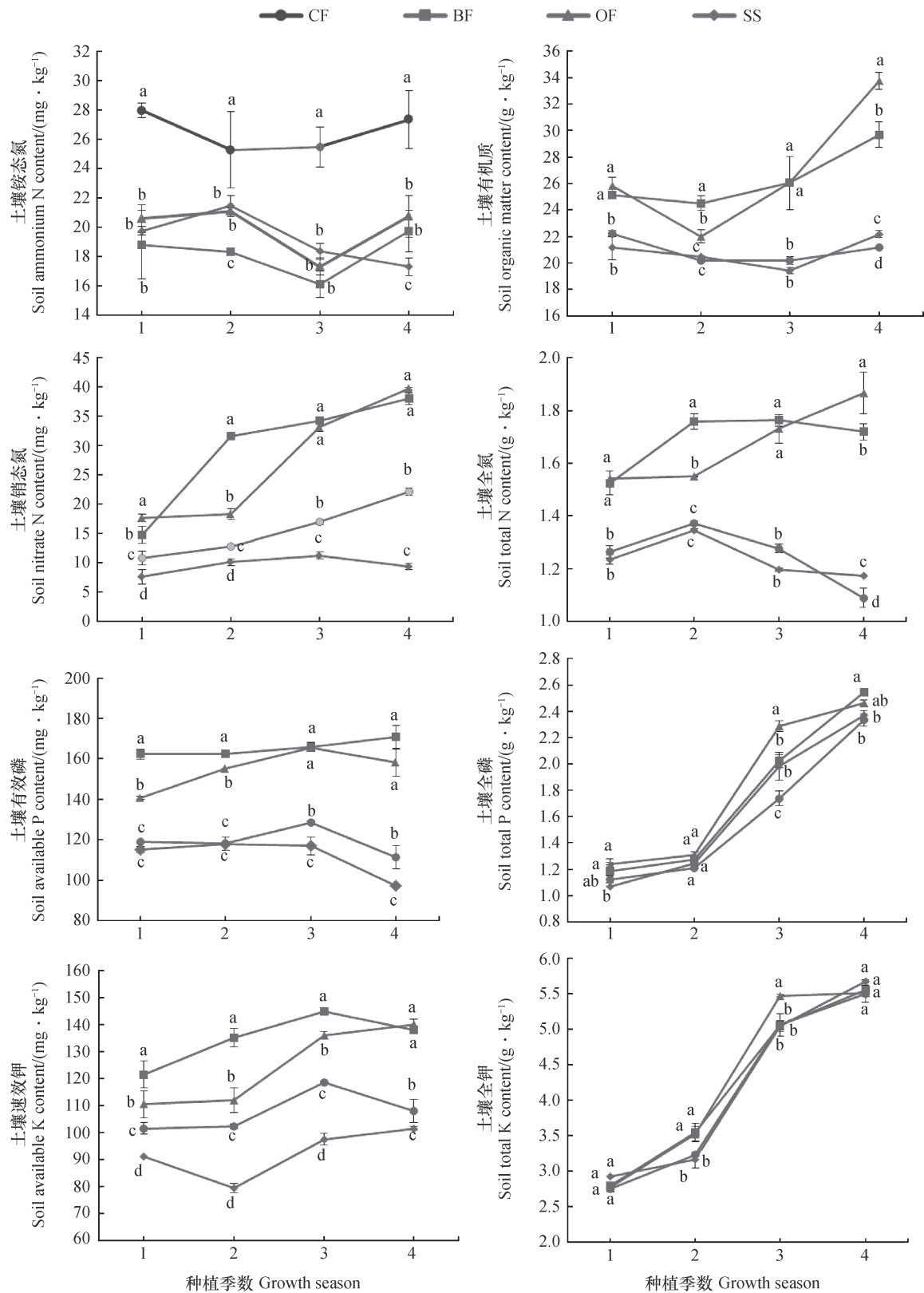


图2 不同施肥处理下的土壤养分

Fig. 2 Effects of different treatments on soil nutrients relative to cropping season in the greenhouse

配以普通有机肥或木霉菌体则不能有效维持番茄产量，连续施用4季后，产量均下降35%以上。这与

先前在黄瓜种植施肥体系中的结果类似<sup>[1]</sup>，也与 Adesemoye等<sup>[23]</sup>在番茄种植上的结果相似，即减

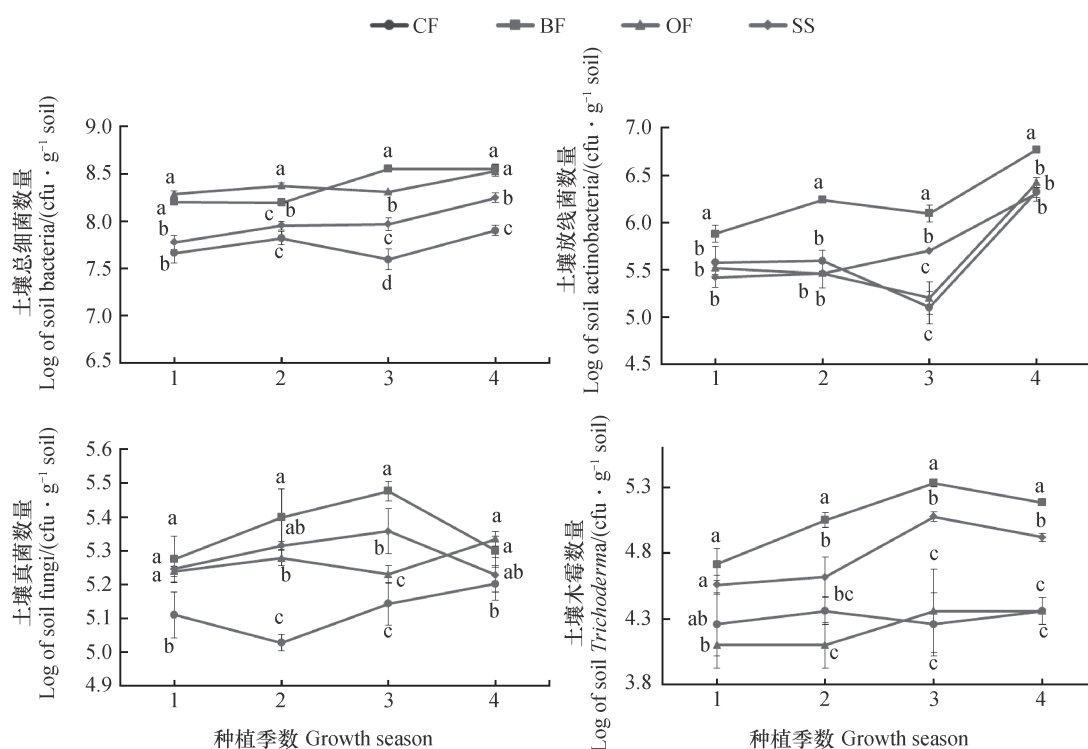


图3 不同施肥处理下土壤可培养微生物数量

Fig. 3 Effects of different treatments on population of culturable soil microbes relative to cropping season in the greenhouse

施25%化肥并配施由PGPM制成的微生物肥可有效保证番茄植株生长和稳产。

一般情况下, 生长期末的养分有效性反映了当季土壤养分的供应能力。在盆栽试验中, 高硝态氮、有效磷和速效钾含量更多见于BF处理的土壤中, 而低有效养分含量则更多见于SS处理中, OF处理的养分状态处于两者之间, 说明SS处理的养分投入不足造成减产, 而BF处理中引入的有机质和促生菌木霉可有效缓解化肥减施产生的问题。虽然OF处理的土壤肥力与BF处理的相当甚至高于BF处理(如土壤全磷和全钾), 但在养分有效性方面OF不及BF处理(图2)。究其原因有二: 其一, BF中的木霉菌具有溶解一些难溶和微溶养分的能力, 如定殖在黄瓜根际的棘孢木霉(*T. asperellum*)可提高根际磷和铁的有效性<sup>[12]</sup>; 供试菌株NJAU 4742可通过分泌植酸酶、嗜铁素、金属还原酶等活化土壤中的磷、铁、锌等养分供植物吸收<sup>[15]</sup>; 其二, 本研究中, 钾有效性的提高非木霉菌NJAU 4742直接作用而成, 因为已知NJAU 4742菌株在实验室条件下不具有活化含钾矿物的能力。因此, 除木霉菌直接的养分活化作用外, 还有其他因素引起了BF处理的土壤养分有效性提高,

推测这是由于BF处理中木霉菌的引入引起了土壤土著微生物区系的变化造成的。

土壤微生物是土壤中最活跃和最易变化的部分, 也是土壤有效养分的活性中心<sup>[24]</sup>。如图3所示, 4个处理中, BF处理的总细菌、总真菌和总放线菌数量均显著高于其他3个处理, 而CF处理的各微生物数量均较低, 这可能与化肥在连作体系中会导致微生物区系多样性和丰富度下降的原因有关<sup>[9, 25]</sup>。因此, 结合前人研究成果<sup>[13, 23, 26]</sup>, 上述结果可有如下解释: 已知木霉菌NJAU 4742具有产生类植物激素丁烯羟酸内酯(Harziolide)的功能, 其可有效促进根系伸长和根尖分化<sup>[13]</sup>, 而更大的根系生物量产生更丰富的根系分泌物, 吸引更多的微生物在根际定殖(图3), 致使根际微生物活动更加活跃而养分得到活化(图2)。上述论点, 在皮尔森相关性分析中得到论证, 即土壤养分有效性与土壤微生物丰度显著相关(表2), 如: 土壤铵态氮、硝态氮、有效磷、速效钾的含量与细菌数量均显著相关, 土壤铵态氮和有效磷与真菌相关, 硝态氮与放线菌数量相关; 且表中木霉菌的数量与土壤总真菌和放线菌的数量密切相关, 相关系数分别为0.660和0.568( $P < 0.05$ )。说明微生物

表2 土壤养分、微生物数量与番茄产量和品质指标间的相关性

| Table 2 Pearson correlations of soil nutrients and population of soil microbe with yield and quality of tomato |         |         |         |         |          |         |         |         |         |         |         |        |        |          |        |                              |
|--|---------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|--------|----------|--------|------------------------------|
|  | TN      | TP      | TK      | OM      | AN       | NN      | AP      | AK      | Bac     | Fun     | Act     | Tri    | Y      | Vc       | TSS    | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> |
| TN   | 1       |         |         |         |          |         |         |         |         |         |         |        |        |          |        |                              |
| TP   | 0.188   | 1       |         |         |          |         |         |         |         |         |         |        |        |          |        |                              |
| TK   | 0.115   | 0.967** | 1       |         |          |         |         |         |         |         |         |        |        |          |        |                              |
| OM   | 0.821** | 0.463   | 0.309   | 1       |          |         |         |         |         |         |         |        |        |          |        |                              |
| AN   | -0.496  | -0.233  | -0.216  | -0.352  | 1        |         |         |         |         |         |         |        |        |          |        |                              |
| NN   | 0.836** | 0.590*  | 0.533*  | 0.817** | 0.305    | 1       |         |         |         |         |         |        |        |          |        |                              |
| AP   | 0.920** | 0.150   | 0.091   | 0.716** | -0.447   | 0.795** | 1       |         |         |         |         |        |        |          |        |                              |
| AK   | 0.825** | 0.483   | 0.457   | 0.762** | -0.367   | 0.913** | 0.847** | 1       |         |         |         |        |        |          |        |                              |
| Bac  | 0.777** | 0.478   | 0.358   | 0.772** | -0.683** | 0.714** | 0.712** | 0.677** | 1       |         |         |        |        |          |        |                              |
| Fun  | 0.516*  | 0.247   | 0.236   | 0.398   | -0.733** | 0.480   | 0.504*  | 0.423   | 0.647** | 1       |         |        |        |          |        |                              |
| Act  | 0.282   | 0.569*  | 0.450   | 0.551*  | -0.202   | 0.522*  | 0.221   | 0.432   | 0.556*  | 0.401   | 1       |        |        |          |        |                              |
| Tri  | 0.198   | 0.327   | 0.334   | 0.138   | -0.616*  | 0.269   | 0.205   | 0.289   | 0.370   | 0.660** | 0.568*  | 1      |        |          |        |                              |
| Y  | -0.069  | -0.412  | -0.423  | -0.062  | -0.001   | -0.234  | 0.092   | 0.007   | -0.282  | -0.103  | -0.438  | -0.108 | 1      |          |        |                              |
| Vc   | 0.534   | -0.201  | -0.327  | 0.525*  | -0.042   | 0.350   | 0.462   | 0.201   | 0.430   | 0.280   | 0.392   | -0.031 | -0.304 | 1        |        |                              |
| TSS  | 0.591*  | 0.669** | 0.634** | 0.699** | -0.591*  | 0.687** | 0.537*  | 0.657** | 0.879** | 0.621*  | 0.661** | 0.402  | -0.433 | 0.281    | 1      |                              |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>   | -0.538* | 0.214   | 0.360   | -0.543* | 0.545*   | -0.173  | -0.388  | -0.144  | -0.582* | -0.373  | -0.211  | -0.062 | -0.007 | -0.667** | -0.356 | 1                            |

注：TN，全氮；TP，全磷；TK，全钾；OM，有机质；AN，铵态氮；NN，硝态氮；AP，有效磷；AK，速效钾；Bac，细菌；Fun，真菌；Act，放线菌；Tri，木霉；Y，番茄产量；Vc，维生素 C；TSS，总可溶性糖；NO<sub>3</sub><sup>-</sup>，硝酸盐。\*表示 $P < 0.05$ ；\*\*表示 $P < 0.01$ ，双尾检验 Note: TN, Soil total N; TP, Soil total P; TK, Soil total K; OM, Soil organic matter; AN, Soil ammonium-N; NN, Soil nitrate-N; AP, Soil available P; AK, Soil readily available K; Bac, Population of soil bacteria; Fun, Population of soil fungi; Act, Population of soil actinomycetes; Tri, Population of soil *Trichoderma*; Y, Yield of tomato; Vc, Vitamin C content in tomato fruit; TSS, Total soluble sugars content in tomato fruit; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> content in tomato fruit. Correlations significant at the \* $P < 0.05$  level and \*\* $P < 0.01$  level (2-tailed)

肥中的功能菌木霉可通过改变植物根系生长,间接或直接引起土壤微生物区系的变化,以调节根际养分有效性,使之向更有利于作物生长的方向发展,并最终反映在作物产量上。类似地,有研究<sup>[27]</sup>报道,微生物肥在不同土壤和种植体系中,可替代23%~52%的化肥施用量,而不致使作物减产,这被证明与PGPM具有活化土壤养分和调节根际微生物区系的能力有关。

我国化肥平均用量达460 kg·hm<sup>-2</sup>,而目前化肥的利用率仅30%~35%<sup>[4, 24]</sup>。大量的化肥施用后未被作物吸收,造成土壤总体养分过剩而养分利用率偏低等问题。但同时,农户并未停止增加化肥施用量,而为追求高产更加盲目地投入化肥,使得施肥成为影响蔬菜中硝酸盐积累最严重的原因之一<sup>[1, 28]</sup>。本研究中,在田间和盆栽试验条件下,减施25%化肥的BF、OF及SS处理番茄果实中硝酸盐含量均显著低于100%化肥处理的CF,且随着施用次数的增加硝酸盐积累差异越明显(图1)。而且,BF和OF处理的番茄果实中维生素C和可溶性糖的含量较CF分别高2%~23%和35%~54%,说明施用一定量的有机物料可有效提高果实品质。皮尔森相关性分析结果(表2)进一步证实了上述论点,因为,本研究中果实维生素C的含量与土壤有机质呈显著正相关关系( $r=0.525$ ),而硝酸盐含量则与之呈显著负相关关系( $r=-0.543$ )。Oliveria等<sup>[29]</sup>的研究认为,在有机种植体系中,番茄植株由于在有效性相对较低的养分环境中生长,生长速度相对较慢,有利于其可溶性固形物如糖分、维生素C及酚酸类等物质的积累;而在非有机种植体系中,高硝酸盐积累常与低维生素C含量相伴<sup>[30]</sup>,与本试验结果一致。因此,减量化肥与微生物有机肥配施,通过向土壤中输入养分、有机物和功能微生物,可有效活化土壤中的养分和增加微生物群落多样性,提高养分利用效率,降低化肥用量,应作为重要的农业生产措施推广实施。

## 4 结 论

减施部分化肥而配施以功能菌(如木霉菌)制成的微生物有机肥,不仅能保证番茄稳产,还能显著提升番茄果实品质,说明微生物肥料中的功能菌可显著活化土壤养分,改变土壤微生物结构,从而

直接或间接地调节根际养分的有效性和供应能力,改善土壤肥力状况。

## 参 考 文 献

- [1] 顾小龙,陈巍,蔡枫,等. 配施木霉微生物肥对连作黄瓜的影响. 土壤学报, 2016, 53(5): 1296-1305  
Gu X L, Chen W, Cai F, et al. Effect of *Trichoderma* biofertilizer on continuous cropping cucumber cultivation with reduced rates of chemical fertilizer application (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2016, 53(5): 1296-1305
- [2] Simpson R J, Oberson A, Culvenor R A, et al. Strategies and agronomic interventions to improve the phosphorus-use efficiency of farming systems. Plant and Soil, 2011, 349(1): 89-120
- [3] da Costa P B, Beneduzi A, de Souza R, et al. The effects of different fertilization conditions on bacterial plant growth promoting traits: Guidelines for directed bacterial prospection and testing. Plant and Soil, 2013, 368(1/2): 267-280
- [4] 黄立华. 施肥对大白菜产量和品质的影响及硝酸盐累积的研究. 长春: 吉林农业大学, 2004  
Huang L H. Effect of fertilization on the yield and qualities of Chinese cabbage and study of nitrate accumulation (In Chinese). Changchun: Jilin Agricultural University, 2004
- [5] Adesemoye A O, Kloepper J W. Plant-microbes interactions in enhanced fertilizer-use efficiency. Applied Microbiology and Biotechnology, 2009, 85(1): 1-12
- [6] 乔策策,王甜甜,王若斐,等. 高效溶磷菌的筛选及其促生效应研究. 南京农业大学学报, 2017, 40(4): 664-670  
Qiao C C, Wang T T, Wang R F, et al. Screening phosphate solubilizing bacterial strains from maize rhizosphere and research on their plant growth promotion effect (In Chinese). Journal of Nanjing Agricultural University, 2017, 40(4): 664-670
- [7] Cai F, Chen W, Wei Z, et al. Colonization of *Trichoderma harzianum* strain SQR-T037 on tomato roots and its relationship to plant growth, nutrient availability and soil microflora. Plant and Soil, 2015, 388(1/2): 337-350
- [8] 丁传雨,乔焕英,沈其荣,等. 生物有机肥对茄子青枯病的防治及其机理探讨. 中国农业科学, 2012, 45(2): 239-245  
Ding C Y, Qiao H Y, Shen Q R, et al. Control effect



- and action mechanism research of bio-organic fertilizer on eggplant bacterial wilt ( In Chinese ). *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45 ( 2 ) : 239—245
- [ 9 ] 付琳, 阮云泽, 沈宗专, 等. 生物有机肥对连作香蕉根际土壤可培养细菌区系的影响. *南京农业大学学报*, 2012, 35 ( 6 ) : 82—88
- Fu L, Ruan Y Z, Shen Z Z, et al. Effects of bio-organic fertilizer on the community structure of culturable bacteria in the rhizosphere soil of a continuous-cropping banana field ( In Chinese ). *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2012, 35 ( 6 ) : 82—88
- [ 10 ] Molla A H, Haque M M, Haque M A, et al. *Trichoderma*-enriched biofertilizer enhances production and nutritional quality of tomato ( *Lycopersicon esculentum* Mill. ) and minimizes NPK fertilizer use. *Agricultural Research*, 2012, 1 ( 3 ) : 265—272
- [ 11 ] 杨春林, 席亚东, 刘波微, 等. 哈茨木霉 T-h-30 对几种蔬菜的促生作用及病害防治初探. *西南农业学报*, 2008, 21 ( 6 ) : 1603—1607
- Yang C L, Xi Y D, Liu B W, et al. Primary study on growth-promoting and biological control effects of *Trichoderma harzianum* T-h-30 on vegetables ( In Chinese ). *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*, 2008, 21 ( 6 ) : 1603—1607
- [ 12 ] Yedidia I, Srivastva A K, Kapulnik Y, et al. Effect of *Trichoderma harzianum* on microelement concentrations and increased growth of cucumber plants. *Plant and Soil*, 2001, 235 ( 2 ) : 235—242
- [ 13 ] Cai F, Yu G, Wang P, et al. Harzianolide, a novel plant growth regulator and systemic resistance elicitor from *Trichoderma harzianum*. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2013, 73 ( 6 ) : 106—113
- [ 14 ] Huang X, Chen L, Ran W, et al. *Trichoderma harzianum* strain SQR-T37 and its bio-organic fertilizer could control *Rhizoctonia solani* damping-off disease in cucumber seedlings mainly by the mycoparasitism. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2011, 91 ( 3 ) : 741—755
- [ 15 ] Li R X, Cai F, Pang G, et al. Solubilisation of phosphate and micronutrients by *Trichoderma harzianum* and its relationship with the promotion of tomato plant growth. *PLoS One*, 2015, 10 ( 6 ) : e0130081
- [ 16 ] Nzanza B, Marais D, Soundy P. Yield and nutrient content of tomato ( *Solanum lycopersicum* L. ) as influenced by *Trichoderma harzianum* and *Glomus mosseae* inoculation. *Scientia Horticulturae*, 2012, 144 ( 3 ) : 55—59
- [ 17 ] Simion V, Câmpeanu G H, Vasile G, et al. Nitrate and nitrite accumulation in tomatoes and derived products. *Romanian Biotechnological Letters*, 2008, 13 ( 4 ) : 3785—3790
- [ 18 ] Allen S E. Chemical analysis of ecological materials. Oxford: Blackwell, 1974
- [ 19 ] Hervás A, Landa B, Datnoff L E. Effects of commercial and indigenous microorganisms on Fusarium wilt development in chickpea. *Biological Control*, 1998, 13 ( 3 ) : 166—176
- [ 20 ] Atkins S D, Clark I M, Sosnowska D, et al. Detection and quantification of *Plectosphaerella cucumerina*, a potential biological control agent of potato cyst nematodes, by using conventional PCR, real-time PCR, selective media, and baiting. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, 69 ( 8 ) : 4788—4793
- [ 21 ] Raigon M D, Garcia M P, Maquieira A, et al. Determination of available nitrogen ( nitric and ammoniacal ) in soils by flow-injection analysis. *Analysis*, 1992, 20 ( 8 ) : 483—487
- [ 22 ] Shen W, Lin X, Gao N, et al. Land use intensification affects soil microbial populations, functional diversity and related suppressiveness of cucumber Fusarium wilt in China's Yangtze River Delta. *Plant and Soil*, 2008, 306 ( 1/2 ) : 117—127
- [ 23 ] Adesemoye A O, Torbert H A, Kloepper J W. Plant growth-promoting rhizobacteria allow reduced application rates of chemical fertilizers. *Microbial Ecology*, 2009, 58 ( 4 ) : 921—929
- [ 24 ] 赵军, 李勇, 冉炜, 等. 有机肥替代部分化肥对稻麦轮作系统产量及土壤微生物区系的影响. *南京农业大学学报*, 2016, 39 ( 4 ) : 594—602
- Zhao J, Li Y, Ran W, et al. Effects of organic manure partial substitution for chemical fertilizer on crop yield and soil microbiome in a rice-wheat cropping system ( In Chinese ). *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2016, 39 ( 4 ) : 594—602
- [ 25 ] 张瑞福, 沈其荣. 抑病型土壤的微生物区系特征及调控. *南京农业大学学报*, 2012, 35 ( 5 ) : 125—132
- Zhang R F, Shen Q R. Characterization of the microbial flora and management to induce the disease suppressive soil ( In Chinese ). *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2012, 35 ( 5 ) : 125—132
- [ 26 ] Huang L F, Song L X, Xia X J, et al. Plant-soil feedbacks and soil sickness: From mechanisms to application in agriculture. *Journal of Chemical Ecology*, 2013, 39 ( 2 ) : 232—242
- [ 27 ] Rose M T, Phuong T L, Nhan D K, et al. Up to

- 52% N fertilizer replaced by biofertilizer in lowland rice via farmer participatory research. *Agronomy for Sustainable Development*, 2014, 34 (4): 857—868
- [28] 李瑞霞, 陈巍, 蔡枫, 等. 贵州木霉NJAU4742生物有机肥对番茄种植的影响. *南京农业大学学报*, 2017, 40 (3): 464—472
- Li R X, Chen W, Cai F, et al. Effects of *Trichoderma*-enriched biofertilizer on tomato plant growth and fruit quality (In Chinese). *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2017, 40 (3): 464—472
- [29] Oliveira A B, Moura C F H, Gomes-Filho E, et al. The impact of organic farming on quality of tomatoes is associated to increased oxidative stress during fruit development. *PLoS One*, 2013, 8 (2): e56354
- [30] 康亚龙, 景峰, 孙文庆, 等. 加工番茄连作对土壤理化性状及微生物量的影响. *土壤学报*, 2016, 53 (2): 533—542
- Kang Y L, Jing F, Sun W Q, et al. Effects of continuous cropping of processing tomato on physical-chemical properties of and microbial biomass in the soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2016, 53 (2): 533—542

## Effects of Bio-manure Combined with Chemical Fertilizer Reduced in Application Rate on Soil Fertility and Yield and Quality of Tomato

ZHAO Zheng CHEN Wei<sup>†</sup> WANG Huan XIA Kexin GAO Renwei JIANG Siqu PANG Guan  
CAI Feng

(Jiangsu Provincial Key Laboratory for Organic Solid Waste Utilization, Jiangsu Collaborative Innovation Center for Solid Organic Waste Resource Utilization, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

**Abstract** 【Objective】The use of plant growth-promoting microbes to improve plant nutrition and hence reduce the rate of chemical fertilizer is becoming a popular strategy for sustainable agriculture. 【Method】In this work, a field-pot experiment, designed to have four treatments, i.e. CF (control, 100% of chemical fertilizer at a conventional rate), Treatment OF (Chemical fertilizer, 75% of the conventional application rate plus organic manure, 50 g·plant<sup>-1</sup>), Treatment BF (Chemical fertilizer, 75% of the conventional application rate plus *Trichoderma*-enriched bio-manure), and Treatment SS (Chemical fertilizer, 75% of the conventional application rate plus *Trichoderma* spore suspension), was conducted on the crop of tomato. 【Result】Results of the field experiment demonstrated that Treatment BF was almost the same in yield as CF, while Treatment OF and Treatment SS was significantly lower than CF. The field experiment and the pot experiment displayed the same trend. In the pot experiment of four successive cropping of tomato, Treatment OF and Treatment SS decreased by 6%~38% and 9%~35%, respectively, in tomato yield as compared with CF. Besides, the treatments significantly affected quality of the tomato fruit ( $P < 0.05$ ), by reducing NO<sub>3</sub><sup>-</sup> accumulation by 32%~46% in the fruit under greenhouse, while Treatments BF and OF increased the content of Vitamin C and the content of total soluble sugar in the fruit by 2%~23% and 35%~54%, respectively. The field experiment also showed that Treatments BF and OF increased the content of total soluble sugar in the fruit by approximately 40% while decreasing NO<sub>3</sub><sup>-</sup> accumulation by 42%~57%. In the pot experiment, Treatments BF and OF were significantly higher than CF and Treatment SS in content of available P and K ( $P < 0.05$ ), while CK was always the highest in content of ammonia-N among the 4 treatments throughout the 4 growing seasons. The soil nitrate-N gradually increased with the cropping going on in all the treatments, particularly Treatments BF and OF, which were significantly higher than CF. Moreover, Treatment BF was much higher than the other two and CF in population of soil microbes and in most cases, it sustained relatively big populations of bacteria, fungi and actinomycetes.

Pearson correlation analysis shows that soil nutrients were closely related to population of soil microbes, and that the population of *Trichoderma* in the soil was positively and significantly related to that of soil fungi and actinomycetes, which may be attributed to the effect of *Trichoderma*, once colonized in Treatment BF, stimulating propagation of bacteria, fungi and actinomycetes in the rhizosphere of tomato and hence enhancing availability of soil nutrients. The population of soil microbes in the rhizosphere of the crop was also found positively and significantly related to numerous soil fertility indices. 【 Conclusion 】 To sum up, all the findings in the experiment suggests that the application of chemical fertilizer, 75% of the conventional application rate, plus *Trichoderma*-enriched bio-manure can effectively guarantee a stable yield of tomato higher in quality, and in the long run, increase the population of soil microbes and improve soil fertility.

**Key words** *Trichoderma*-enriched bio-organic manure; Chemical fertilizer of a reduced rate; Tomato yield; Fruit quality; Soil nutrient; Soil microflora

（责任编辑：陈荣府）

DOI: 10.11766/trxb201803010054

# 外源一氧化氮与水杨酸对盐胁迫下小麦幼苗生理特性的影响\*

张 倩<sup>1</sup> 贺明荣<sup>2</sup> 陈为峰<sup>1</sup> 代兴龙<sup>2</sup> 王振林<sup>2</sup> 董元杰<sup>1†</sup> 诸葛玉平<sup>1†</sup>

(1 山东农业大学资源与环境学院, 土肥资源高效利用国家工程实验室, 山东泰安 271018)

(2 山东农业大学农学院, 山东泰安 271018)

**摘 要** 在液培条件下, 以小麦(山农22号)为试验材料, 外源一氧化氮(Nitric oxide, NO)供体硝普钠(Sodium nitroprusside, SNP)和水杨酸(Salicylic acid, SA)作为调控物质, 研究外源NO和SA单独及复配施用对120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl胁迫下小麦生长及生理特性的影响。结果表明, 120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl胁迫严重抑制了小麦幼苗的生长, 添加适宜浓度的SNP(100 μmol·L<sup>-1</sup>)或SA(100 μmol·L<sup>-1</sup>)均能显著缓解盐胁迫对小麦造成的伤害。而与单独添加SNP或SA相比, SA+SNP复合调控更能明显降低盐胁迫诱导的活性氧(Reactive oxygen species, ROS)积累、丙二醛(Malondialdehyde, MDA)含量以及电解质渗出率; 提高小麦叶绿素含量、抗氧化酶活性和脯氨酸含量, 从而提高其抗盐性; 通过提高根系活力来促进对矿质元素的吸收, 从而提高小麦幼苗的干物质积累; 同时抑制了小麦对Na的吸收, 以此减缓盐胁迫的毒害。由此说明NO与SA在缓解小麦幼苗盐胁迫中表现出积极的协同作用。试验各处理中施用50 μmol·L<sup>-1</sup> SA+50 μmol·L<sup>-1</sup> SNP的处理缓解小麦盐胁迫的效果最为明显。

**关键词** 盐胁迫; 一氧化氮; 水杨酸; 协同作用

**中图分类号** S512.1; Q945.78 **文献标识码** A

土壤盐渍化是影响植物生长、导致农作物减产的主要因素之一<sup>[1]</sup>。盐胁迫会引起植物形态、生理、生物化学等多方面变化<sup>[2]</sup>。高浓度NaCl会使植物根部土壤水势降低, 根系吸取水分困难从而产生渗透胁迫。同时盐胁迫条件下叶片气孔关闭, 植物体内电子运输与光合器官受损, 导致光合作用及生产率下降。盐胁迫同样会使植物体内产生大量活性氧, 造成脂类、蛋白质和氨基酸的氧化损伤, 引起代谢紊乱, 最终导致作物产量下降<sup>[3]</sup>。

一氧化氮(Nitric oxide, NO)和水杨酸(Salicylic acid, SA)是植物体内普遍存在的两种

小分子信号物质, 且均在植物抵抗生物和非生物逆境胁迫反应中起重要作用<sup>[4]</sup>。SA与NO的信号应答途径并非孤立的, 二者在很多抗逆反应中均存在交互作用<sup>[5]</sup>。研究表明, SA能够诱导拟南芥中NO的合成, 且在一定范围和时间内NO合成量随SA浓度升高而增加<sup>[6]</sup>。而在烟草的系统获得抗性信号通路中, NO活性完全依赖于SA功能作用<sup>[7]</sup>。Singh等<sup>[8]</sup>研究认为, NO与SA能够协同调节植物体内亚硝酸盐胁迫反应信号。在对NO和SA减轻红花的锌毒害作用的研究中发现, 复合施用较单独施用缓解毒害效果更加显著<sup>[9]</sup>。此外, 相关研究发

\* 国家重点研发计划项目(2017YFD0201705)、国家重点基础研究发展计划项目(2015CB150404)和山东省自主创新及成果转化专项(2014ZZCX07402)共同资助 Supported by the National Key Research and Development Support Program of China (No. 2017YFD0201705), the National Basic Research Program of China (No. 2015CB150404), and the Indigenous Innovation Project of Shandong Province (No. 2014ZZCX07402)

† 通讯作者Corresponding author, E-mail: yuanjiedong@163.com, zhugeyp@sdaa.edu.cn

作者简介: 张倩(1994—), 女, 硕士研究生, 主要从事植物营养逆境生理方面的研究。E-mail: 425617610@qq.com

收稿日期: 2018-03-01; 收到修改稿日期: 2018-05-02; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2018-06-15



现外源施加SA与NO均能缓解镍对龙爪稷幼苗<sup>[10]</sup>及甘蓝型油菜<sup>[11]</sup>的毒害作用,但其复配处理效果更具优势。

小麦作为三大粮食作物之一,具有较高的营养价值。有研究显示SA和NO能够提高小麦中波紫外线胁迫抗性,且二者结合施用时效果最佳<sup>[12]</sup>。而有关外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗生长影响的相关研究尚少见报道。因此本试验以小麦为研究对象,以硝普钠(Sodium nitroprusside, SNP)为NO供体,研究盐胁迫下外源NO和SA单独及复合施用对其幼苗生长、光合色素合成及抗氧化酶系统的影响,以期了解外源NO、SA及其复合施用对盐胁迫下小麦幼苗生长的缓解效应,并揭示其缓解机理,为盐碱土壤上的小麦高产栽培和盐渍化土地的开发利用提供理论依据和技术支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

试验于2017年9月在山东农业大学资源与环境学院植物营养学实验室进行。供试小麦(*Triticum aestivum* L.)品种“山农22号”,该品种为山东省栽培面积较广的一种优质高产的小麦品种但耐盐性较差。选取籽粒饱满、大小均匀、无病虫害的种子,经0.1%的NaClO消毒10 min,然后用蒸馏水反复漂洗干净,置于SPX-2501C型人工智能气候箱中25℃下恒温培养。待种子露白后,播于洗净的湿润蛭石中,萌发后用1/2 Hoagland营养液浇灌。待小麦长出两片叶后挑选长势一致的植株洗净根部蛭石后,移栽至盛有1/2 Hoagland营养液的玻璃器皿中,每盆25株,营养液调pH至6.5~6.8,幼苗生长条件的室内昼/夜温度为25/18℃,光强为100  $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ,光照时间14 h·d<sup>-1</sup>。

### 1.2 试验设计

试验设6个处理:1) CK: Hoagland营养液处理;2) NaCl: Hoagland营养液+120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl;3) SA: Hoagland营养液+120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl+100  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SA;4) SNP: Hoagland营养液+120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl+100  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SNP;5) 1/2(SA+SNP): Hoagland营养液+120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl+50  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SA +50  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SNP;6) SA+SNP: Hoagland营养液+120 mmol·L<sup>-1</sup>

NaCl+100  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SA+100  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SNP,每个处理重复3次,每盆每次用250 mL配制的混合液进行处理。每隔2 d换一次混合液,处理14 d后进行各项指标的测定。

### 1.3 测定项目及方法

鲜重和干重的测定:采取各部分植株样,用去离子水将其冲洗干净,再用吸水纸吸干,直接测定各部分鲜重(FW)。将新鲜材料放于105℃烘箱中杀青30 min后,在70℃下烘干至恒重,然后测定植株干重(DW)。

光合色素含量的测定:用96%的乙醇将采取的幼叶研磨成匀浆,并在25 mL容量瓶内定容,摇匀后用分光光度计分别测定在665、649和470 nm下的吸光度值,然后利用相关公式计算出叶绿素和类胡萝卜素的含量。

电解质渗出率的测定:相对电导值(%)=第一次电导值/杀死后电导值×100%;

电解质渗出率(%)=(样品相对电导值-对照相对电导值)/(100%-对照相对电导值)×100%。

N、P、K、Na、Ca、Mg含量测定:植株样品经烘干、研磨过筛后,H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>消化,凯氏定氮法测定全氮含量、钼锑抗比色法测定全磷含量,火焰光度计法测定全钾、全钠含量。植株Ca、Mg含量采用HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>消煮,并用原子吸收分光光度计进行测定<sup>[13]</sup>。

O<sub>2</sub><sup>-</sup>的测定:用磷酸缓冲液冰浴研磨,低温离心后采用羟胺氧化反应法测定。

H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>含量测定:参照Patterson等<sup>[14]</sup>的方法,采用三氯乙酸(Trichloroacetic acid, TCA)进行冰浴研磨,低温离心后加入磷酸缓冲液和KI溶液于390 nm下进行比色测定。

抗氧化酶活性的测定<sup>[15]</sup>:取样品加入磷酸缓冲液冰浴研磨,低温离心后超氧化物歧化酶(Superoxide dismutase, SOD)活性测定采用氮蓝四唑(Nitro-blue tetrazolium, NBT)法,过氧化物酶(Peroxidase, POD)活性测定采用愈创木酚法,过氧化氢酶(Catalase, CAT)活性测定采用紫外吸收法。

### 1.4 数据处理

采用Excel 2003软件处理数据和绘表,采用DPS 7.05软件进行统计分析,采用最小显著极差法

(LSD) 进行差异显著性检验 ( $P < 0.05$ )。

## 2 结 果

### 2.1 不同处理对小麦幼苗干鲜重及根系活力的影响

由表1可知NaCl处理显著抑制小麦幼苗的生长。与CK相比, NaCl处理下小麦幼苗的地上部鲜

重和干重分别降低45.65%和6.46%, 地下部鲜重和干重分别降低55.80%和12.44%, 且差异显著。添加外源NO或SA之后都能够缓解盐胁迫, 二者的复合处理也可以提高小麦幼苗的地上部和地下部鲜重及干重。其中1/2(SA+SNP)处理地上部鲜重及干重较NaCl处理分别增加67.34%和6.80%, 地下部鲜重及干重分别增加76.91%和17.61%, 且差异显著, 可见其效果最明显。

表1 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗干鲜重及根系活力的影响

Table 1 Effects of extraneous nitric oxide and salicylic acid on fresh or dry matter weight and root activity of the wheat seedlings under salt stress

| 处理<br>Treatment | 鲜重Fresh weight/(g·10 plants <sup>-1</sup> ) |                | 干重Dry weight/(g·10 plants <sup>-1</sup> ) |               | 根系活力<br>Root activity<br>/( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ FW) |
|-----------------|---|----------------|---|---------------|---|
|                 | 叶Leaf                                       | 根Root          | 叶Leaf                                     | 根Root         |   |
| CK              | 3.33 ± 0.22a                                | 0.21 ± 0.00a   | 0.99 ± 0.05a                              | 0.11 ± 0.01a  | 14.75 ± 0.58a   |
| NaCl            | 1.81 ± 0.22c                                | 0.19 ± 0.00c   | 0.44 ± 0.08d                              | 0.09 ± 0.00b  | 7.54 ± 1.05d  |
| SA              | 2.82 ± 0.15b                                | 0.20 ± 0.01abc | 0.67 ± 0.09c                              | 0.10 ± 0.00ab | 11.12 ± 0.56c   |
| SNP             | 3.00 ± 0.20ab                               | 0.20 ± 0.00ab  | 0.66 ± 0.02c                              | 0.10 ± 0.01ab | 11.48 ± 1.01c   |
| 1/2(SA+SNP)     | 3.03 ± 0.19ab                               | 0.21 ± 0.01a   | 0.78 ± 0.03b                              | 0.11 ± 0.00a  | 13.13 ± 0.55b   |
| SA+SNP          | 2.76 ± 0.19b                                | 0.20 ± 0.00bc  | 0.64 ± 0.02c                              | 0.10 ± 0.01ab | 12.21 ± 0.46bc  |

注: 1) CK: Hoagland营养液 Hoagland nutrient solution; NaCl: 120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl; SA: 120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl+100  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SA; SNP: 120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl+100  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SNP; 1/2(SA+SNP): 120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl+50  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SA +50  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SNP; SA+SNP: 120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl+100  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SA+100  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  SNP; 2) 同一列中无相同字母表示处理间差异显著 ( $P < 0.05$ )。下同 Different letters in the same column indicate significant differences between treatments at 0.05 level. The same below

根系活力是根生命力强弱的综合评价指标, 反映植物根系的整体发育状况。由表1可知, 与CK相比, NaCl处理可显著降低小麦幼苗的根系活力。SNP和SA单独处理小麦幼苗根系活力分别较NaCl处理提高52.34%、47.56%; SNP和SA复合处理下其根系活力分别较NaCl处理提高74.26%、61.94%, 且差异显著。说明外源NO、SA及其复合处理在盐胁迫下均可促进小麦幼苗根系的生长, 提高其根系活力, 从而促进植株对营养物质的吸收以及地上部的良好生长, 且以1/2(SA+SNP)交互作用效果更明显。

### 2.2 不同处理对小麦幼苗叶片光合色素含量的影响

由表2可见, 盐胁迫显著降低小麦幼苗叶片光合色素的含量。与CK相比, NaCl处理的叶绿素a (Chlorophyll a, Chl a)、叶绿素b (Chlorophyll b, Chl b)和类胡萝卜素 (Carotenoid, Car)的含量分

别降低16.98%、17.86%、5.03%。随着SNP或SA的添加, Chl a、Chl b和Car的含量均有明显的提高。其中1/2(SA+SNP)处理提高的幅度更大, 且与NaCl处理差异显著, 其Chl a、Chl b和Car的含量较NaCl处理分别提高39.58%、24.46%、33.06%。表明NaCl处理对小麦幼苗产生胁迫, 而外源NO与SA可以缓解这种胁迫, 尤其是1/2(SA+SNP)的复合处理对盐胁迫的缓解效果更明显。

### 2.3 不同处理对小麦幼苗O<sub>2</sub><sup>·-</sup>产生速率和H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>含量的影响

如图1所示, NaCl处理显著提高了小麦幼苗O<sub>2</sub><sup>·-</sup>的产生速率和H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>的积累。与CK相比, NaCl处理下小麦幼苗叶片和根系中的O<sub>2</sub><sup>·-</sup>的产生速率分别显著提高82.25%、80.61%, 表明盐胁迫诱导了小麦的过氧化压力。但是添加SNP或SA, 尤其是1/2(SA+SNP), 可以显著降低叶片和根系中的O<sub>2</sub><sup>·-</sup>

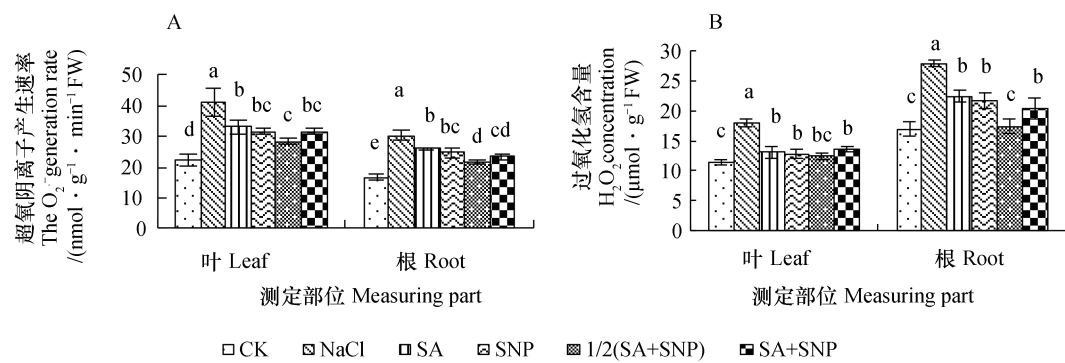


图1 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗超氧阴离子产生速率（A）及过氧化氢含量（B）的影响

Fig. 1 Effects of extraneous nitric oxide and salicylic acid on O<sub>2</sub><sup>-</sup> generation rate (A) and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> content (B) of the wheat seedlings under salt stress

表2 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗叶片光合色素含量的影响

Table 2 Effects of extraneous nitric oxide and salicylic acid on chlorophyll contents in leaves of the wheat seedlings under salt stress/ (mg·g<sup>-1</sup> FW)

| 处理<br>Treatment | 叶绿素含量<br>Total Chl content | 叶绿素a含量<br>Chl a content | 叶绿素b含量<br>Chl b content | 类胡萝卜素含量<br>Carotenoid content |
|-----------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------------|
| CK              | 1.17 ± 0.12b               | 0.90 ± 0.10c            | 0.28 ± 0.03ab           | 0.22 ± 0.03cd                 |
| NaCl            | 0.97 ± 0.03c               | 0.75 ± 0.04d            | 0.23 ± 0.01c            | 0.21 ± 0.02d                  |
| SA              | 1.32 ± 0.04a               | 1.01 ± 0.03ab           | 0.31 ± 0.02a            | 0.24 ± 0.02bc                 |
| SNP             | 1.19 ± 0.08b               | 0.92 ± 0.06bc           | 0.26 ± 0.02b            | 0.25 ± 0.01b                  |
| 1/2(SA+SNP)     | 1.32 ± 0.05a               | 1.04 ± 0.03a            | 0.28 ± 0.01ab           | 0.28 ± 0.00a                  |
| SA+SNP          | 1.28 ± 0.04ab              | 1.00 ± 0.03ab           | 0.28 ± 0.01ab           | 0.25 ± 0.00b                  |

产生速率。与NaCl处理相比，1/2(SA+SNP)处理下叶片和根系中的O<sub>2</sub><sup>-</sup>产生速率分别降低30.52%、29.16%。H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>的累积变化趋势和O<sub>2</sub><sup>-</sup>的产生速率的变化趋势类似，NaCl处理下显著提高，添加SNP和SA均可降低盐胁迫下H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>且差异显著，其中1/2(SA+SNP)处理H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>的累积量降低最为明显。

2.4 不同处理对小麦幼苗丙二醛含量和电解质渗出率的影响

盐胁迫诱导丙二醛（MDA）的积累，促进膜脂过氧化对小麦幼苗的伤害（图2A）。与CK相比，NaCl处理下小麦幼苗叶片和根系中的MDA含量分别提高38.95%、56.29%。添加SNP或SA均可以起到缓解效应，其中SNP和SA交互作用的缓解效应更明显。与NaCl处理相比，1/2(SA+SNP)处理小麦幼苗叶片和根系中的MDA含量显著降低，分别降低15.78%、24.23%，表现出更好的缓解效果。

盐胁迫处理下小麦幼苗的电解液渗出率均显

著升高（图2B）。与CK相比，NaCl处理的电解液渗出率提高70.72%。而添加SNP或SA均可以显著降低电解质渗出率，并且SNP和SA交互作用的缓解效应更明显，与其他3个处理相比也具有显著差异。与NaCl处理相比，1/2(SA+SNP)处理小麦幼苗的电解质渗出率降低32.50%，表现出更好的缓解效果。

2.5 不同处理对小麦幼苗抗氧化酶活性的影响

超氧化物歧化酶（SOD）的活性在NaCl处理下显著降低（图3A）。与CK相比，NaCl处理使小麦幼苗叶片和根系中的SOD活性分别降低18.67%、41.79%。添加SNP或SA可以缓解盐胁迫造成的SOD活性降低，其中SNP和SA交互作用的缓解效应更明显。与NaCl处理相比，1/2(SA+SNP)处理小麦幼苗叶片和根系中的SOD活性显著提高，分别提高14.49%、21.53%，表现出最好的缓解效果。为适应盐胁迫，NaCl处理下小麦幼苗的

过氧化物酶 (POD) 活性显著提高 (图3B)。与CK相比, 其叶片和根系中的POD活性分别提高10.86%、12.11%。随着SNP和SA的添加, 各处理均显著提高小麦幼苗的POD活性, 起到缓解盐害的作用, 其中SNP和SA复合处理的缓解效应更明显。与NaCl处理相比, 1/2(SA+SNP)处理小麦幼苗叶片和根系中的SOD活性分别提高9.12%、7.34%, 具有显著差异, 表现出最好的缓解效果。

过氧化氢酶 (CAT) 活性变化趋势和SOD活性变化趋势基本相似 (图3C)。在NaCl处理条件下显著降低, 其叶片和根系中的CAT活性分别较CK降低44.43%、49.76%。但是添加SNP和SA及二者交互作用后, CAT活性均显著提高。尤其1/2(SA+SNP)处理的缓解效应更明显, 与二者单独施加相比差异显著, 其叶片和根系中的CAT活性分别较NaCl处理提高了42.74%、62.95%。

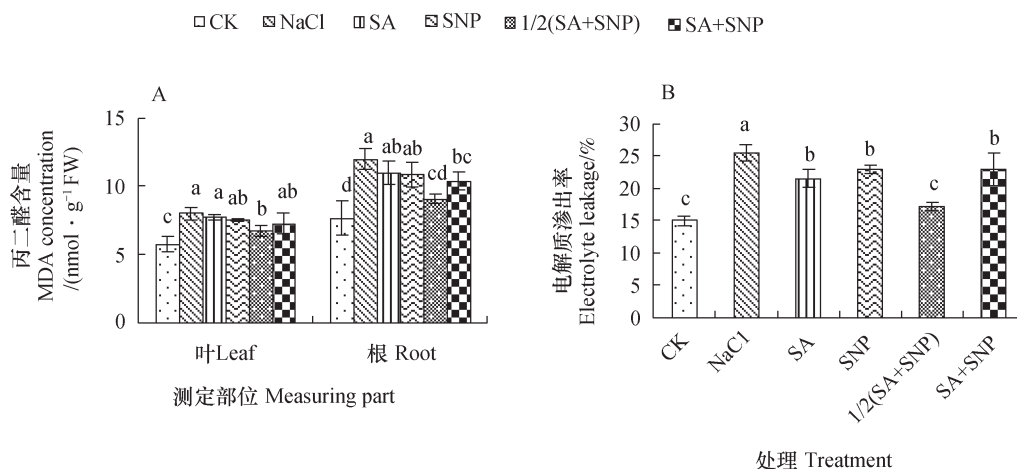


图2 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗丙二醛含量 (A) 及电解质渗出率 (B) 的影响

Fig. 2 Effects of extraneous nitric oxide and salicylic acid on MDA content (A) and electrolyte leakage (B) of the wheat seedlings under salt stress

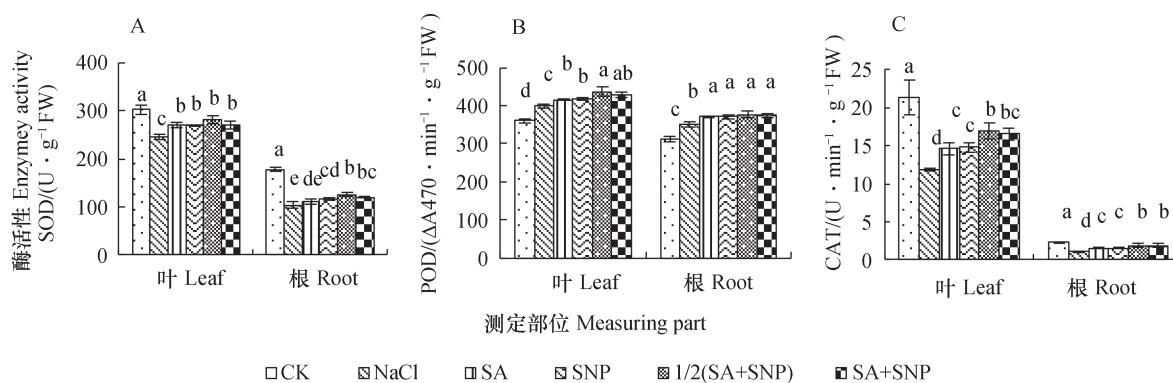


图3 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗SOD (A)、POD (B) 及CAT (C) 酶活性的影响

Fig. 3 Effects of extraneous nitric oxide and salicylic acid on SOD (A), POD (B) and CAT (C) activity of the wheat seedlings under salt stress

## 2.6 不同处理对小麦幼苗脯氨酸含量的影响

脯氨酸在植物体内的含量在一定程度上反映植物的抗逆性。由图4可知, 在盐胁迫条件下, 脯氨酸含量增加, 从而小麦幼苗更好地适应盐胁迫逆境。随着SNP和SA的添加, 进一步提高了小麦幼

苗的脯氨酸含量, 起到缓解盐害的作用, 其中SNP和SA交互作用的缓解效应更为明显。与NaCl处理相比, 1/2(SA+SNP)处理小麦幼苗叶片和根系中的脯氨酸含量分别增加了6.62%、35.55%, 差异显著, 表现出更好的缓解效应。



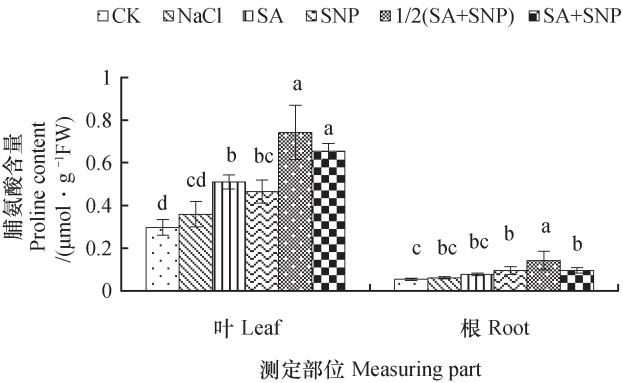


图4 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗脯氨酸含量的影响

Fig. 4 Effects of extraneous nitric oxide and salicylic acid on proline content of the wheat seedlings under salt stress

2.7 不同处理对小麦幼苗体内Na及其他矿质元素含量的影响

由表3可知，在NaCl处理下，小麦有幼苗叶片

和根系中的Na含量显著增加，分别较CK增加2.67倍和3.57倍。添加外源SNP与SA之后，Na含量有所下降，尤其是1/2(SA+SNP)处理Na含量显著下降。可见1/2(SA+SNP)处理抑制了小麦对Na的吸收。

N、P、K、Ca、Mg的含量在NaCl处理条件下降低，说明过量的Na抑制这些矿质元素的吸收。然而添加外源SNP或SA或SNP+SA可以缓解N、P、K、Ca和Mg含量的降低，并促进小麦幼苗对这些矿质元素的吸收。其中，1/2(SA+SNP)处理结果差异显著。与NaCl相比，1/2(SA+SNP)处理条件下，N在叶和根中的含量分别增加15.49%、27.30%；P在叶和根中的含量分别增加23.04%、21.40%；K在叶和根中的含量分别降低3.08%、97.78%；Ca在叶和根中的含量分别降低45.07%、110.12%；Mg在叶和根中的含量分别降低15.85%、18.87%，且均具有显著差异。

表3 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗矿质元素含量的影响

| Table 3 Effects of extraneous nitric oxide and salicylic acid on mineral elements content of the wheat seedlings under salt stress / (mg·kg <sup>-1</sup> ) |                |                |               |                |                |               |
|---|----------------|----------------|---------------|----------------|----------------|---------------|
| 处理<br>Treatment   | N              |                | P             |                | K              |               |
|   | 叶 Leaf         | 根 Root         | 叶 Leaf        | 根 Root         | 叶 Leaf         | 根 Root        |
| CK  | 60.75 ± 5.59a  | 45.24 ± 4.6a   | 9.17 ± 0.2a   | 11.46 ± 0.78a  | 19.19 ± 0.67a  | 21.16 ± 3.5a  |
| NaCl  | 43.34 ± 0.66c  | 30.33 ± 0.23c  | 6.14 ± 0.59d  | 8.64 ± 0.54c   | 15.87 ± 0.31c  | 8.72 ± 0.81b  |
| SA  | 49.13 ± 0.15b  | 37.86 ± 2.4b   | 7.49 ± 1.06bc | 10.17 ± 0.58ab | 17.8 ± 0.17b   | 11.83 ± 1.71b |
| SNP   | 46.68 ± 1.67bc | 34.62 ± 3.07bc | 6.37 ± 0.34d  | 9.77 ± 0.68bc  | 16.88 ± 0.95bc | 9.35 ± 0.96b  |
| 1/2(SA+SNP)   | 50.05 ± 1.87b  | 38.61 ± 1.03b  | 7.56 ± 0.1b   | 10.48 ± 0.94ab | 17.95 ± 0.95b  | 17.25 ± 1.72a |
| SA+SNP  | 46.72 ± 1.47bc | 36.08 ± 2.46b  | 6.41 ± 0.78cd | 9.96 ± 0.83b   | 17.11 ± 0.17b  | 9.96 ± 3.27b  |

| 处理<br>Treatment | Na             |                | Ca           |              | Mg            |                |
|-----------------|----------------|----------------|--------------|--------------|---------------|----------------|
|                 | 叶 Leaf         | 根 Root         | 叶 Leaf       | 根 Root       | 叶 Leaf        | 根 Root         |
| CK              | 4.55 ± 0.28c   | 5.81 ± 1.1c    | 6.41 ± 0.28a | 2.34 ± 0.08a | 0.94 ± 0.03a  | 1.26 ± 0.08a   |
| NaCl            | 12.15 ± 0.25a  | 20.73 ± 1.08a  | 4.21 ± 0.61c | 1.01 ± 0.07d | 0.76 ± 0.02d  | 0.98 ± 0.02c   |
| SA              | 11.54 ± 0.41ab | 20.4 ± 1.28ab  | 5.61 ± 0.7ab | 1.06 ± 0.09d | 0.85 ± 0.04bc | 1.15 ± 0.1ab   |
| SNP             | 11.65 ± 0.3a   | 19.34 ± 0.33ab | 4.99 ± 0.4bc | 1.39 ± 0.23c | 0.82 ± 0.02c  | 1.11 ± 0.09abc |
| 1/2(SA+SNP)     | 10.87 ± 0.76b  | 18.83 ± 0.5b   | 6.1 ± 0.32a  | 2.12 ± 0.2ab | 0.88 ± 0.05b  | 1.17 ± 0.06ab  |
| SA+SNP          | 11.98 ± 0.29a  | 19.27 ± 0.69ab | 4.81 ± 0.3bc | 1.96 ± 0.11b | 0.84 ± 0.01bc | 1.06 ± 0.12bc  |

3 讨 论

3.1 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗干鲜重、根系活力及光合色素含量的影响

Tariq等<sup>[16]</sup>研究表明盐胁迫会抑制植物的光合作用、养分平衡、抗氧化酶活性、可溶性物质积累

等多种生理过程，进而抑制植株生长。而NO和SA作为生长调节物质可以参与逆境胁迫的多重生理调控。本试验结果显示NaCl处理降低小麦幼苗的干重及鲜重，而添加外源物质可以缓解这种影响，并且SNP与SA复合处理条件下小麦的鲜重和干重较单独施用效果更好，尤其是1/2(SA+SNP)效果更好

优。通过测定小麦的根系活力、叶片的叶绿素含量,可以看出SA+SNP显著提高了盐胁迫下小麦的根系活力和叶绿素含量。SA+SNP可以通过提高根系活力来促进小麦对矿质元素的吸收,也可以通过促进叶绿素的合成来提高小麦的光合作用,进而对盐害有很大的缓解作用。有研究表明,外源添加NO和SA能够有效修复亚硝酸盐对水稻根系生长及叶绿素合成的抑制作用<sup>[8]</sup>,这与本研究结果一致。此外,SNP和SA对盐害的缓解作用还可能是因为对膜功能和抗氧化剂的保护作用。

### 3.2 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗丙二醛含量和电解质渗出率的影响

在本研究中,NaCl处理增加了小麦幼苗的膜脂过氧化作用,而外源NO和SA,尤其是1/2(SA+SNP),显著降低了MDA积累。Gunes等<sup>[17]</sup>研究表明SA可以通过抑制OH<sup>·</sup>的合成来降低MDA的含量;此外NO可以通过降低O<sub>2</sub><sup>·-</sup>和H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>的积累来降低膜脂过氧化作用<sup>[18]</sup>。盐胁迫对植物的另一直接毒性作用表现为过量的Na造成了细胞膜电解质渗出率增加。盐胁迫下MDA含量和电解质渗出率的增加会导致小麦的生理生化功能衰退,最终阻碍植株生长。试验表明外源添加SNP和SA可以降低小麦幼苗的电解质渗漏率和MDA含量,其中以1/2(SA+SNP)效果更优。Bastam等<sup>[19]</sup>研究表明SA可通过促进对离子的吸收和提高抗氧化能力来维护膜功能,从而保护植物免受氧化损伤。外源添加SA和SNP降低电解质渗漏率可能是由于减缓了生物膜的过氧化作用,从而减轻了盐胁迫下小麦质膜受损程度。

### 3.3 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗抗氧化酶活性的影响

盐胁迫不仅会导致ROS比如O<sub>2</sub><sup>·-</sup>和H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>在植物体内大量累积,也会降低抗氧化酶的活性。H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>含量的增加主要是由于CAT的活性受到抑制。Idrees等<sup>[20]</sup>研究表明盐胁迫诱导的ROS积累会抑制植物光合作用的进行,进而抑制植物的生长发育。NO和SA可以缓解盐诱导的SOD、POD、CAT活性的降低。有研究报道SA可能通过诱导蛋白质的生物合成来刺激抗氧化酶系统的功能<sup>[21]</sup>。同时,有研究表明NO在小麦盐胁迫作用下具有抗氧化剂的作用,能够提高抗氧化酶活性,缓解高盐环境造成的小麦氧化损伤<sup>[22]</sup>。在

本研究中盐胁迫显著增加小麦幼苗体内O<sub>2</sub><sup>·-</sup>产生速率和H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>含量,然而添加外源物质可以降低这些物质的含量,其中1/2(SA+SNP)复合处理可以显著缓解盐胁迫造成的氧化伤害。众所周知,抗氧化酶系统中SOD、POD和CAT是ROS重要的清除剂。当植物体内ROS含量超过阈值水平时,可以通过提高这些酶的活性来清除。本研究表明SA+SNP复合作用更能明显提高SOD、POD和CAT的活性,尤其是1/2(SA+SNP)效果更优。因此,可以推断SA+SNP复合处理通过提高盐胁迫下抗氧化酶的活性来间接清除ROS的积累,这可能是缓解盐胁迫对小麦幼苗造成的氧化损伤效应的原因之一。

### 3.4 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗脯氨酸含量的影响

本研究测定了盐胁迫对渗透调节物质含量的影响。在NaCl处理下,外源添加SNP和SA,可以提高小麦幼苗叶片和根系中脯氨酸的含量,以1/2(SA+SNP)处理效果更好。这可能是由于NO与SA通过促进脯氨酸生物合成的基因表达来影响脯氨酸浓度。有研究表明脯氨酸可以通过和生物大分子(比如DNA、蛋白质)相互作用清除羟自由基,从而稳定生物大分子的结构。Tan等<sup>[18]</sup>表明NO与SA可以通过诱导脱落酸合成来调节脯氨酸的含量,从而缓解渗透胁迫。因此可以推断,盐胁迫下NO与SA对渗透物质的调节作用可能是其保护小麦幼苗免遭盐害的原因之一。

### 3.5 外源NO与SA复合调控对盐胁迫下小麦幼苗体内Na及其他矿质元素含量的影响

有研究表明植物对盐胁迫的主要反应是减少K的含量,Na替代K的吸收从而导致营养失衡<sup>[23]</sup>。在本研究中,NaCl处理增加了小麦幼苗叶片和根系中Na的含量,降低了其它矿质元素(N、P、K、Ca、Mg)的含量。这可能是由于离子间存在竞争排斥作用,高浓度的Na<sup>+</sup>和Cl<sup>-</sup>竞争排斥了其他离子的吸收,从而导致小麦矿质养分含量降低。而研究结果表明SNP和SA的复合施用可以促进N、P、K、Ca、Mg元素的吸收,从而提高这些矿质元素在地上部的积累。同样,SA+SNP可以通过提高对其他元素的吸收来降低对Na的吸收。可见SA+SNP可以改善盐胁迫诱导的矿质营养失衡,从而促进小麦幼苗的生长。

## 4 结 论

与单独添加SNP或SA相比, SA+SNP复合处理更能显著提高盐胁迫下小麦幼苗叶绿素含量、抗氧化酶活性、脯氨酸和可溶性蛋白含量; 降低 $O_2^{\cdot -}$ 产生速率、 $H_2O_2$ 和MDA含量以及电解质渗漏率; 提高小麦根系活力, 促进其对N、P、K、Ca等矿质营养元素的吸收, 同时抑制了Na的吸收, 减少小麦体内的Na含量, 从而缓解了盐胁迫对小麦生长的抑制作用。本研究条件下, 各处理中以1/2(SA+SNP)处理的缓解小麦盐胁迫的效果最优。

## 参考文献

- [ 1 ] AbdElgawad H, Zinta G, Hegab M M, et al. High salinity induces different oxidative stress and antioxidant responses in maize seedlings organs. *Frontiers in Plant Science*, 2016
- [ 2 ] Jan A U, Hadi F, Midrarullah, et al. Potassium and zinc increase tolerance to salt stress in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Plant Physiology and Biochemistry*, 2017, 116: 39—149
- [ 3 ] Abreu I A, Farinha A P, Negrão S, et al. Coping with abiotic stress: Proteome changes for crop improvement. *Journal of Proteomics*, 2013, 93: 145—168
- [ 4 ] 孙德智, 杨恒山, 彭靖, 等. 外源SA 和NO对NaCl胁迫下番茄幼苗生长光合及离子分布的影响. *生态学报*, 2014, 34 ( 13 ): 3519—3528  
Sun D Z, Yang H S, Peng J, et al. Effects of exogenous salicylic acid and nitric oxide on growth, photosynthesis, and ion distribution in tomato seedlings under NaCl stress ( In Chinese ). *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34 ( 13 ): 3519—3528
- [ 5 ] Gémes K, Poór P, Horváth E, et al. Cross-talk between salicylic acid and NaCl-generated reactive oxygen species and nitric oxide in tomato during acclimation to high salinity. *Physiologia Plantarum*, 2011, 142 ( 2 ): 179—192
- [ 6 ] Zottini M, Costa A, Michele R D, et al. Salicylic acid activates nitric oxide synthesis in Arabidopsis. *Journal of Experimental Botany*, 2007, 58 ( 6 ): 1397—1405
- [ 7 ] Song F M, Goodman R M. Activity of nitric oxide is dependent on, but is partially required for function of, salicylic acid in the signaling pathway in tobacco systemic acquired resistance. *Molecular Plant-microbe Interactions*, 2001, 14 ( 12 ): 1458—1462
- [ 8 ] Singh A P, Dixit G, Kumar A, et al. A protective role for nitric oxide and salicylic acid for arsenite phytotoxicity in rice (*Oryza sativa* L.). *Plant Physiology and Biochemistry*, 2017, 115: 163—173
- [ 9 ] Namdjoyan S, Kermanian H, Soorki A A, et al. Interactive effects of Salicylic acid and nitric oxide in alleviating zinc toxicity of Safflower (*Carthamus tinctorius* L.). *Ecotoxicology*, 2017, 26: 752—761
- [ 10 ] Kotapati K V, Palaka B K, Ampasala D R. Alleviation of nickel toxicity in finger millet (*Eleusine coracana* L.) germinating seedlings by exogenous application of salicylic acid and nitric oxide. *The Crop Journal*, 2017, 5: 240—250
- [ 11 ] Kazemi N, Khavari-Nejad R A, Fahimi H, et al. Effects of exogenous salicylic acid and nitric oxide on lipid peroxidation and antioxidant enzyme activities in leaves of *Brassica napus* L. under nickel stress. *Scientia Horticulturae*, 2010, 126: 402—407
- [ 12 ] Yan F, Liu Y, Sheng H, et al. Salicylic acid and nitric oxide increase photosynthesis and antioxidant defense in wheat under UV-B stress. *Biologia Plantarum*, 2016, 60 ( 4 ): 686—694
- [ 13 ] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000  
Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry ( In Chinese ). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [ 14 ] Patterson B D, MacRae E A, Ferguson I B. Estimation of hydrogen peroxide in plant extracts using titanium ( IV ). *Analytical Biochemistry*, 1984, 139 ( 2 ): 487—492
- [ 15 ] 朱正杰, 陈敬安, 李航, 等. 贵州草海沉积物碳酸盐碳同位素异常正值的发现及其环境指示意义. *湖泊科学*, 2011, 23 ( 5 ): 681—685  
Zhu Z J, Chen J A, Li H, et al. Discovery of abnormal positive values of carbon isotope of carbonate sediments from Lake Caohai, Guizhou Province and their implications ( In Chinese ). *Journal of Lake Sciences*, 2011, 23 ( 5 ): 681—685
- [ 16 ] Tariq A, Masroor M, Khan A, et al. Role of salicylic acid in promoting salt stress tolerance and enhanced artemisinin production in *Artemisia annua* L. *Plant Growth Regulation*, 2011, 30: 425—435
- [ 17 ] Gunes A, Inal A, Alpaslan M, et al. Salicylic acid induced changes on some physiological parameters symptomatic for oxidative stress and mineral nutrition in maize (*Zea mays* L.) grown under salinity. *Journal of Plant Physiology*, 2007, 164 ( 6 ): 728—736
- [ 18 ] Tan J, Zhao H, Hong J, et al. Effects of exogenous

- nitric oxide on photosynthesis, antioxidant capacity and proline accumulation in wheat seedlings subjected to osmotic stress. *Journal of Agricultural Science*, 2008, 4 (3): 307—313
- [19] Bastam N, Baninasab B, Ghobadi C. Improving salt tolerance by exogenous application of salicylic acid in seedlings of pistachio. *Plant Growth Regulation*, 2013, 69: 275—284
- [20] Idrees M, Naeem M, Nasir K M, et al. Alleviation of salt stress in lemongrass by salicylic acid. *Protoplasma*, 2012, 249: 709—720
- [21] Kovacik J, Gruz J, Hedbavny J, et al. Cadmium and nickel uptake are differentially modulated by salicylic acid in *Matricaria chamomilla* plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2007, 57: 9848—9855
- [22] 王弯弯, 诸葛玉平, 王慧桥, 等. 外源NO对盐胁迫下小麦幼苗生长及生理特性的影响. *土壤学报*, 2017, 54 (2): 250—258
- Wang W W, Zhuge Y P, Wang H Q, et al. Effects of exogenous nitric oxide on growth and physiological characteristics of wheat seedlings under salt stress (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54 (2): 250—258
- [23] Tuna A L, Cengiz K, Muhammad A, et al. The effects of calcium sulphate on growth, membrane stability and nutrient uptake of tomato plants grown under salt stress. *Environmental and Experimental Botany*, 2007, 59: 173—178

## Effects of Extraneous Nitric Oxide and Salicylic Acid on Physiological Properties of Wheat Seedlings under Salt Stress

ZHANG Qian<sup>1</sup> HE Mingrong<sup>2</sup> CHEN Weifeng<sup>1</sup> DAI Xinglong<sup>2</sup> WANG Zhenlin<sup>2</sup> DONG Yuanjie<sup>1†</sup>  
ZHUGE Yuping<sup>1†</sup>

(<sup>1</sup> College of Resources and Environment, Shandong Agricultural University, National Engineering Laboratory for Efficient Utilization of Soil and Fertilizer Resources, Tai'an, Shandong 271018, China)

(<sup>2</sup> College of Agronomy, Shandong Agricultural University, Tai'an, Shandong 271018, China)

**Abstract** 【Objective】Wheat is one of the most important crops cultivated in coastal saline soils. The seed germination period and seedling stage are two important growth stages in the life circle of wheat and the plants during the two stages are pretty sensitive to salt stress. This study was designed to explore effects of extraneous nitric oxide (NO) and/or salicylic acid (SA) applied alone or in combination, on growth and physiological properties of wheat under the stress of 120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl in an attempt to evaluate the effects of extraneous NO and SA mitigating salt stress on growth of wheat seedlings, and to provide a theoretical basis for elucidating the mechanism of extraneous NO and SA enhancing salt tolerance of wheat. 【Method】A hydroponic experiment was carried out, cultivating wheat (*Triticum aestivum* L.) and using extraneous sodium nitroprusside (SNP, a nitric oxide [NO] donor) and SA as regulatory substance to explore effects of extraneous NO and/or SA on growth and physiological properties of wheat under salt stress (120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl). This experiment was designed to have six treatments; i.e. CK (Hoagland nutrient solution), NaCl (120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl), SA (120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl+100 μmol·L<sup>-1</sup> SA), SNP (120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl+100 μmol·L<sup>-1</sup> SNP), 1/2 (SA+SNP) (120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl+50 μmol·L<sup>-1</sup> SA+50 μmol·L<sup>-1</sup> SNP, and SA+SNP (120 mmol·L<sup>-1</sup> NaCl+100 μmol·L<sup>-1</sup> SA+100 μmol·L<sup>-1</sup> SNP). Growth indices, root activity, photosynthetic pigment content, superoxide anion (O<sub>2</sub><sup>-</sup>) production rate, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> content, MDA content, electrolyte leakage and antioxidase activities of the wheat seedlings in all the treatments were analyzed for comparison to explore effects of NO and/or SA. 【Result】Results show that Treatment NaCl was significantly higher in O<sub>2</sub><sup>-</sup> production rate and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> content, but significantly lower in wheat growth and photosynthetic pigment synthesis. Treatment SNP or SA significantly mitigated the damage of wheat



caused by salt stress, but the effect of Treatment SA+SNP was more significant. Compared with Treatment NaCl, Treatment 1/2(SA+SNP) was 74.26% higher in root activity and 39.58%, 24.46% and 33.06% higher in content of Chl a, Chl b and Car respectively, but 30.52% and 29.16% lower in  $O_2^{\cdot-}$  production rate in leaves and roots and 15.78% and 24.23% lower in content of MDA in leaves and roots, respectively. Besides, Treatment 1/2(SA+SNP) also significantly increased the content of antioxidase as well as the absorption of mineral elements, such as N, P, K and Ca. 【 Conclusion 】 Compared with Treatment SNP or SA, Treatment SA+SNP is more effective in reducing ROS accumulation induced by salt stress, MDA content and electrolyte leakage, improving chlorophyll content, proline content and soluble protein content, antioxidase activity; enhancing root activity in absorbing mineral elements, as well as in inhibiting Na uptake and reducing Na content in the plants, thus relieving salt stress of the wheat seedlings. Among the treatments in the experiment, Treatment 1/2(SA+SNP) is the most effective in mitigating salt stress on wheat.

**Key words** Salt stress; Nitric oxide; Salicylic acid; Synergistic effect

( 责任编辑：卢 萍 )

# 黄河三角洲盐生植被演替对土壤真菌碳源代谢多样性的影响<sup>\*</sup>

王娟娟 王 倩 姜爱霞 裴 振 王晓凤 郭笃发<sup>†</sup>

( 山东师范大学地理与环境学院, 济南 250000 )

**摘 要** 探究土壤真菌碳源代谢水平与盐生植被演替之间的关系, 是理清生态系统的内部结构和功能变化的重要步骤。采用Biolog-FF微孔板培养法, 结合土壤理化性质分析, 研究黄河三角洲地区不同盐生植被下土壤真菌的碳源代谢活性特征。结果表明, 在0~20 cm土层, 每孔平均吸光值 (Average well color development, AWCD值) 表现为白茅>罗布麻>柽柳>马绊草>光板地, 20~40 cm土层则表现为白茅>马绊草>柽柳>罗布麻>光板地, 即随盐生植被正向演替, 土壤真菌碳源代谢活性显著提高 ( $P < 0.05$ ); 各样地土壤真菌群落的香农-威尔指数 $H'$ 、丰富度指数 $S$ 和辛普森指数 $D$ 按演替顺序均有显著提高, 同一样地不同土层中, 除马绊草群落, 其余样地的3种指数均表现为0~20 cm > 20~40 cm, 说明盐生植被正向演替过程改善了土壤中真菌的多样性和丰富度, 提高了群落中常见物种的优势度。土壤理化性质与土壤真菌吸光值、真菌多样性指数相关性分析结果表明, 全氮、碱解氮、土壤有机质、磷酸酶和过氧化氢酶显著促进了土壤真菌的碳源代谢活性, 土壤含盐量则显著抑制真菌的碳源代谢活性 ( $P < 0.05$ ); 土壤主成分分析表明, 纤维醇、鸟氨酸和D-甘露醇等是0~20 cm土层下土壤真菌利用的主要碳源, D-山梨醇、丙三醇和L-天冬氨酸等则是20~40 cm土层下土壤真菌利用的主要碳源, 表明糖类、醇类和酸类是控制土壤真菌碳源代谢发生差异的主要碳源。土壤真菌碳源代谢水平与盐生植被演替关系的结果为黄河三角洲的生态恢复和利用奠定了理论基础。

**关键词** 黄河三角洲; 盐生植被; 土壤真菌; 功能多样性; Biolog-FF技术

**中图分类号** X172 **文献标识码** A

微生物在土壤中的结构与功能是生态研究广泛关注的热点。目前, 对土壤微生物的研究主要集中在土壤微生物群落结构和分布特征<sup>[1]</sup>、酶活性和土壤微生物数量变化<sup>[2]</sup>、人为干扰下土壤微生物的变化情况及群落演替和土壤微生物之间的关系<sup>[3-4]</sup>。此外, 土壤微生物多样性在维持土壤质量和生态系统稳定方面的作用也日益引起人们的重视<sup>[5]</sup>。真菌作为土壤微生物区系的重要组分, 在

土壤中的养分循环、提高和保持土壤肥力、改善土壤结构等方面发挥着重要作用<sup>[6]</sup>。其作为土壤中的分解者, 能够有效分解各类大分子物质及难分解凋落物, 有利于促进植物对营养元素的吸收, 是生态系统健康的指示物<sup>[7-9]</sup>。获取真菌多样性信息对于明确不同环境中真菌群落的作用、深入了解生态系统的内部结构和功能变化有重要意义。

近年来, 越来越多的研究者采用不同方法对

<sup>\*</sup> 山东省自然科学基金项目 (ZR2012DM013, ZR2015DM012) 和山东省高等学校科技计划项目 (J14LD02) 资助 Supported by the Natural Science Foundation of Shandong Province (Nos. ZR2012DM013, ZR2015DM012) and the Science and Technology Project of Universities of Shandong Province (No. J14LD02)

<sup>†</sup> 通讯作者 Corresponding author, E-mail: guodufa@163.com

作者简介: 王娟娟 (1992—), 女, 山东人, 硕士研究生, 主要从事土壤中真菌功能多样性研究。E-mail: 814302838@qq.com

收稿日期: 2017-12-20; 收到修改稿日期: 2018-03-26; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-06-01

土壤中微生物多样性进行分析。其中, Biolog微平板法无需分离纯种微生物, 通过微生物对碳源的利用能力反映微生物群落的总体代谢特征, 成为研究微生物功能多样性的主流方法之一<sup>[10]</sup>。相关研究多集中在农田<sup>[11]</sup>、林地<sup>[12]</sup>、草原<sup>[13]</sup>、污染土壤<sup>[14]</sup>、废水处理过程中<sup>[15]</sup>的微生物碳源代谢特征分析, 而利用Biolog-FF板对土壤中真菌碳源代谢多样性的研究相对较少, 尤其是盐渍土壤环境下真菌的碳源代谢多样性与植物群落演替的关系尚不明确。

黄河三角洲地处海陆交接处, 随距海远近、成土年龄、盐渍化程度的不同, 形成了以裸地为起点的强度、中度、轻度不同耐盐程度的植被演替系列。本研究采用Biolog-FF微平板法, 结合土壤理化性质进行分析, 对不同盐生植被群落下土壤真菌碳源代谢水平和真菌功能多样性指数进行研究, 来探寻土壤真菌碳源代谢水平随盐生植被演替的变化规律, 为盐生植被演替提供重要的参考依据, 从而为黄河三角洲生态恢复和利用提供理论支持和技术支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究地点位于山东省东营市黄河入海口, 地理位置为东经118° 44′ 14.1″—118° 55′ 10.3″, 北纬37° 26′ 16.7″—37° 32′ 41.4″, 属于暖温带半湿润地区, 大陆性季风气候。日照丰沛, 年均气温12.5℃, 降水量时空分布不均, 年均降水量555.9 mm, 70%的降水集中在夏季7、8月份, 年均蒸发量是降水量的3.22倍<sup>[16]</sup>。土壤类型主要为潮土和盐土, 土壤质地主要为轻壤土和中壤土。

### 1.2 样品采集与分析

通过对黄河三角洲多次实地考察, 按照盐生植被自然演替顺序, 在研究区内沿东西向路线, 横跨现代三角洲和近代三角洲, 选择滨海滩涂(裸地), 强耐盐植物群落(怪柳(*Tamarix chinensis*)群落、马绊草(*Angiospermae*)群落), 轻度耐盐植物群落(罗布麻(*A. venetum*)群落、白茅(*Imperata*)群落), 每个植被类型选择3个样地, 共15个样地采集土壤样品。采集每个样品时在采样点周围标出50 cm × 50 cm的区域, 在植株附近10 cm内分

0~20 cm、20~40 cm两层用土钻钻取采样, 采用对角线五点采样法, 每个样地内采集5个土样, 充分混匀, 除去较大的根系等杂物, 分成两份, 每份约200 g。一份封于灭菌袋中, 4℃保存, 用于酶活性和土壤理化性质分析; 另一份放入超低温冷冻机中, -80℃保存, 用于土壤真菌功能多样性研究。

土壤全氮(TN)测定采用元素分析仪, 碱解氮(AN)测定采用碱解扩散法, 有效磷(AP)测定采用Olsen法, 土壤有机质(SOM)测定采用低温外加热重铬酸钾氧化-比色法, 土壤粒径分析参考Kettler等<sup>[17]</sup>的方法。

### 1.3 土壤真菌碳源代谢水平测定

采用Biolog-FF微平板法对不同盐生植被下土壤真菌的碳源代谢活性进行分析。将每个植被下3个样地土壤设置为3次重复实验。每个样地各称取10 g土壤样品于高压灭菌锥形瓶中, 向瓶中加入90 mL 0.85%无菌NaCl溶液, 用封口膜封口后放入振荡器, 以250 r·min<sup>-1</sup>转速振荡30 min, 然后将土壤溶液稀释至10<sup>-2</sup>, 取150 μL稀释液于Biolog-FF微平板孔中, 并将其置于26℃恒温箱中黑暗培养, 每隔24 h用Biolog读数仪读取490 nm波长的光密度值, 培养时间为24 h。

### 1.4 数据处理

采用每孔平均吸光值(Average well color development, AWCD值)来表征真菌群落功能代谢能力, 计算表达式:

$$AWCD = \sum(C_i - R)/N$$

式中,  $C_i$ 为各反应孔在490 nm下的光密度值;  $R$ 为FF板对照孔A1的吸光值,  $N$ 为培养基碳源的种类, 碳源种类数为95。 $C_i - R$ 的值小于0的孔在计算中均记为0, 即 $C_i - R$ 的值均为大于等于0的数。

土壤真菌功能多样性计算公式如下:

$$\text{香农-威尔指数 } H = -\sum P \times \ln P_i;$$

$$P_i = (C_i - R) / \sum (C_i - R);$$

丰富度指数( $S$ )为每孔中( $C - R$ )的值大于0.25的孔数;

$$\text{辛普森指数}(D) \text{ 又称优势度指数: } D = 1 - \sum P_i^2;$$

土壤真菌的AWCD值、多样性指数和稳定性指标的显著性检验采用单因素方差分析(one-way ANOVA)和最小显著性差异分析(LSD); 用Person相关系数分析真菌多样性指标与土壤理化性质相关性; 主成分分析采用SPSS22.0软件完成;

冗余分析采用Canoco5.0软件。

2 结 果

2.1 不同盐生植被下土壤的理化性质

据表1可知, 0~20 cm土层与20~40 cm土层中, 马绊草、白茅、罗布麻群落覆被下土壤质地均与裸地和柽柳群落覆被下具有显著差异 ( $P < 0.05$ ), 其中马绊草、白茅、罗布麻群落覆被下砂粒含量显著低于裸地和柽柳群落, 柽柳群落覆被下砂粒含量最高, 0~20 cm土层为50.86%, 20~40 cm土层为39.64%, 均显著高于裸地; 马绊草、白茅、罗布麻群落覆被下粉粒含量显著高于裸地和柽柳群落, 柽柳群落下粉粒含量为最低,

其中, 0~20 cm土层为45.10%, 显著低于其余四种样地, 20~40 cm土层为55.67%, 与裸地差异不显著; 五种群落覆被下黏粒含量无显著差异 ( $P > 0.05$ ); 同一植物群落覆被下不同土层间土壤质地无显著差异 ( $P > 0.05$ )。0~20 cm土层中, 白茅群落覆被下土壤含水率高达20.9%, 显著高于其他样地 ( $P < 0.05$ ); 20~40 cm中, 柽柳群落覆被下土壤含水率为7.86%, 显著低于其他样地; 同样样地中20~40 cm土层土壤含水率低于0~20 cm土层, 但差异不显著 ( $P > 0.05$ )。土壤温度在各样地中差异不显著, 在0~20 cm土层中, 土壤温度范围为21.50~31.88℃, 裸地最高, 白茅群落覆被下最低; 20~40 cm土层中温度范围为22.88~27.33℃, 马绊草覆被下最高, 白茅覆被下最低。

表1 黄河三角洲盐生植被演替过程中土壤理化性质的比较

| Table 1 Soil physicochemical properties relative to halophytic vegetation in succession in the Yellow River Delta |                           |        |                          |        |                           |         |                           |        |                          |        |
|---|---------------------------|--------|--------------------------|--------|---------------------------|---------|---------------------------|--------|--------------------------|--------|
| 覆被类型  | 砂粒                        |        | 粉粒                       |        | 黏粒                        |         | 含水率                       |        | 温度                       |        |
| Vegetation type   | Sand/%                    |        | Silt/%                   |        | Clay/%                    |         | Moisture content/%        |        | Temperature/℃            |        |
|   | 0~20                      | 20~40  | 0~20                     | 20~40  | 0~20                      | 20~40   | 0~20                      | 20~40  | 0~20                     | 20~40  |
| 裸地 Bare plot  |                           |        |                          |        |                           |         |                           |        |                          |        |
|   | 30.62b                    | 25.62b | 61.37b                   | 66.46b | 8.01bc                    | 7.92b   | 19.84ab                   | 20.98a | 31.88ab                  | 25.00a |
| 柽柳  |                           |        |                          |        |                           |         |                           |        |                          |        |
| <i>Tamarix chinensis</i>  | 50.86a                    | 39.64a | 45.10c                   | 55.67b | 4.04c                     | 4.69b   | 3.14e                     | 7.86c  | 23.75a                   | 23.75a |
| 马绊草   |                           |        |                          |        |                           |         |                           |        |                          |        |
| <i>Angiospermae</i>   | 9.72c                     | 5.02c  | 77.40a                   | 81.28a | 12.89b                    | 13.70a  | 16.34b                    | 23.96a | 28.17b                   | 27.33a |
| 白茅 <i>Imperata</i>  | 7.82c                     | 6.28c  | 79.39a                   | 80.25a | 12.78b                    | 13.47a  | 20.90a                    | 22.13a | 23.50c                   | 22.88a |
| 罗布麻 <i>A. venetum</i>   | 10.86c                    | 10.78c | 80.44a                   | 80.01a | 8.70bc                    | 9.22b   | 13.58c                    | 15.09b | 27.00b                   | 24.50a |
| 覆被类型  | 有机质                       |        | 全氮                       |        | 碱解氮                       |         | 有效磷                       |        | 电导率                      |        |
| Vegetation type   | SOM/(g·kg <sup>-1</sup> ) |        | TN/(g·kg <sup>-1</sup> ) |        | AN/(mg·kg <sup>-1</sup> ) |         | AP/(mg·kg <sup>-1</sup> ) |        | EC/(dS·m <sup>-1</sup> ) |        |
|   | 0~20                      | 20~40  | 0~20                     | 20~40  | 0~20                      | 20~40   | 0~20                      | 20~40  | 0~20                     | 20~40  |
| 裸地 Bare plot  |                           |        |                          |        |                           |         |                           |        |                          |        |
|   | 0.42d                     | 0.34a  | 0.24c                    | 0.15c  | 10.02d                    | 8.41c   | 3.78a                     | 3.45a  | 13.12a                   | 13.00a |
| 柽柳  |                           |        |                          |        |                           |         |                           |        |                          |        |
| <i>Tamarix chinensis</i>  | 0.35d                     | 0.27d  | 0.50ab                   | 0.36b  | 18.87b                    | 17.54c  | 2.87b                     | 2.74b  | 2.57b                    | 1.79b  |
| 马绊草   |                           |        |                          |        |                           |         |                           |        |                          |        |
| <i>Angiospermae</i>   | 3.25b                     | 2.22c  | 0.33b                    | 0.22b  | 39.90b                    | 16.16b  | 1.34c                     | 0.91d  | 4.47b                    | 4.10ab |
| 白茅 <i>Imperata</i>  | 4.28a                     | 4.27a  | 0.71a                    | 0.55a  | 50.65ab                   | 41.37a  | 2.63b                     | 1.78c  | 3.76b                    | 2.76b  |
| 罗布麻 <i>A. venetum</i>   | 2.07c                     | 1.53c  | 0.44b                    | 0.30b  | 33.58b                    | 27.83ab | 2.89b                     | 1.91c  | 4.20b                    | 2.84ab |

注: 同一列中无相同字母表示差异显著 ( $P < 0.05$ ) Note: Different letters in the same column indicate significant difference at 0.05 level

在0~20 cm、20~40 cm土层, 马绊草群落、白茅群落、罗布麻群落覆被下SOM均显著高于裸地和柽柳群落, 其中, 柽柳覆被下SOM含量最低,

甚至低于裸地, 0~20 cm土层含量为0.35 g·kg<sup>-1</sup>, 与裸地差异不显著 ( $P > 0.05$ ), 在20~40 cm土层含量为0.27 g·kg<sup>-1</sup>, 与裸地差异显著 ( $P < 0.05$ )。



裸地土壤TN含量在0~20 cm、20~40 cm土层中均为最低, 分别为 $0.24 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $0.15 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 显著低于其他四种植物样地 ( $P < 0.05$ ), 白茅群落覆被下TN含量最高, 0~20 cm土层为 $0.71 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 20~40 cm土层为 $0.55 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 同一植物群落覆被下不同土层间TN差异不显著。四种耐盐植物群落覆被下AN含量较裸地相比均显著提高 ( $P < 0.05$ ), 而同一植物群落覆被下不同土层间AN差异不显著。相反, AP含量显著降低 ( $P < 0.05$ ) 且同一植物群落覆被下不同土层间具有显著差异 ( $P < 0.05$ )。本研究采用电导率 (EC) 表征土壤含盐量, 柽柳、马绊草、白茅、罗布麻群落EC较裸地显著下降 ( $P < 0.05$ ), 0~20 cm土层的降幅分别为80.40%、65.97%、71.39%、68.00%, 20~40 cm土层的降幅分别为86.21%、68.46%、78.76%、78.17%, 差异显著 ( $P < 0.05$ )。相同样地不同深度土层SOM、TN、AN、AP、EC含量总体表现为0~20 cm > 20~40 cm, 即土层加深, 养分含量降低, 含盐量降低。

总体而言, 随盐生植被从裸地-强耐盐植物群落-轻度耐盐植物群落正向演替过程中, 土壤盐化程度逐渐降低, 土壤理化性质发生显著变化, 土壤质量呈现改善趋势。

## 2.2 不同盐生植被下土壤真菌碳源代谢水平的动态变化

不同样地不同深度土层AWCD值变化如图1,

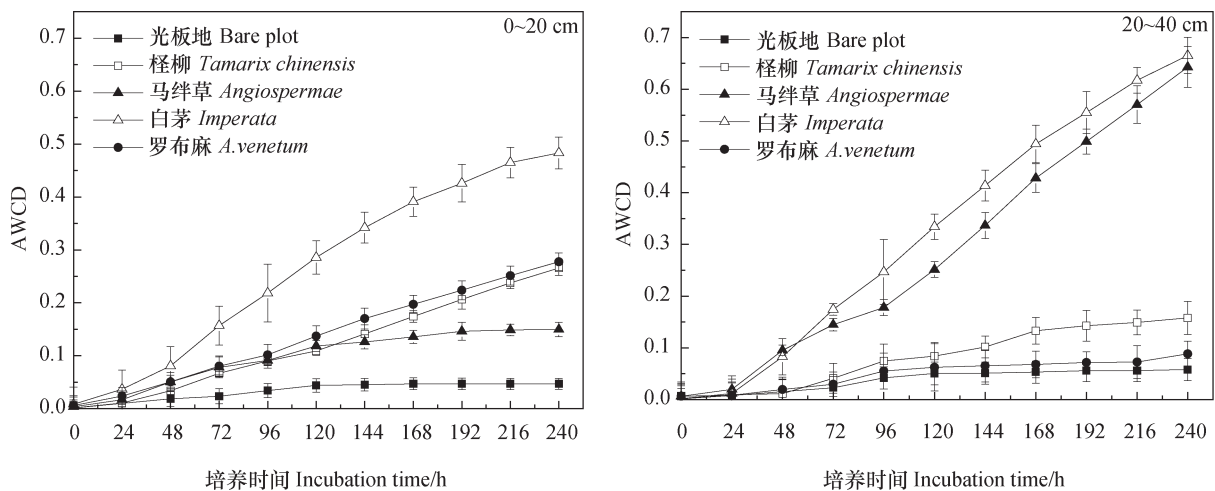


图1 土壤真菌平均吸光值变化

Fig. 1 Change in average well color development (AWCD) of fungi

## 2.3 不同盐生植被下土壤真菌多样性

土壤真菌多样性指数可详尽反映真菌群落物种组成和个体数量分布情况, 反映真菌功能多样性的不

结果表明: 0~20 cm和20~40 cm的土样中土壤真菌利用单一碳源的AWCD值均随时间的延长而增大, 在24 h以内各样地AWCD全部低于0.1, 真菌利用碳源的能力较低。这是因为接种培养后, 土壤真菌需要24 h的滞后期以适应Biolog微平板的环境。

由图1可见, 不同样地土壤真菌对碳源利用程度存在一定差异, 4种耐盐植物群落覆被下真菌碳源利用程度均高于裸地。具体表现为: 0~20 cm土层为白茅 > 罗布麻 > 柽柳 > 马绊草 > 裸地, 即强耐盐植物群落下土壤真菌AWCD值显著高于裸地 ( $P < 0.05$ ), 轻度耐盐植物群落高于强耐盐植物群落, 罗布麻群落作为轻度耐盐性植物群落, 其AWCD值与强耐盐性植物群落尤其是柽柳群落的差异不显著 ( $P > 0.05$ )。20~40 cm土层则为白茅 > 马绊草 > 柽柳 > 罗布麻 > 裸地, 罗布麻群落真菌碳源利用能力低于强耐盐植物群落, 这可能与不同植物、不同土壤环境下根际分泌物的成分和数量对土壤中真菌的影响作用有关。白茅群落真菌碳源利用能力在0~20、20~40 cm土层均为最高, 裸地最低。同一样地不同土层中, 白茅和马绊草群落表现为0~20 cm < 20~40 cm, 而柽柳和罗布麻群落则表现为0~20 cm > 20~40 cm, 裸地的碳源利用能力相似。

同侧面<sup>[18-19]</sup>, 从表2可以看出, 4种耐盐植物群落下0~20和20~40 cm土壤真菌群落的香农-威尔指数 $H'$ 、丰富度指数 $S$ 、辛普森指数 $D'$ 均高于裸地。0~20 cm土

层中, 3种指数均表现为白茅>罗布麻>柽柳>马绊草>裸地, 即轻度耐盐植物群落>强耐盐植物群落>裸地, 且差异显著 ( $P<0.05$ ); 而20~40 cm土层则表现为马绊草>白茅>柽柳>罗布麻>裸地, 作为轻度耐盐植物的马绊草群落, 其3种多样性指数值均最高, 且与其他样地差异显著 ( $P<0.05$ )。以上说明随盐生植被正向演替, 改善了土壤中真菌群落的多样性和丰富度, 提高了群落中常见物种的优势度。同一样地不同土层中, 除马绊草群落, 其余样地的3种指数均表现为0~20 cm>20~40 cm。

由相关分析(表3)可知, 0~20 cm土层中, AWCD值与全氮、碱解氮和过氧化氢酶活性呈现显著正相关 ( $P<0.05$ ), 香农-威尔指数*H*与土壤盐度呈现显著负相关 ( $P<0.05$ ), 与有机质含量呈现显著正相关 ( $P<0.05$ ), 丰富度指数*S*与全氮、

碱解氮、有机质及过氧化氢酶活性呈现显著正相关 ( $P<0.05$ ), 且这三种多样性指数均与磷酸酶呈现显著正相关 ( $P<0.05$ )。辛普森指数*D*与土壤含盐量呈现极显著负相关 ( $P<0.01$ )。20~40 cm土层中, AWCD值、香农-威尔指数*H*和丰富度指数*S*与有机质含量以及磷酸酶呈现显著正相关 ( $P<0.05$ ), 与过氧化氢酶呈现极显著正相关 ( $P<0.01$ ), 此外, 香农-威尔指数*H*和辛普森指数*D*与土壤含盐量呈现显著负相关 ( $P<0.05$ ), 与全氮和碱解氮含量呈现显著正相关 ( $P<0.05$ )。两土层中有效磷和脲酶均与AWCD值及各多样性指数无显著相关关系。土壤盐度、全氮、碱解氮、磷酸酶和过氧化氢酶是影响土壤真菌群落功能多样性的重要环境因子, 说明盐生植被演替改变了土壤理化性质与微生物生物量, 进而影响真菌的功能多样性。

表2 不同覆被类型下土壤真菌功能多样性指数

Table 2 Functional diversity indices of soil microbial communities relative to halophytic vegetation

| 覆被类型<br>Vegetation type        | 土层<br>Soil layer/cm | 香农-威尔指数<br>Shannon-Wiener index | 丰富度指数<br>Richness index | 辛普森指数<br>Simpson index |
|--------------------------------|---------------------|---------------------------------|-------------------------|------------------------|
| 裸地<br>Bare plot                | 0~20                | 2.42 ± 0.09d                    | 5 ± 0d                  | 0.86 ± 0.01cd          |
|                                | 20~40               | 2.20 ± 0.16e                    | 5 ± 0d                  | 0.85 ± 0.01e           |
| 柽柳<br><i>Tamarix chinensis</i> | 0~20                | 2.92 ± 0.19b                    | 11 ± 3bc                | 0.92 ± 0.02b           |
|                                | 20~40               | 2.46 ± 0.18d                    | 7 ± 1c                  | 0.87 ± 0.02d           |
| 马绊草<br><i>Angiospermae</i>     | 0~20                | 2.65 ± 0.24c                    | 8 ± 3c                  | 0.88 ± 0.03c           |
|                                | 20~40               | 3.28 ± 0.19a                    | 21 ± 4ab                | 0.95 ± 0.01a           |
| 白茅<br><i>Imperata</i>          | 0~20                | 3.23 ± 0.69ab                   | 27 ± 16a                | 0.94 ± 0.06a           |
|                                | 20~40               | 3.00 ± 0.60abc                  | 19 ± 10b                | 0.92 ± 0.05ab          |
| 罗布麻                            | 0~20                | 3.18 ± 0.26a                    | 17 ± 6ab                | 0.93 ± 0.02ab          |
| <i>A.venetum</i>               | 20~40               | 2.46 ± 0.33d                    | 6 ± 1d                  | 0.87 ± 0.03d           |

表3 平均吸光值、土壤真菌多样性指数与土壤理化性质相关性

Table 3 Correlation coefficient of average well color development and diversity indices of fungi communities with soil physicochemical properties

| 项目<br>Item           | 土层 Soil<br>layer/cm | 电导率<br>EC | 全氮<br>TN | 碱解氮<br>AN | 有机质<br>SOM | 有效磷<br>AP | 磷酸酶<br>Phosphatase | 脲酶<br>Urease | 过氧化氢酶<br>Catalase |
|----------------------|---------------------|-----------|----------|-----------|------------|-----------|--------------------|--------------|-------------------|
| 每孔平均吸光值              | 0~20                | -0.606    | 0.930*   | 0.949*    | 0.743      | -0.111    | 0.948*             | 0.488        | 0.903*            |
| AWCD                 | 20~40               | -0.684    | 0.823*   | 0.814     | 0.879*     | -0.478    | 0.846*             | 0.154        | 0.961**           |
| 香农-威尔指数              | 0~20                | -0.924*   | 0.811    | 0.804     | 0.859*     | -0.639    | 0.837*             | 0.726        | 0.771             |
| Shannon-Wiener index | 20~40               | -0.837*   | 0.839*   | 0.860*    | 0.897*     | -0.644    | 0.908*             | 0.359        | 0.958**           |
| 丰富度指数                | 0~20                | -0.753    | 0.867*   | 0.869*    | 0.883*     | -0.432    | 0.971**            | 0.568        | 0.898*            |
| Richness index       | 20~40               | -0.691    | 0.720    | 0.730     | 0.845*     | -0.609    | 0.904*             | 0.194        | 0.912**           |
| 辛普森指数                | 0~20                | -0.953**  | 0.743    | 0.716     | 0.764      | -0.699    | 0.693              | 0.755        | 0.657             |
| Simpson index        | 20~40               | -0.855*   | 0.865*   | 0.876*    | 0.888*     | -0.635    | 0.888*             | 0.374        | 0.960**           |

\*,  $P<0.05$ ; \*\*,  $P<0.01$

2.4 不同盐生植被群落下土壤真菌碳源代谢特征

主成分累计方差贡献率一般要求达到85%<sup>[20]</sup>，对Biolog-FF微平板上95种碳源的代谢情况进行主成分分析。提取主成分要求相对应特征值大于1，据此原则提取前3个主成分，累计贡献率可达88.62%，其中PC1轴贡献率为52.18%，PC2轴贡献率为19.28%，真菌碳源代谢主成分分析结果如图2所示。结果表明，不同盐生植被下土壤真菌PC值出现了明显的分布差异，大体可以分为三大类：0~20 cm土层下的白茅群落、罗布麻群落及20~40 cm土层下的白茅群落、马绊草群落均分布在PC1轴正方向，PC2轴正方向；0~20 cm土层下的裸地群

落、马绊草群落均分布在PC1轴负方向，PC2轴负方向；其余群落均分布在PC1轴负方向，PC2轴正方向。各样地在0~20与20~40 cm土层下利用的碳源发生较好分离，说明土层加深明显改变了真菌群落的碳源利用能力。

不同土层下土壤真菌碳源代谢利用种类也会发生差异。总体而言，糖类、醇类和酸类是控制土壤真菌碳源代谢发生差异的主要碳源。其中，0~20 cm土层利用的主要碳源种类有纤维醇、鸟氨酸、D-甘露醇等44种，而在20~40 cm的土层中，利用的主要碳源有D-山梨醇、丙三醇、L-天冬氨酸等39种。

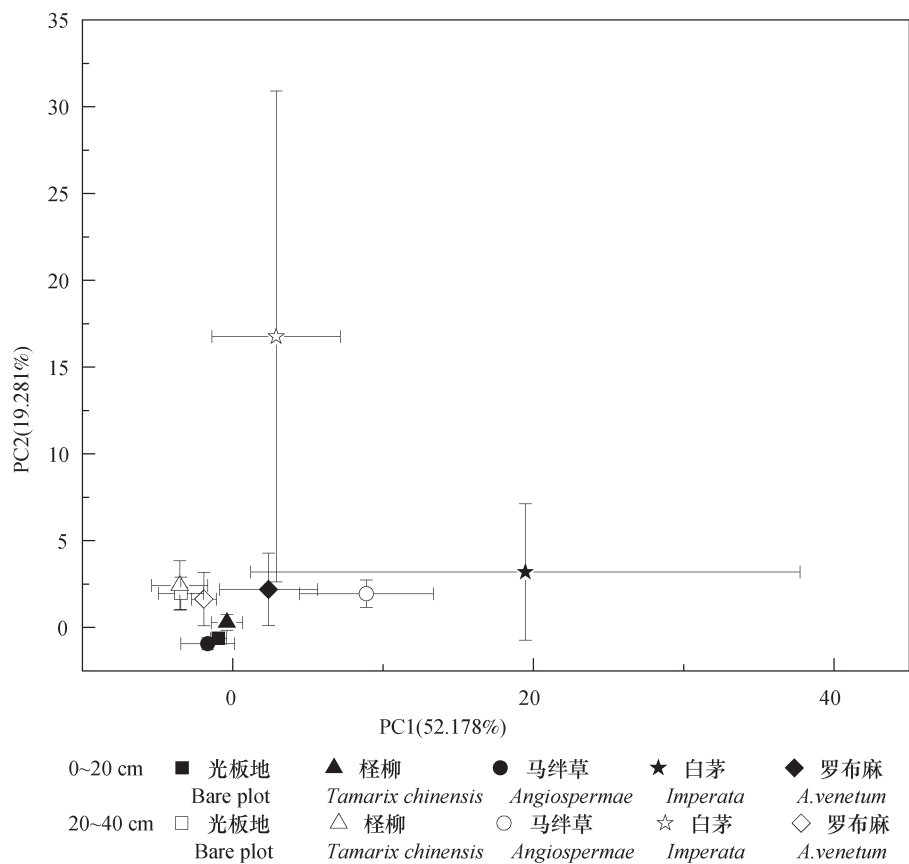


图2 土壤真菌碳源代谢特征分析

Fig. 2 Analysis of carbon source metabolism characteristic of soil fungi

2.5 土壤理化性质对真菌功能多样性的影响

为探讨环境因子对土壤真菌代谢特征的影响，选择冗余分析（RDA）对环境梯度进行直接排序。Axis1与Axis2的累积解释变量在0~20、20~40 cm土层分别达96.58%、97.22%，说明土壤理化性质对土壤真菌的代谢特征有较大影响。其中，在0~20 cm

土层，Axis1与TN、AN、SOM、磷酸酶、脲酶、过氧化氢酶呈正相关，与EC、AP呈负相关，Axis2与AN、EC、SOM、AP、脲酶呈正相关，与TN、磷酸酶、过氧化氢酶呈负相关，TN、磷酸酶和过氧化氢酶对真菌碳源代谢特征影响高于其他理化性质。在20~40 cm土层Axis1与TN、AN、SOM、磷酸酶、

脲酶、过氧化氢酶呈正相关,与EC、AP呈负相关, Axis2与磷酸酶、脲酶呈正相关,与TN、AN、EC、

SOM、AP、过氧化氢酶呈负相关, SOM、AP、过氧化氢酶对真菌的代谢特征高于其他理化性质。

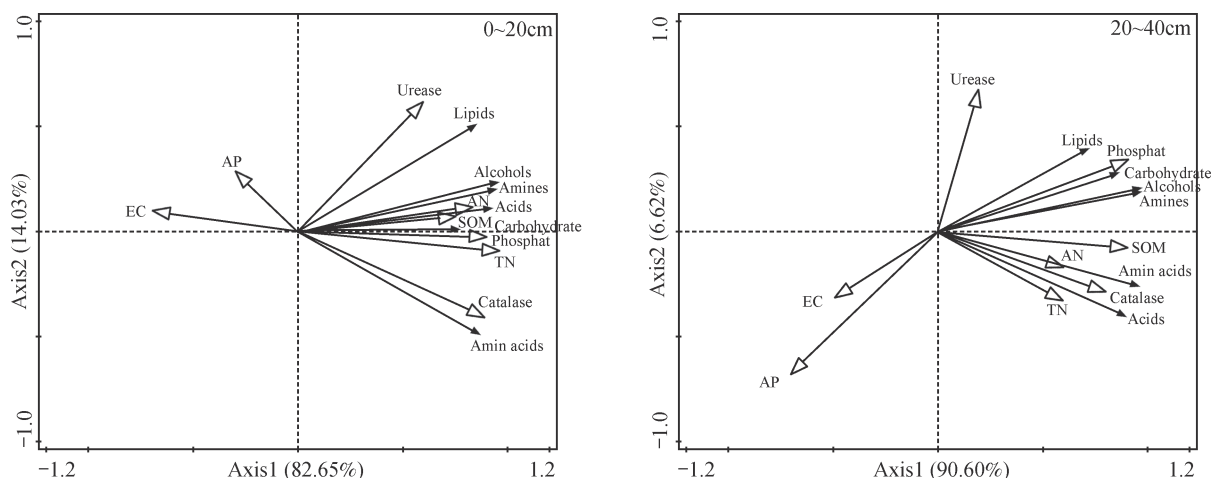


图3 土壤理化性质对真菌功能多样性的影响

Fig. 3 Analysis of the influence of soil physicochemical properties on soil fungus community

### 3 讨论

#### 3.1 盐生植被演替对土壤真菌群落碳源代谢活性的影响

研究结果显示,在盐生植被正向演替过程中,0~20与20~40 cm土层土壤真菌的AWCD值和各多样性指数的变化规律基本一致,均表现为轻度耐盐植物群落>强耐盐植物群落>裸地,说明土壤真菌的代谢活性和功能多样性均有一定的提高,这与周凤等<sup>[21]</sup>的研究结果相近。主成分分析表明糖类、醇类和酸类是控制碳源代谢利用发生差异的主要碳源。有研究发现,微生物碳源利用能力增强可以反映相应微生物种群数量的增加<sup>[22]</sup>。王艳云等<sup>[23]</sup>研究发现,随盐生植被正向演替,土壤中真菌丰富度逐渐增加,且不同演替阶段真菌群落结构组成差异较大。真菌群落结构的差异改变了其代谢功能,从而对生态系统进程产生一定影响<sup>[24]</sup>。微生物碳源代谢差异与地上植被类型更替关系密切,地上植被更替使土壤中凋落物和根系分泌物产生变化,从而引起土壤中微生物群落组成的改变,进而影响其代谢功能<sup>[25]</sup>。在盐生植被正向演替的过程中,由于根系间的交错叠加作用,根系分泌物更加丰富,使根系土壤中的维生素、碳水化合物、氨基酸和有机酸等物质更加丰富,为根际真菌的生存和繁衍提

供了所需能源和营养物质,且在盐生植被正向演替过程中,不同植物会产生不同的根系特异分泌物,从而形成与之相适应的根际真菌群落,提高土壤真菌的整体代谢活性,促进了土壤真菌群落结构多样化的形成。根际是根系分泌物和土壤生物之间形成的独特群落环境。根系分泌物发生微小改变能够导致根际微生物区系发生极大改变,它是联系植物和根际微生物的重要环境因子<sup>[26]</sup>。纳小凡等<sup>[27]</sup>的研究也证明植物根与土壤微生物之间存在相互选择和作用。除马绊草群落外,其他样地真菌代谢功能均有随土层加深而降低的趋势,张志政等<sup>[28]</sup>发现,土壤微生物数量随土壤深度的增加而显著减少。另一重要原因是表层土壤较深层土壤有更丰富的凋落物和根系分泌物为微生物提供养分,有利于微生物的生长<sup>[29]</sup>。由于植株根系代谢为根际微生物提供较多的碳源,使得根际土壤微生物数量以及多样性均高于非根际,根系调整自身分泌物的组成和数量来积极响应土壤环境的变化<sup>[30]</sup>,随着土层加深,土壤环境发生改变,根系分泌物的组成和数量随之改变,从而影响真菌的数量和代谢功能。

#### 3.2 盐生植被演替中土壤理化性质变化对真菌群落碳源代谢活性的影响

随盐生植被正向演替,地上植物的种类不断增加,对土壤理化性质产生重要影响,而微生物代



谢功能的变化与地上植被演替过程中土壤理化性质关系密切<sup>[31]</sup>。土壤水分、有机质、碱解氮、有效磷等因子是影响土壤微生物群落组成的重要环境因子, 这些因子的改变能够影响微生物生存的微环境, 进而影响微生物的种类、活性及分布<sup>[32-33]</sup>。由图3可知, 不同土层下土壤理化性质对真菌碳源代谢活性影响基本一致, 土壤含盐量和有效磷含量均与真菌碳源代谢活性呈现负相关, 而其他理化性质则与真菌碳源代谢活性呈正相关, 电导率、全氮、碱解氮和有机质是控制土壤真菌碳源代谢的主要因素。有研究指出, 随着土壤含盐量的增加, 土壤微生物数量呈明显的下降趋势<sup>[34]</sup>。由于土壤盐分不仅能够影响土壤对CO<sub>2</sub>的释放, 同时也能显著抑制土壤微生物活性, 造成微生物种类和数量减少, 因此, 土壤盐分含量越高, 土壤微生物碳源代谢能力越弱<sup>[35-36]</sup>。Muhammad等<sup>[37]</sup>认为, 土壤盐碱化程度的降低会促进微生物对有机质的分解作用。随着盐生植被的正向演替, 土壤含盐量不断降低, 而全氮、碱解氮和有机质的含量不断升高, 土壤环境不断优化, 进而使土壤真菌群落结构朝着更加稳定的方向发展。研究发现, 随土层加深, 土壤理化性质均发生改变, 植物根系分布逐渐减少, 土壤水、气、热等生态因子逐渐限制土壤微生物正常活动, 使其代谢功能逐渐降低<sup>[38-39]</sup>。

## 4 结 论

随盐生植被正向演替, 土壤盐化程度逐渐降低, 土壤质量不断改善, 土壤真菌群落结构朝着更加稳定的方向发展。随着盐生植被在“裸地-强耐盐性植物-轻度耐盐性植物”的演替过程中, 土壤真菌AWCD值显著提高( $P < 0.05$ ), 白茅群落的真菌代谢活性在两个土层中均最高。土壤真菌群落的香农-威尔指数 $H'$ 、丰富度指数 $S$ 、辛普森指数 $D'$ 表现为轻度耐盐性植物 > 强耐盐性植物 > 裸地, 且差异显著; 除马绊草群落, 其余样地的三种指数值表现为0~20 cm大于20~40 cm土层。电导率、全氮、碱解氮和有机质是控制土壤真菌碳源代谢的主要因素。土壤盐度对真菌生长具有显著抑制作用。不同土层下土壤真菌碳源利用种类也会发生差异, 而糖类、醇类和酸类是控制土壤真菌碳源代谢发生差异的主要碳源。

## 参 考 文 献

- [1] Xu Z, Yu G, Zhang X, et al. Biogeographical patterns of soil microbial community as influenced by soil characteristics and climate across Chinese forest biomes. *Applied Soil Ecology*
- [2] 景宇鹏, 李跃进, 姚一萍, 等. 盐渍化土壤酶活性及其与微生物、理化因子的关系. *中国农业科技导报*, 2016, 18(2): 128—138  
Jing Y P, Li Y J, Yao Y P, et al. Enzyme activities of saline-alkali soil and its relationship with soil microbial biomass and physicochemical factor (In Chinese). *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2016, 18(2): 128—138
- [3] 刘志梅, 陆兆华, 梁震, 等. 造纸废水灌溉对黄河三角洲退化湿地可培养土壤微生物的影响. *环境工程学报*, 2011, 5(7): 1491—1496  
Liu Z M, Lu Z H, Liang Z, et al. Effect of irrigation with papermaking wastewater on incubation soil microbes of degraded wetland in Yellow River Delta (In Chinese). *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2011, 5(7): 1491—1496
- [4] Cong M Y, Cao D, Sun J K, et al. Soil microbial community structure evolution along halophyte succession in Bohai Bay wetland. *Journal of Chemistry*, 2014
- [5] 夏品华, 寇永珍, 喻理飞. 喀斯特高原退化湿地草海土壤微生物群落碳源代谢活性研究. *环境科学学报*, 2015, 35(8): 2549—2555  
Xia P H, Kou Y Z, Yu L F. Carbon metabolic soil microbial community in Caohai Karst Plateau degraded wetland: A case study in southwest China (In Chinese). *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35(8): 2549—2555
- [6] 张晶, 张惠文, 李新宇, 等. 土壤真菌多样性及分子生态学研究进展. *应用生态学报*, 2004, 15(10): 1958—1962  
Zhang J, Zhang H W, Li X Y, et al. Research advances in soil fungal diversity and molecular ecology (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(10): 1958—1962
- [7] 王继伟, 巨天珍, 曹春, 等. 甘肃小陇山日本落叶松人工林土壤优势真菌多样性探讨. *干旱区资源与环境*, 2013, 27(3): 173—176  
Wang J W, Ju T Z, Cao C, et al. The diversity discuss on soil dominant fungi in the pure *Larix kaempferi* plantations of Xiaolongshan of Tianshui City in Gansu (In Chinese). *Journal of Arid Land*

- Resources and Environment, 2013, 27 (3): 173—176
- [ 8 ] 徐祖祥, 祝小祥, 徐进, 等. 临安雷竹林施肥现状及问题的分析. 农学学报, 2015, 5 (5): 53—56  
Xu Z X, Zhu X X, Xu J, et al. The status and problem analysis of fertilization in the bamboo forest in Lin' an ( In Chinese ). Journal of Agriculture, 2015, 5 (5): 53—56
- [ 9 ] Brito I, Goss M J, Carvalho M D, et al. Impact of tillage system on arbuscular mycorrhiza fungal communities in the soil under Mediterranean conditions. Soil & Tillage Research, 2012, 121: 63—67
- [ 10 ] 董艳, 汤利, 郑毅, 等. 施氮对间作蚕豆根际微生物区系和枯萎病发生的影响. 生态学报, 2010, 30 (7): 1797—1805  
Dong Y, Tang L, Zheng Y, et al. Effects of N application on rhizosphere microflora and fusarium wilt occurrence of intercropped faba bean ( In Chinese ). Acta Ecologica Sinica, 2010, 30 (7): 1797—1805
- [ 11 ] Kumar U, Shahid M, Tripathi R, et al. Variation of functional diversity of soil microbial community insub-humid tropical rice-rice cropping system under long-term organic and inorganic fertilization. Ecological Indicators, 2017, 73: 536—543
- [ 12 ] 王晶晶, 樊伟, 崔珺, 等. 氮磷添加对亚热带常绿阔叶林土壤微生物群落特征的影响. 生态学报, 2017, 37 (24): 8361—8373  
Wang J J, Fan W, Cui J, et al. Effects of nitrogen and phosphorus addition on soil microbial community characteristics in a subtropical evergreen broadleaved forest ( In Chinese ). Acta Ecologica Sinica, 2017, 37 (24): 8361—8373
- [ 13 ] 杨有芳, 字洪标, 刘敏, 等. 高寒草甸土壤微生物群落功能多样性对广布弓背蚁丘扰动的响应. 草业学报, 2017, 26 (1): 43—53  
Yang Y F, Zi H B, Liu M, et al. Responses of soil microbial community functional diversity to *Camponotus herculeanus* ant-hill disturbance in alpine meadows ( In Chinese ). Acta Prataculturae Sinica, 2017, 26 (1): 43—53
- [ 14 ] 滕应, 黄昌勇, 骆永明, 等. 铅锌银尾矿区土壤微生物活性及其群落功能多样性研究. 土壤学报, 2004, 41 (1): 113—119  
Teng Y, Huang C Y, Luo Y M, et al. Microbial activities and functional diversity of community in soils polluted with Pb-Zn-Ag mine tailings ( In Chinese ). Acta Pedologica Sinica, 2004, 41 (1): 113—119
- [ 15 ] 张崇森, 马宇超, 牛全睿, 等. 渐增NaCl对印染废水处理系统活性污泥微生物的影响. 工业水处理, 2017, 37 (2): 33—37  
Zhang C M, Ma Y C, Niu Q R, et al. Influences of gradual - increase NaCl on the activated sludge microbes in dyeing wastewater treatment systems ( In Chinese ). Industrial Water Treatment, 2017, 37 (2): 33—37
- [ 16 ] 王艳霞, 冯宏, 李华兴, 等. 生物复混肥对土壤微生物的影响研究. 植物营养与肥料学报, 2008, 14 (6): 1206—1211  
Wang Y X, Feng H, Li H X, et al. Effects of bio-compound fertilizer on soil microorganism ( In Chinese ). Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2008, 14 (6): 1206—1211
- [ 17 ] Kettler T A, Doran J W, Gilbert T L. Simplified method for soil particle-size determination to accompany soil-quality analyses. Soil Science Society of America Journal, 2001, 65 (3): 849—852
- [ 18 ] 黄红艳. 次生盐渍化土壤的微生物多样性及微生物改良效应研究. 上海: 上海交通大学, 2012  
Huang H Y. Soil microbial diversity in secondary salinization soils and it's microbial remediation ( In Chinese ). Shanghai: Shanghai Jiao Tong University, 2012
- [ 19 ] 夏江宝, 许景伟, 李传荣, 等. 黄河三角洲退化刺槐林不同改造方式对土壤酶活性及理化性质的影响. 水土保持通报, 2012, 32 (5): 171—175  
Xia J B, Xu J W, Li C R, et al. Effects of different improving patterns for degraded *Robinia pseudacacia* plantation on soil enzyme activity and physicochemical properties in Yellow River Delta ( In Chinese ). Bulletin of Soil and Water Conservation, 2012, 32 (5): 171—175
- [ 20 ] 郝黎仁, 樊元, 郝哲欧, 等. SPSS实用统计分析. 北京: 中国水利水电出版社, 2003  
Hao L R, Fan Y, Hao Z O, et al. Statistical analysis of SPSS ( In Chinese ). Beijing: China Water and Power Press, 2003
- [ 21 ] 周凤, 许晨阳, 金永亮, 等. 生物炭对土壤微生物C源代谢活性的影响. 中国环境科学, 2017, 37 (11): 4202—4211  
Zhou F, Xu C Y, Jin Y L, et al. Effect of biochar on metabolic activity of soil microbial carbon ( In Chinese ). China Environmental Science, 2017, 37 (11): 4202—4211
- [ 22 ] 马玲, 马琨, 汤梦洁, 等. 间作与接种AMF对连作土壤微生物群落结构与功能的影响. 生态环境学报, 2017, 27 (1): 113—119

- 2013, 32 (8): 1341—1347
- Ma L, Ma K, Tang M J, et al. Effects of intercropping and inoculation of AMF on the microbial community structure and function of continuous cropping soil (In Chinese). *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, 32 (8): 1341—1347
- [23] 王艳云, 姜爱霞, 郭笃发. 黄河三角洲土壤真菌群落结构对盐生植被演替的响应. *环境科学学报*, 2016, 36 (11): 4146—4152
- Wang Y Y, Jiang A X, Guo D F. Response of soil fungal community structure to halophytic vegetation succession in the Yellow River Delta (In Chinese). *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36 (11): 4146—4152
- [24] Caracciolo A B, Bustamante M A, Nogues I, et al. Changes in microbial community structure and functioning of a semiarid soil due to the use of anaerobic digestate derived composts and rosemary plants. *Geoderma*, 2015, 245/246: 89—97
- [25] Urbanová M, Šnajdr J, Baldrian P. Composition of fungal and bacterial communities in forest litter and soil is largely determined by dominant trees. *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, 84: 53—64
- [26] Haichar F E Z, Santaella C, Heulin T, et al. Root exudates mediated interactions belowground. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 77 (7): 69—80
- [27] 纳小凡, 郑国旗, 邢正操, 等. 连作对再植枸杞根际细菌群落多样性和群落结构的影响. *土壤学报*, 2017, 54 (5): 1280—1292
- Na X F, Zheng G Q, Xing Z C, et al. Effects of monocropping on diversity and structure of the bacterial community in rhizosphere of replanted *Lycium barbarum* L. (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54 (5): 1280—1292
- [28] 张志政, 马森, 张旭龙. 深松对乌拉尔甘草根际土壤养分以及微生物群落功能多样性的影响. *生态学报*, 2017, 37 (15): 5137—5145
- Zhang Z Z, Ma M, Zhang X L. Effect of subsoiling on soil nutrient and microbe functional diversity of *Glycyrrhiza uralensis* rhizospheres (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37 (15): 5137—5145
- [29] Murphy D V, Cookson W R, Braimbridge M, et al. Relationships between soil organic matter and the soil microbial biomass (size, functional diversity, and community structure) in crop and pasture systems in a semi-arid environment. *Soil Research*, 2011, 49 (7): 582—594
- [30] Walker T S, Bais H P, Grotewold E, et al. Root exudation and rhizosphere biology. *Plant Physiology*, 2003, 132 (1): 44—51
- [31] 王晓峰, 汪思龙, 张伟东. 杉木凋落物对土壤有机碳分解及微生物生物量碳的影响. *应用生态学报*, 2013, 24 (9): 2393—2398
- Wang X F, Wang S L, Zhang W D. Effects of Chinese fir litter on soil organic carbon decomposition and microbial biomass carbon (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24 (9): 2393—2398
- [32] 杨东伟, 章明奎, 张鹏启, 等. 水田改果园后土壤微生物学特性演变. *土壤学报*, 2018, 55 (1): 182—193
- Yang D W, Zhang M K, Zhang P Q, et al. Evolution of soil in microbiology after reclamation of paddy into orchard (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55 (1): 182—193
- [33] Hoogmoed M, Cunningham S C, Baker P, et al. N-fixing trees in restoration plantings: Effects on nitrogen supply and soil microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 77 (7): 203—212
- [34] 牛世全, 杨建文, 胡磊, 等. 河西走廊春季不同盐碱土壤中微生物数量、酶活性与理化因子的关系. *微生物学通报*, 2012, 39 (3): 416—427
- Niu S Q, Yang J W, Hu L, et al. Relationship with soil microbial quantity, soil enzyme activity and physicochemical factor between different salinealkali soil in Hexi Corridor in spring (In Chinese). *Microbiology China*, 2012, 39 (3): 416—427
- [35] 王笛, 马风云, 姚秀粉, 等. 黄河三角洲退化湿地土壤养分、微生物与土壤酶特性及其关系分析. *中国水土保持科学*, 2012, 10 (5): 94—98
- Wang D, Ma F Y, Yao X F, et al. Properties of soil microbes, nutrients and soil enzyme activities and their relationship in a degraded wetland of Yellow River Delta (In Chinese). *Science of Soil and Water Conservation*, 2012, 10 (5): 94—98
- [36] 翁永玲, 宫鹏. 黄河三角洲盐渍土盐分特征研究. *南京大学学报(自然科学)*, 2006, 42 (6): 602—610
- Weng Y L, Gong P. Soil salinity measurements on the Yellow River Delta (In Chinese). *Journal of Nanjing University (Natural Sciences)*, 2006, 42 (6): 602—610
- [37] Muhammad S, Müller T, Joergensen R G. Relationships between soil biological and other soil properties in saline and alkaline arable soils from the Pakistani Punjab. *Journal of Arid Environments*, 2008, 72 (4): 448—457
- [38] Chen X L, Wang D, Chen X, et al. Soil microbial

functional diversity and biomass as affected by different thinning intensities in a Chinese fir plantation. *Applied Soil Ecology*, 2015, 92: 35—44

- [39] 燕辉, 刘广全, 李红生. 青杨人工林根系生物量、表面积和根长密度变化. *应用生态学报*, 2010, 21

(11): 2763—2768

Yan H, Liu G Q, Li H S. Changes of root biomass, root surface area, and root length density in a *Populus cathayana* plantation (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21 (11): 2763—2768

## Effects of Succession of Halophytic Vegetation on Carbon Metabolism Diversity of Fungi in the Yellow River Delta

WANG Juanjuan WANG Qian JIANG Aixia PEI Zhen WANG Xiaofeng GUO Dufa<sup>†</sup>

(College of Geography and Environment, Shandong Normal University, Jinan 250000, China)

**Abstract** 【Objective】As an important component of the soil microorganisms, fungi play an important role in cycling nutrients, maintaining and building soil fertility and improving soil structure and so on. As a decomposer in the soil, fungi can effectively decompose various kinds of macromolecule materials and hard-to-decompose litters in the soil, promote nutrient uptake of plants, and be used as an indicator of ecosystem health. Carbon source utilization capacity of soil fungi reflects overall metabolic characteristics of the fungal communities. To explore relationships between soil fungal carbon source metabolism and succession of halophytic vegetation is an important step to elucidate variation of the ecosystem in internal structure and function. 【Method】In the region of the Yellow River Delta, in line with the natural succession of the halophytic vegetation, sample plots of bare coastal tidal flats, flats covered with *Tamarix chinensis* and *Angiospermae* (highly salt-tolerant plant community), and flats of *Imperata* and *A.venetum* (mildly salt-tolerant plant community) were selected, three each, making up a total of 15 sample plots for soil sampling in the 0~20 cm and 20~40 cm soil layers. The soil samples were analyzed for physicochemical properties, and carbon source metabolic activity of soil fungi using the Biolog-FF microplate culture method, and further for characterization of the carbon metabolic activity of the soil fungi in the plots relative to halophytic vegetation. 【Result】The Biolog-FF microplate tests show that in terms of average well color development in the 0~20 cm soil layer, the plots followed an order of *Imperata* > *A. venetum* > *Tamarix chinensis* > *Angiospermae* > Bare plot, while in terms of AWCD in the 20~40 cm soil layer, they did an order of *Imperata* > *Angiospermae* > *Tamarix chinensis* > *A. venetum* > Bare plot, which suggests that with the succession of the halophytic vegetation, carbon metabolism activity of the fungi in the soil increases significantly ( $P<0.05$ ) and so was Shannon-Wiener index, richness index and Simpson index of the fungi. In all the sample plots, except for that under *Angiospermae*, all the three indices were higher in the 0~20 cm soil layer than the 20~40 cm one, which suggests that with the succession of halophytic vegetation going on positively, the fungi in the soil improve in diversity and abundance and in dominance of common species in the community. Correlation analysis of soil properties, fungal AWCD and fungal diversity shows that TN, AN, SOM, phosphatase and catalase significantly ( $P<0.05$ ) promoted while soil salinity significantly ( $P<0.05$ ) inhibited fungal metabolism of carbon sources. Principal component analysis shows that *Fibric alcohol*, *ornithine* and *D-mannitol* were the main carbon sources for fungal utilization in the 0~20 cm soil layer, whereas *D-sorbitol*, *glycerol* and *L-aspartic acid* were in the 20~40 cm soil layer, which suggests that saccharides, alcohols and acids are the main carbon sources that control carbon metabolism of the fungi in the soil. 【Conclusion】As a whole, with the succession of the



halophytic vegetation going on positively, the soil underneath declines gradually in salinization degree and improves in soil quality, and the fungal community in the soil is growing more and more stable in structure. All the findings about relationships between carbon source metabolism of soil fungi and succession of halophytic vegetation may lay down a theoretical foundation for the ecological restoration and utilization of the Yellow River Delta.

**Key words** Yellow River Delta; Halophytic vegetation; Soil fungi; Functional diversity; Biolog-FF method

(责任编辑：卢 萍)

# 垂直孔施有机物对土壤硝酸盐代谢及苹果叶片光合作用的影响<sup>\*</sup>

黄 萍 纪 拓 岳松青 李 萍 荀 咪 曹 辉 杨洪强<sup>†</sup>

(山东农业大学园艺科学与工程学院, 作物生物学国家重点实验室, 山东泰安 271018)

**摘 要** 土壤钻孔可改善通气性, 施用有机物能增加土壤有机质, 将两者相结合, 以4年生红富士苹果为试验材料, 在根区钻出垂直通气孔后, 分别施入玉米秸秆、果树枝、生物炭和发酵果木屑, 调查土壤硝酸盐代谢、苹果叶片光合与蒸腾、水分利用效率(WUE)及植株生长量等。结果表明: 土壤垂直孔施玉米秸秆或发酵果木屑显著提高土壤硝化—反硝化强度及土壤硝酸还原酶(NR)和亚硝酸还原酶(NiR)活性; 垂直孔施玉米秸秆、果树枝或生物炭显著提高叶片净光合速率、蒸腾速率和WUE; 垂直孔施上述四种有机物料均显著提高40 cm土层土壤的相对含水量, 促进新梢加粗和伸长, 其中, 玉米秸秆的综合效果最显著, 它在施用第10个月使土壤硝化强度、反硝化强度、叶片净光合速率和WUE分别提高52.68%、45.81%、57.32%和29.12%。

**关键词** 土壤钻孔; 玉米秸秆; 苹果; 硝酸盐代谢; 光合作用; 水分利用效率(WUE)

**中图分类号** S661.1 **文献标识码** A

土壤是果树栽培的基础, “气”是构成土壤肥力的四大要素之一。土壤黏重、紧实度大、孔隙度小以及积水等常导致土壤通气性变差、氧气含量不足等问题出现, 进而影响土壤微生物代谢、土壤酶活性和土壤养分转化, 抑制根系有氧呼吸, 限制对养分和水分的吸收利用, 不利于植物健康生长以及作物产量形成<sup>[1-2]</sup>等。耕翻松土、黏土掺沙和加氧灌溉等措施可改善农田土壤通气状况<sup>[2-3]</sup>, 施用生物炭能够增强土壤通气性<sup>[4]</sup>。土壤钻孔可明显改善草坪土壤通气性, 提高土壤微生物活性, 促进土壤有机物分解以及根系对养分的吸收<sup>[5]</sup>。氮素是限制植物生长发育和产量形成的首要因素, 氮素代谢需要呼吸产生的能量, 呼吸离不开氧气, 因此, 土壤钻孔在影响土壤通气性、增强土壤含氧量的同

时, 必然影响土壤氮素代谢。

硝酸盐易被吸收利用也易随水流失, 在土壤硝酸还原酶、亚硝酸还原酶等的作用下可转化为氮氧化物, 或者通过异化还原成铵态氮( $\text{NH}_4^+$ ), 或者最终形成氮气( $\text{N}_2$ )而逸散<sup>[6]</sup>。果树枝条和作物秸秆是典型的农业废弃物, 将果树枝条制成发酵果木屑, 施入土壤可降低土壤容重, 促进根系生长<sup>[7]</sup>; 秸秆还田能有效提高土壤有机质含量, 改良土壤结构, 增加速效养分含量, 提高土壤氮素有效性<sup>[8]</sup>; 将秸秆等转化成生物炭施入土壤, 能够降低土壤容重, 增加土壤持水量, 减少氮氧化物排放<sup>[9-10]</sup>, 这些有机物通过影响养分组成等土壤理化性状直接或间接地影响了土壤硝酸盐代谢, 进而影响植物生长发育。但在常规应用中, 无论是作物

<sup>\*</sup> 国家自然科学基金项目(31772251, 31372016)、国家科技支撑计划项目(2014BAD16B02)和山东省重点研发计划项目(2016ZDJS10A01)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 31772251 and 31372016), the National Key Technology R & D Program of China (No. 2014BAD16B02), and the Key Research and Development Program of Shandong Province in China (No. 2016ZDJS10A01)

<sup>†</sup> 通讯作者 Corresponding author, E-mail: hqyang@sdau.edu.cn

作者简介: 黄 萍(1993—), 女, 湖北武汉人, 硕士研究生, 主要从事果园土壤管理研究。E-mail: 2278218618@qq.com

收稿日期: 2017-12-11; 收到修改稿日期: 2018-05-05; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2018-05-14

秸秆、生物炭或发酵果木屑等均被埋在土壤浅层、压在底层或覆盖在土壤表层，目前很少有将它们垂直施入土壤的应用，也不清楚它们对土壤硝酸盐代谢以及对果树光合、蒸腾等影响的差异性。在钻孔改善土壤通气性的条件下，本研究拟将土壤钻孔通气和施用有机物料结合起来，即在根区土壤钻出深而窄的垂直小孔后，分别向孔内施入玉米秸秆、果树枝、生物炭和发酵果木屑，探讨垂直施有机物对土壤硝酸盐代谢和苹果叶片光合速率、蒸腾速率、水分利用效率及植株生长的影响，明确土壤钻孔与施用有机物相结合的效果和作用特点，以期为苹果根区土壤管理提供参考。

# 1 材料与方法

## 1.1 供试材料

试验于2015年11月—2016年9月在山东省高校果树生物学重点实验室和山东农业大学南校区的果树试验站进行。供试植株为2012年春季栽培于苹果根窖树穴中的红富士苹果（砧木为平邑甜茶*Malus hupehensis* Rehd.）。根窖是一种根系观察系统，即在地面挖深3.5 m、宽3.0 m的壕沟，在沟面上每间隔2.0 m挖长1.4 m、宽1.2 m、深2.5 m树穴，树穴靠壕沟的一侧为玻璃面，树穴内填满土，壕沟用水泥浇注封顶，壕沟内处于黑暗状态。根窖树穴内土壤为褐土，pH 6.9，有机质9.8 g·kg<sup>-1</sup>，全氮

1.26 g·kg<sup>-1</sup>，碱解氮81.20 mg·kg<sup>-1</sup>，全磷1.01 g·kg<sup>-1</sup>，有效磷60.34 mg·kg<sup>-1</sup>，全钾12.65 g·kg<sup>-1</sup>，速效钾116.50 mg·kg<sup>-1</sup>。

## 1.2 试验处理

2015年秋季（11月10日）从上述材料中选择长势一致的植株，参照专利“果园土壤通气施肥方法”[11]进行垂直孔施有机物处理，即在每株树四个方向（东西南北）距树干50 cm的土壤处，用上海本田GX-390型汽油机改装的土壤钻机均匀钻四个孔，每孔直径15 cm、深度50 cm；以单株为单位，分别将玉米秸秆（Corn stalk, CS）、果树枝（Fruit tree branches, FTB）、生物炭（Biochar, BC）和发酵果木屑（Fermented sawdust of fruit tree branches, FFB）填入四个孔内。玉米秸秆和果树枝被截成55 cm长，按照每4~5根一束垂直插到孔的底部，用园土填满缝隙，玉米秸秆和果树枝露出地面5 cm；生物炭和发酵果木屑分别与园土按照1:1比例混合后填满每株树的四个孔，孔口不覆土；以每株树钻四个孔后回填土壤为对照（CK）。每5棵树为一个处理单位，重复三次。生物炭是将玉米秸秆洗净、风干、粉碎后在600℃下厌氧加热制成；发酵果木屑是将苹果枝干粉碎为粒径0.5~1 cm的颗粒，经过127℃、0.25 MP压力下处理后拌入EM（有效微生物群，Effective microorganisms）发酵40 d而成。四种有机物养分含量等基本性状见表1。

表1 所试有机物中的养分含量和pH

| Table 1 Nutrient contents and pH of tested organic materials |                        |                        |                        |                         |                         |                         |                        |      |
|--|------------------------|------------------------|------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------------|------|
| 有机物  | 全氮                     | 全磷                     | 全钾                     | 硝态氮                     | 亚硝态氮                    | 铵态氮                     | 有机碳                    | pH   |
| Organic materials  | Total nitrogen         | Total phosphorus       | Total potassium        | Nitrate nitrogen        | Nitrite nitrogen        | Ammonium nitrogen       | Organic carbon         |      |
|  | /(g·kg <sup>-1</sup> ) | /(g·kg <sup>-1</sup> ) | /(g·kg <sup>-1</sup> ) | /(mg·kg <sup>-1</sup> ) | /(mg·kg <sup>-1</sup> ) | /(mg·kg <sup>-1</sup> ) | /(g·kg <sup>-1</sup> ) |      |
| CS   | 5.50                   | 2.10                   | 16.50                  | 85.00                   | 1.52                    | 22.00                   | 475.2                  | 6.88 |
| FTB  | 5.35                   | 1.16                   | 2.76                   | 81.00                   | 1.60                    | 20.00                   | 535.0                  | 7.30 |
| BC   | 7.90                   | 4.10                   | 11.30                  | 98.00                   | 2.20                    | 30.00                   | 574.8                  | 8.25 |
| FFB  | 7.40                   | 0.96                   | 2.82                   | 92.00                   | 1.80                    | 26.00                   | 505.0                  | 7.12 |

注：CS、FTB、BC和FFB分别指土壤垂直孔施玉米秸秆、果树枝、生物炭和发酵果木屑，下同 Note: CS, FTB, BC and FFB stands for treatment of applying corn stalk, fruit tree branches, biochar and fermented sawdust of fruit tree branches into vertical holes respectively. The same below

为使各处理及与对照间的有机质和主要养分含量相近，设置试验时根据所试有机物养分含量

及用量向处理及对照各孔内分别施入一定量的肥料，其中，CS各孔施入82 g尿素和109 g磷酸二氢

钾,FTB各孔施入93 g尿素、175 g磷酸二氢钾和123 g硫酸钾;BC各孔施入90 g尿素、151 g磷酸二氢钾和119 g硫酸钾;FFB各孔施入91 g尿素、154 g磷酸二氢钾和124 g硫酸钾;CK(对照)各孔施入800 g有机肥(有机质含量 $450.0\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $\text{N}+\text{P}_2\text{O}_5+\text{K}_2\text{O}$ 总含量 $50.00\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )、61 g尿素、113 g磷酸二氢钾和22 g硫酸钾。施肥后测定显示:每孔内全氮、全磷、全钾和有机质含量在CS处理中分别为 $6.00$ 、 $5.65$ 、 $5.33$ 和 $51.39\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ,在FTB处理中分别为 $6.04$ 、 $5.56$ 、 $5.16$ 和 $51.74\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ,在BC处理中分别为 $6.00$ 、 $5.05$ 、 $5.67$ 和 $51.87\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ,FFB处理分别为 $6.04$ 、 $4.99$ 、 $5.57$ 和 $51.61\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ,对照(CK)中分别为 $6.06$ 、 $5.67$ 、 $5.13$ 和 $51.81\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

处理后第6个月(在2016年5月4日,前后5天的平均气温为 $20.7^\circ\text{C}$ )和第10个月(2016年9月20日,前后5天的平均气温为 $20.4^\circ\text{C}$ )取样测定。取样时刮掉孔周边的表层浮土,用洛阳铲在距孔壁10 cm处挖取0~20 cm层土壤,剔除杂物、混匀,装入自封袋中,放入带有冰块的保温瓶中,带回实验室置于 $4^\circ\text{C}$ 冰箱内待测。9月20日土壤取样前测定叶片叶绿素相对含量、新梢粗度和长度、光合蒸腾参数以及孔内距地表20 cm和40 cm处的土壤含水量

### 1.3 测定方法

土壤硝化和反硝化强度的测定参照文献[12]:称取10 g新鲜土壤,置于三角瓶中,加入 $\text{NH}_4^+$ 培养液,并用带孔的橡皮塞(或脱脂棉)塞住,置于水浴恒温振荡器上振荡、过滤,分析滤液中的硝态氮( $\text{NO}_3^-$ -N)含量,每次取样后补足培养液。用培养前后 $\text{NO}_3^-$ 浓度的变化来计算土壤硝化强度(以1 kg烘干填料在1 h内产生的 $\text{NO}_3^-$ 量(mg)表示)。测定土壤反硝化强度时用 $\text{NO}_3^-$ 培养液替换 $\text{NH}_4^+$ 培养液, $\text{NO}_3^-$ 培养液由 $0.2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 磷酸二氢钾溶液、 $0.2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 磷酸氢二钾溶液、 $0.03\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 硝酸钾溶液和 $0.02\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 葡萄糖按体积比3:7:30:10配制而成,其他同土壤硝化强度测定。土壤硝酸还原酶(NR)和亚硝酸还原酶(NiR)活性以及土壤铵态氮、亚硝态氮、硝态氮含量测定参照文献[13-14]进行。碱解氮、有效磷和速效钾含量分别用扩散皿法、 $\text{NaHCO}_3$ 浸提—钼锑抗比色法和乙酸铵浸提—火焰光度法测定;全氮、全磷、全钾含量采用 $\text{H}_2\text{SO}_4$ - $\text{H}_2\text{O}_2$ 消煮后分别用凯氏定氮仪(K9860,济南海能)、分光光度计(UV-5200,上海元析)和火焰光度计(F-300,

上海元析)测定;有机碳含量采用总有机碳分析仪(Elab-TOC,江苏埃兰)测定。

叶片光合、蒸腾参数在上午9时选枝条中部功能叶,用便携式光合仪(CIRAS-2,PP Systems,美国)测定;水分利用效率(WUE)由叶片净光合速率(Pn)除以对应的蒸腾速率(Tr)得出。叶绿素相对含量用叶绿素测定仪(SPAD-502PLUS,Spectrum,美国)测定;土壤含水量用土壤水分速测仪(TZS-1K,浙江托普)测定。

### 1.4 数据处理

数据分析采用Excel 2007和DPS 7.05统计软件进行,多重比较采用Tukey(图基)法( $\alpha=0.05$ )。

## 2 结 果

### 2.1 垂直孔施有机物对根区土壤硝化—反硝化作用的影响

由图1可见,无论处理6个月还是10个月,垂直孔施玉米秸秆和发酵果木屑后,土壤硝化强度和反硝化强度均显著提高;在处理10个月时,玉米秸秆使土壤硝化强度和反硝化强度分别提高52.68%和45.81%,发酵果木屑使土壤硝化强度和反硝化强度分别提高45.55%和35.44%。在垂直孔施生物炭6个月和10个月时,土壤硝化强度均显著提高,而反硝化强度仅在施生物炭6个月时显著提高。垂直孔施果树枝在处理6个月时对土壤硝化强度和反硝化强度的影响不明显,在处理10个月时使土壤硝化强度和反硝化强度分别提高18.88%和27.06%,差异显著。

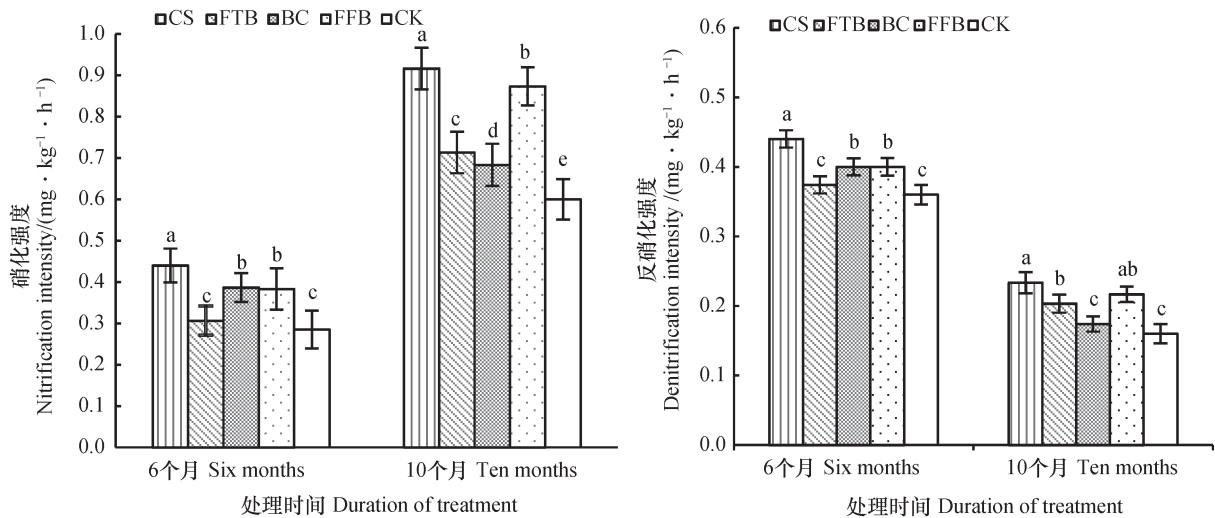
### 2.2 垂直孔施有机物对根区土壤硝酸还原酶和亚硝酸还原酶活性的影响

由图2可知,无论在处理后6个月还是10个月,垂直孔施玉米秸秆、生物炭和发酵果木屑均显著提高土壤NR和NiR活性,其中,垂直孔施玉米秸秆在6个月时土壤NR和NiR活性提高幅度最大(分别提高46.43%、18.02%),而垂直孔施发酵果木屑在10个月时土壤NR和NiR活性提高幅度最大(分别提高48.00%、9.30%)。垂直孔施果树枝在6个月时降低土壤NiR活性,在10个月时提高土壤NiR活性而降低NR活性。

### 2.3 垂直孔施有机物对根区土壤无机氮的影响

由图3可知,在处理6个月时,垂直孔施玉米秸秆、果树枝、生物炭和发酵果木屑均降低了土壤铵态氮和亚硝态氮含量,而使硝态氮含量显著提





注: 不同小写字母表示相同时间不同处理间差异显著; CK表示对照处理。下同Note: Different lowercase letters mean significant difference between different treatments at the same time; CK stands for the control treatment. The same below

图1 垂直孔施有机物处理下根区土壤硝化强度和反硝化强度

Fig. 1 Effects of organic materials applied into vertical holes on soil nitrification and denitrification intensities

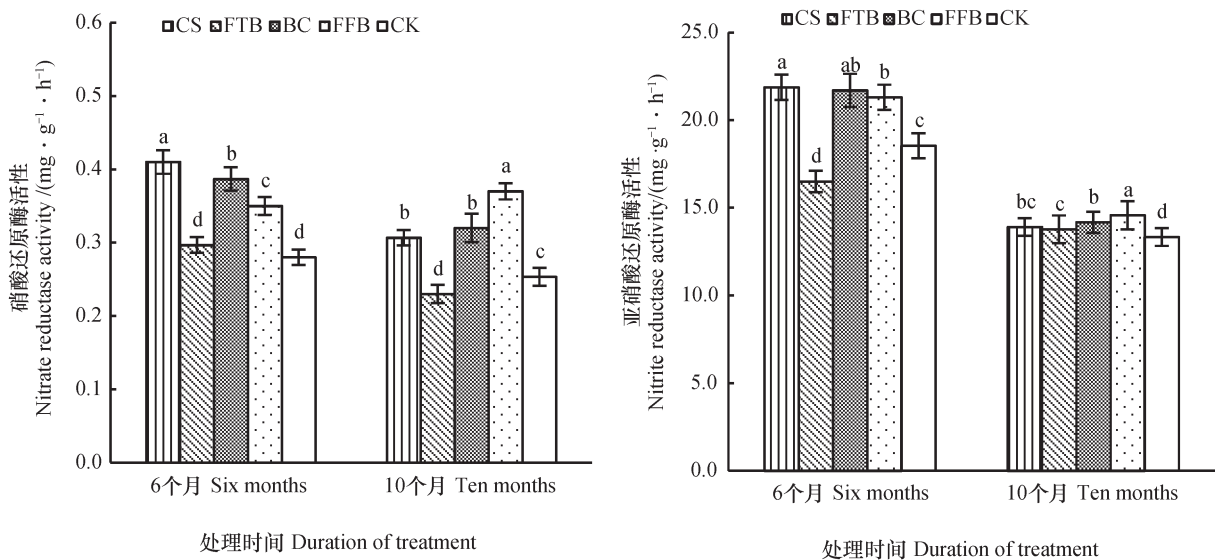


图2 垂直孔施有机物处理下土壤硝酸还原酶和亚硝酸还原酶

Fig. 2 Effects of organic materials applied into vertical holes on soil NR and NiR activities

高, 提高幅度分别为144.9%、28.36%、71.95%和102.1%。处理10个月时, 垂直孔施四种有机物均使土壤亚硝态氮含量降低, 而使硝态氮含量显著提高, 提高幅度分别为39.18%、18.23%、10.38%、25.65%; 垂直孔施玉米秸秆、果树枝和发酵果木屑后, 土壤铵态氮含量均显著提高, 三者使铵态氮含量的提高幅度分别为41.41%、27.44%和21.60%。

#### 2.4 垂直孔施有机物对土壤相对含水量的影响

由图4可知, 垂直孔施有机物6个月, 玉米秸秆、生物炭和发酵果木屑均显著提高了孔内20 cm

和40 cm处的土壤相对含水量 (SRWC), 其中, 玉米秸秆处理最显著, 分别提高了26.70%、13.90%; 果树枝处理仅提高了孔内40 cm处的SRWC。

处理10个月后, 垂直孔施4种有机物均明显降低了孔内20 cm处SRWC而明显提高了40 cm处的SRWC, 孔内20 cm处的SRWC由低至高以及40 cm处的SRWC由高至低均依次是玉米秸秆、果树枝、生物炭和发酵果木屑处理。可见, 玉米秸秆对孔内SRWC的作用效果最显著, 它使孔内20 cm处的SRWC降低了15.2%, 使孔内40 cm处的SRWC提高了7.80% (图4)。

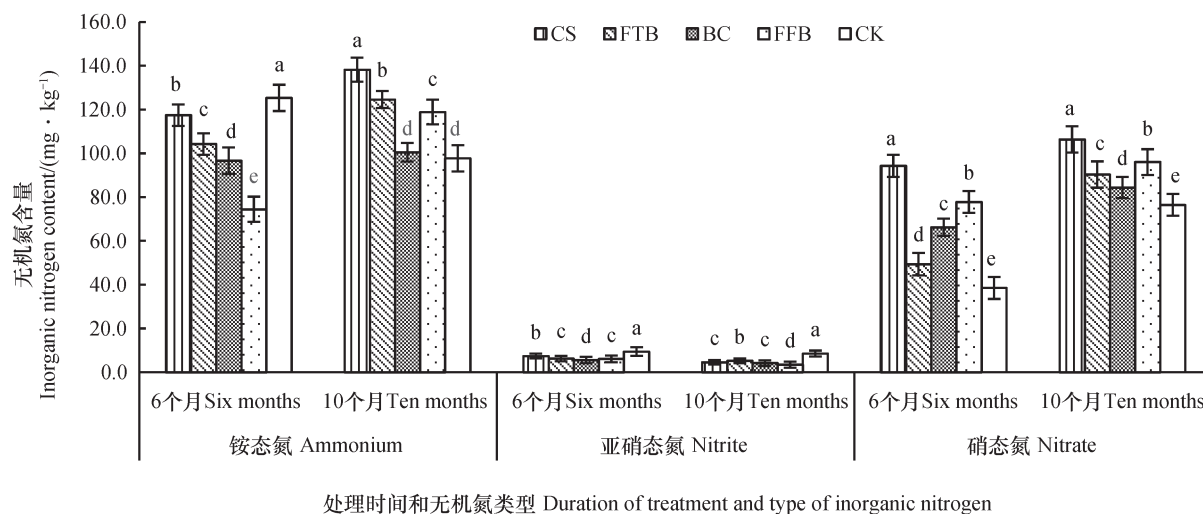


图3 垂直孔施有机物处理下土壤无机氮含量

Fig. 3 Effects of organic materials applied into vertical holes on soil inorganic nitrogen content

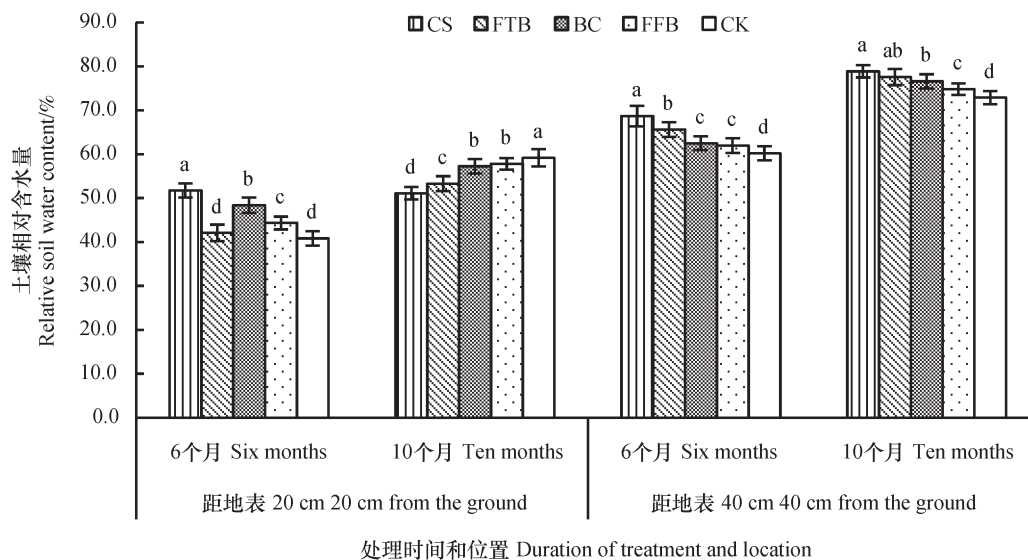


图4 垂直孔施有机物处理下孔内20 cm和40 cm土壤相对含水量

Fig. 4 Effects of organic materials applied into vertical holes on soil water content at 20 and 40 cm in the hole

## 2.5 垂直孔施有机物对苹果叶绿素相对含量和新梢生长量的影响

由表2可以看出,垂直孔施四种有机物均提高了叶绿素相对含量、新梢粗度和新梢长度,其中,玉米秸秆使新梢粗度提高幅度最大(达17.19%),其次是果树枝和发酵果木屑,它们使新梢粗度分别提高14.06%、7.81%,而生物炭仅使新梢粗度提高5.47%。使新梢长度提高程度最大的也是垂直孔施玉米秸秆,提高幅度为11.63%,其次是果树枝和生物炭,提高幅度分别为7.68%、5.79%。

## 2.6 垂直孔施有机物对苹果叶片光合参数的影响

由表3可以看出,垂直孔施四种有机物后,叶片净光合速率、蒸腾速率和水分利用效率均有不同程度的提高,其中,玉米秸秆使叶片净光合速率、蒸腾速率和水分利用效率的提高幅度最大,分别达57.32%、22.22%、29.12%;生物炭使叶片净光合速率和蒸腾速率的提高程度仅次于玉米秸秆,其次是果树枝。果树枝和生物炭使叶片水分利用效率的提高幅度相近,均介于玉米秸秆和发酵果木屑之间。

表2 垂直孔施有机物对苹果叶绿素、新梢粗度和长度的影响

| Table 2 Effects of organic materials applied into vertical holes on chlorophyll, diameter and length of new shoots of apple trees |                              |                            |                          |
|---|------------------------------|----------------------------|--------------------------|
| 有机物   | 叶绿素相对含量                      | 新梢粗度                       | 新梢长度                     |
| Organic materials   | Relative chlorophyll content | Diameter of new shoots /mm | Length of new shoots /cm |
| CS  | 54.53 ± 1.27a                | 7.50 ± 0.74a               | 63.63 ± 0.58a            |
| FTB   | 51.64 ± 1.75a                | 7.30 ± 1.06ab              | 61.38 ± 2.64b            |
| BC  | 52.53 ± 1.50a                | 6.75 ± 0.62bc              | 60.30 ± 0.25b            |
| FFB   | 51.60 ± 1.46a                | 6.90 ± 0.39b               | 57.88 ± 2.52bc           |
| CK  | 47.87 ± 1.40b                | 6.40 ± 0.54c               | 57.00 ± 2.89c            |

注：数据为平均值 ± 标准差；同列不同字母表示差异显著（ $P < 0.05$ ），下同 Note: Data are means ± SD; Different letters in the same column meant significant difference at 0.05 levels. The same below

表3 垂直孔施有机物对苹果叶片净光合速率、蒸腾速率和水分利用效率的影响

| Table 3 Effects of organic materials applied into vertical holes on Pn, Tr and WUE of apple leaves |   |   |                                  |
|--|---|---|----------------------------------|
| 有机物  | 净光合速率   | 蒸腾速率  | 水分利用效率                           |
| Organic materials  | Net photosynthetic rate                       | Transpiration rate                            | Water use efficiency             |
|  | (Pn)/(μmol·m <sup>-2</sup> ·s <sup>-1</sup> ) | (Tr)/(mmol·m <sup>-2</sup> ·s <sup>-1</sup> ) | (WUE)/(μmol·mmol <sup>-1</sup> ) |
| CS   | 12.90 ± 0.55a                                 | 5.50 ± 0.11a                                  | 2.35 ± 0.08a                     |
| FTB  | 10.70 ± 0.91b                                 | 4.90 ± 0.06c                                  | 2.18 ± 0.18ab                    |
| BC   | 10.80 ± 0.72b                                 | 5.20 ± 0.12b                                  | 2.08 ± 0.12ab                    |
| FFB  | 8.80 ± 0.85bc                                 | 4.70 ± 0.10cd                                 | 1.87 ± 0.16b                     |
| CK   | 8.20 ± 0.90c                                  | 4.50 ± 0.12d                                  | 1.82 ± 0.16b                     |

3 讨 论

硝化—反硝化作用是自然界氮素循环的重要环节，硝化作用需要较充足的氧气，反硝化作用在无氧或缺氧条件下较容易进行<sup>[15-16]</sup>。钻孔为土壤气体扩散和交换提供通道，钻孔后填充有机物料较填土（对照）能更好地维持地这一通道，更利于改善土壤通气状况，促进好气微生物活动，从而有利于硝化作用。铵态氮和硝态氮累积（图3）能为土壤硝化和反硝化细菌提供底物和能源，促进土壤微生物代谢和有机质分解，增强土壤呼吸作用，加快土壤耗氧<sup>[17]</sup>，因而导致土壤局部产生厌氧微区，改变微生物群落结构，使反硝化细菌活性增强和反硝化强度提高，尤其是处理后10个月。因此，垂直孔施用四种有机物在提高土壤硝化强度的同时，也相应提高了土壤反硝化强度。秸秆深还田能够提高土壤的饱和导水率，增强土壤的持水能力<sup>[18]</sup>，随着土壤水分增加，微生物硝化作用逐渐加强<sup>[19]</sup>，同时，玉米秸秆碳氮比高、易于分解，施入土壤可快速转化，能够为异养微生物提供电子受体和能

量，有利于硝化—反硝化微生物尤其是反硝化细菌大量繁殖<sup>[20]</sup>，从而促进了土壤反硝化作用，因而，无论在处理6个月还是10个月，垂直孔施玉米秸秆均最显著提高了土壤硝化强度和反硝化强度（图1）。单独钻孔能够改善土壤通气性，提高土壤微生物活性，促进土壤有机物分解<sup>[5,21]</sup>；生物炭施入土壤也能够改善土壤通气性，提高土壤微生物活性，促进土壤有机物分解，增强土壤对水分和营养元素的吸持<sup>[4,22]</sup>；秸秆还田可有效改善土壤结构，增强通气与保水能力<sup>[23]</sup>。硝酸还原酶（NR）和亚硝酸还原酶（NiR）是反硝化作用过程中的重要酶，均来自土壤微生物所产生的活性蛋白，其活性非常容易受到土壤含氧量、温湿度、养分等因素影响<sup>[24]</sup>。土壤钻孔施入有机物料会对土壤的含氧量、温湿度、养分以及土壤微生物的群落数量、活性和组成等造成一定的影响，而土壤中的NR和NiR活性也必然会受到影响，这些均会改变土壤硝化—反硝化作用，并最终影响土壤硝酸盐代谢。

土壤 $\text{NH}_4^+$ 和 $\text{NO}_3^-$ 能够被根系直接吸收和利用,它们之间可通过硝化和反硝化作用相互转化,土壤硝化与反硝化强度也会影响土壤 $\text{NH}_4^+$ 和 $\text{NO}_3^-$ 有效性<sup>[25]</sup>。钻垂直孔施入四种有机物处理后,土壤 $\text{NH}_4^+$ 和 $\text{NO}_3^-$ 含量的变化,显示出垂直孔施有机物明显改变了土壤硝酸盐代谢与转化。在四种处理中,施入玉米秸秆的土壤 $\text{NO}_3^-$ 和 $\text{NH}_4^+$ 含量均最高,这应当与施入玉米秸秆促进了土壤氮素矿化及微生物对氮素的固定有关,因为玉米秸秆还田可促进微生物氮循环,增加对外源氮素的固定,提高土壤无机氮累积量<sup>[26]</sup>。

在草坪管理中已经证明,打孔(钻孔)可以疏松土壤,促进土壤有机物分解,增加根系对养分的吸收,改善草坪质量<sup>[5]</sup>,而且土壤钻孔可吸引根系向孔穴集中,提高大豆、小麦和玉米等作物生产力<sup>[27]</sup>。钻孔的作用主要在于促进土壤气体交换,改善土壤渗透性,增加深层土壤蓄水量<sup>[21]</sup>,从而改善土壤环境,促进根系发育。钻孔通气的效果依赖于孔穴结构的维持、孔内填料及其分解状况等<sup>[21]</sup>,玉米秸秆和果树枝分解需要一定时间,能较长时间保持土壤孔穴的完整性,有利于改善根际气体条件,促进水分和养分吸收,提高叶片光合性能,促进代谢产物转运和积累<sup>[28]</sup>,因而也会提高苹果叶片光合速率、水分利用效率和新梢生长量(表2和表3)。此外,生物炭和发酵果木屑是粉末和颗粒状,容易堆积沉实;玉米秸秆和果树枝与地面大气连通,并且分解慢、能够支撑孔穴结构,更便于气体交换,因而整体效果也更好。

钻孔施入四种有机物改善了孔穴内的通气性,使浅层土壤水分较快蒸发,从而降低了孔内浅层SRWC,使孔穴内及其周边浅层土壤处于轻度干旱状态,而轻度干旱有利于提高叶片WUE<sup>[29]</sup>。同时,土壤钻孔施入有机物便于水分向土壤较深层下渗,且有机物有较好的持水性,可提高孔内及其周边较深层SRWC;而较深层土壤水分更有利于保证果树水分需求,改善叶片光合性能和水分利用效率<sup>[30]</sup>;在四种有机物中,玉米秸秆对孔中20 cm和40 cm处的SRWC影响最显著(图4),因此,它对叶片光合速率和水分利用效率的提高也最显著。

传统施肥方法通常仅考虑向土壤补充营养物质,未注意土壤通气性问题;土壤深翻熟化虽兼顾土壤结构改良和补充营养物质,但需要对土壤进行

大规模扰动,工程量大、成本高,对根系损伤也大,不适于结果期果园、密植果园和山区果园。钻孔施有机物采用“小型土壤钻孔机”,操作简单、工程量低,对果树根系损伤小,能够增进土壤通气性,促进土壤硝酸盐代谢、增强叶片光合作用、提高叶片水分利用效率,有利于植株生长和产量提高。钻孔施有机物用小型钻孔机取代常规施肥时惯常采用的人工挖坑或开沟,提高了劳动效率,减少了用工量,而且操作方便,非常适合山区果园和密植果园。

## 4 结 论

土壤垂直孔施四种有机物对土壤硝化与反硝化作用、土壤硝酸还原酶、土壤相对含水量、叶片光合与蒸腾作用、叶片水分利用效率及植株生长均有不同程度的影响,其中玉米秸秆的促进效果最显著,它在处理第10个月时,使土壤硝化强度和反硝化强度分别提高52.68%和45.81%,使叶片净光合速率、蒸腾速率、水分利用效率以及新梢粗度分别提高57.32%、22.22%、29.12%和17.19%。

## 参 考 文 献

- [1] McNabb D H, Startsev A D, Nguyen H. Soil wetness and traffic level effects on bulk density and air-filled porosity of compacted boreal forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 2001, 65 (4): 1238—1247
- [2] Bhattarai S P, Su N, Midmore D J. Oxygenation unlocks yield potentials of crops in oxygen-limited soil environments. *Advances in Agronomy*, 2005, 88 (5): 313—377
- [3] 雷宏军, 胡世国, 潘红卫, 等. 土壤通气性与加氧灌溉研究进展. *土壤学报*, 2017, 54 (2): 297—308  
Lei H J, Hu S G, Pan H W, et al. Advancement in research on soil aeration and oxygenation (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54 (2): 297—308
- [4] Sdc C, Mcnamara N P, Reay D S, et al. The effect of biochar addition on  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{CO}_2$  emissions from a sandy loam soil—The role of soil aeration. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 51 (3): 125—134
- [5] 刘晓波, 杨春华, 徐耀华, 等. 打孔对草坪枯草层及坪床土壤微生物活性和有机质含量的影响. *草地学报*, 2013, 21 (1): 174—179  
Liu X B, Yang C H, Xu Y H, et al. Effect of aeration



- on turf and the microbial activity and organic matter of soil (In Chinese). *Acta Agrestia Sinica*, 2013, 21 (1): 174—179
- [ 6 ] Giles M E, Morley N J, Baggs E M, et al. Soil nitrate reducing processes-drivers, mechanisms for spatial variation, and significance for nitrous oxide production. *Frontiers in Microbiology*, 2012, 3: Article 407
- [ 7 ] 宁留芳, 杨洪强, 曹辉, 等. 发酵果树枝屑对苹果幼树根系特征及叶片光合蒸腾的影响. *园艺学报*, 2016, 43 (10): 1989—1994  
Ning L F, Yang H Q, Cao H, et al. Effects of fermented crumbs of branches on the root characteristic and leaf photosynthesis and transportation of young apple trees (In Chinese). *Acta Horticulturae Sinica*, 2016, 43 (10): 1989—1994
- [ 8 ] Ghimire R, Lamichhane S, Acharya B S, et al. Tillage, crop residue, and nutrient management effects on soil organic carbon in rice-based cropping systems: A review. *Journal of Integrative Agriculture*, 2017, 16 (1): 1—15
- [ 9 ] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems-A review. *Mitigation & Adaptation Strategies for Global Change*, 2006, 11 (2): 403—427
- [ 10 ] Demirbas A. Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues. *Journal of Analytical & Applied Pyrolysis*, 2004, 72 (2): 243—248
- [ 11 ] 杨洪强, 范伟国, 杨致媛. 果园土壤通气施肥方法: CN104718866A, 2015  
Yang H Q, Fan W G, Yang Z Y. Methods of fertilization with aeration in orchard soil (In Chinese): CN104718866A, 2015
- [ 12 ] 闫丽娟, 杨洪强, 苏倩, 等. 炭化秸秆对苹果根系一氧化氮生成及根区土壤硝酸盐代谢的影响. *中国农业科学*, 2014, 47 (19): 3850—3856  
Yan L J, Yang H Q, Su Q, et al. Effects of carbonized straw on the nitric oxide formation and nitrate metabolism in apple roots and its root zone soil (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2014, 47 (19): 3850—3856
- [ 13 ] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 2000  
Bao S D. Soil agro-chemical analysis (In Chinese). Beijing: China Agriculture Press, 2000
- [ 14 ] 关松荫. 土壤酶及其研究法. 北京: 农业出版社, 1986  
Guan S Y. Soil enzyme and its research methods (In Chinese). Beijing: Agriculture Press, 1986
- [ 15 ] 白龙, 王跃羲, 刘英, 等. 草坪土壤的 $N_2O$ 产生途径及其对施氮肥的响应. *园艺学报*, 2016, 43 (10): 1971—1979  
Bai L, Wang Y X, Liu Y, et al. Effects in responses of turfgrass soil on nitrous oxide emission processes to N application (In Chinese). *Acta Horticulturae Sinica*, 2016, 43 (10): 1971—1979
- [ 16 ] Bamard R, Leadley P W, Hungate B A. Global change, nitrification, and denitrification: A review. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19 (1): GB1007
- [ 17 ] 曾泽彬, 朱波, 朱雪梅, 等. 施肥对夏玉米季紫色土 $N_2O$ 排放及反硝化作用的影响. *土壤学报*, 2013, 50 (1): 130—137  
Zeng Z B, Zhu B, Zhu X M, et al. Effects of fertilization on  $N_2O$  emission and denitrification in purple soil during summer maize season in the Sichuan Basin (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50 (1): 130—137
- [ 18 ] 张素瑜, 王和洲, 杨明达, 等. 水分与玉米秸秆还田对小麦根系生长和水分利用效率的影响. *中国农业科学*, 2016, 49 (13): 2484—2496  
Zhang S Y, Wang H Z, Yang M D, et al. Influence of returning corn stalks to field under different soil moisture contents on root growth and water use efficiency of wheat (*Triticum aestivum* L.) (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2016, 49 (13): 2484—2496
- [ 19 ] 丁军军, 张薇, 李玉中, 等. 不同灌溉量对华北平原菜地 $N_2O$ 排放及其来源的影响. *应用生态学报*, 2017, 28 (7): 2269—2276  
Ding J J, Zhang W, Li Y Z, et al. Effects of soil water condition on  $N_2O$  emission and its sources in vegetable farmland of North China Plain (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2017, 28 (7): 2269—2276
- [ 20 ] 李平, 郎漫. 硝化和反硝化过程对林地和草地土壤 $N_2O$ 排放的贡献. *中国农业科学*, 2013, 46 (22): 4726—4732  
Li P, Lang M. Contribution of nitrification and denitrification to the  $N_2O$  emission from forest and grassland soils (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2013, 46 (22): 4726—4732
- [ 21 ] 侯晓丽, 丁蕴铮, 王焕新, 等. 土壤钻孔通气法对行道树生长的改善. *中国城市林业*, 2005, 3 (5): 48—50  
Hou X L, Ding W Z, Wang H X, et al. Improving growth of street trees by boring the rhizospheric soil for aeration (In Chinese). *Journal of Chinese Urban Forestry*, 2005, 3 (5): 48—50

- [22] Lehmann J. A handful of carbon. *Nature*, 2007, 447 ( 7141 ) : 143—144
- [23] 刘世平, 张洪程, 戴其根, 等. 免耕套种与秸秆还田对农田生态环境及小麦生长的影响. *应用生态学报*, 2005, 16 ( 2 ) : 393—396  
Liu S P, Zhang H C, Dai Q G, et al. Effects of no-tillage plus inter-planting and remaining straw on the field on cropland eco-environment and wheat growth ( In Chinese ) . *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16 ( 2 ) : 393—396
- [24] Shan J, Xu Z, Rong S, et al. Dissimilatory nitrate reduction processes in typical chinese paddy soils: Rates, relative contributions, and influencing factors. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50 ( 18 ) : 9972
- [25] Roux X L, Bardy M, Loiseau P, et al. Stimulation of soil nitrification and denitrification by grazing in grasslands: Do changes in plant species composition matter? *Oecologia*, 2003, 137 ( 3 ) : 417—425
- [26] Pjavan A, Pmvan B, Mulder L M, et al. Effect of straw application on rice yields and nutrient availability on an alkaline and a pH-neutral soil in a Sahelian irrigation scheme. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2005, 72 ( 3 ) : 255—266
- [27] Colombi T, Braun S, Keller T, et al. Artificial macropores attract crop roots and enhance plant productivity on compacted soils. *Science of the Total Environment*, 2017, 574: 1283—1293
- [28] 孙周平, 郭志敏, 王贺. 根际通气性对马铃薯光合生理指标的影响. *华北农学报*, 2008, 23 ( 3 ) : 125—128  
Sun Z P, Guo Z M, Wang H. Effects of different rhizosphere ventilation treatments on photosynthetic and physiological indices of potato ( In Chinese ) . *Acta Agriculturae Boreali-Sinica*, 2008, 23 ( 3 ) : 125—128
- [29] Kang S, Shi W, Zhang J. An improved water-use efficiency for maize grown under regulated deficit irrigation. *Field Crops Research*, 2000, 67 ( 3 ) : 207—214
- [30] 毕润霞, 杨洪强, 杨萍萍, 等. 地下穴灌对苹果冠下土壤水分分布及叶片水分利用效率的影响. *中国农业科学*, 2013, 46 ( 17 ) : 3651—3658  
Bi R X, Yang H Q, Yang P P, et al. Effect of cavity irrigation underground on the distribution of soil water under the canopy and leaf water use efficiency of apple ( In Chinese ) . *Scientia Agricultura Sinica*, 2013, 46 ( 17 ) : 3651—3658

## Effects of Application of Organic Materials to Apple Trees through Vertical Holes on Soil Nitrate Metabolism, and Leaf Photosynthesis of Apple

HUANG Ping JI Tuo YUE Songqing LI Ping XUN Mi CAO Hui YANG Hongqiang<sup>†</sup>

( State Key Laboratory of Crop Biology, College of Horticulture Science and Engineering, Shandong Agricultural University, Tai'an, Shandong 271018, China )

**Abstract** 【Objective】Drilling of holes in soil can improve soil aeration, and application of organic material can increase soil organic matter content. The study was carried out to investigate effects of the two used simultaneously on soil nitrate metabolism, and leaf photosynthesis, water use efficiency (WUE) and plant growth of apple trees. In a field experiment of this study, four different kinds of organic materials were applied, separately, into the vertical holes dug within the root zone of the trees. This study was expected to be able to provide certain reference for development of new technology for soil management in apple orchards 【Method】Four-year-old red Fuji apple trees cultivated in the root cellar were used as test material. Holes, 15 cm in diameter and 50 cm in depth were drilled around the trees within their root zones, and then corn stalks (CS), fruit tree branches (FTB), biochar (BC) and fermented sawdust of fruit tree branches (FFB), which are good in aeration, were applied, separately, into the holes. Nitrification and denitrification, nitrate reductase (NR) and nitrite reductase (NiR) activity, and inorganic nitrogen content in the soils of the root zones, net photosynthetic rate and transpiration rate of leaves, and WUE

and growth of the plants were determined, six and ten months after the experiment started. 【Result】 The determination, either six or ten months later, shows that application of CS or FFB improved soil nitrification and denitrification intensity, the most significantly especially CS, which did by 52.68% and 45.81%, respectively, 10 months after. BC exhibited similar effects, 6 months after the application. The determination 10 months after the application shows that all the four kinds of organic materials increased significantly soil nitrification and denitrification intensity. Both the determinations show that all the four kinds of organic materials increased the activity of soil NR and NiR, except FTB, which decreased soil NiR activity in the first six months, and then ,increased soil NiR activity, but reduced NR activity in the 10 months. CS was the most significant in the effect, raising soil NR and NiR activities by 46.43% and 18.02%, respectively, in the first six months, while FFB was the most in the 10 month period, raising by 48.00% and 9.30%, respectively. The application of the organic materials in the experiment, regardless of kind, enhanced soil nitrate nitrogen content during the whole period as demonstrated by the determinations 6 and 10 months after the application, while CS, FTB and FFB reduced soil ammonium nitrogen content in the first six months and then raised the content thereafter. The four treatments also significantly increased relative soil water content in the 0~40 cm soil layer, relative chlorophyll content, and diameter and length of new shoots. Among the four, CS came on the top in the effect on relative soil water content in the 0~40 cm soil layer, and diameter and length of new shoots, being 7.80%, 11.63% and 17.19%, respectively, higher than the originals, and followed by FTB, whereas FTB and BC sat in the bottom in the effect on diameter of new shoots, and FFB did the same in the effect on length of new shoots. Besides, CS, FTB and BC significantly increased net photosynthetic rate and transpiration rate of leaves and WUE of trees as demonstrated by the determination 10 months after the treatment, especially CS which increased the parameters by 57.32%、22.22% and 29.12%, respectively, and was followed by BC and FTB. 【Conclusion】 The practice of applying organic materials into vertical holes around the trees within their root zones has some positive effects on soil nitrate metabolism, leaf photosynthesis, WUE and plant growth, and the effects vary with kind of the organic material applied. Among the four applied in the experiment, corn stalk was the most effective.

**Key words** Drilling holes in soil; Corn stalk; Apple tree; Nitrate metabolism; Photosynthesis; Water use efficiency

（责任编辑：陈荣府）

# 平原丘陵过渡区土壤有机质空间变异及其影响因素

杜佩颖 张海涛<sup>†</sup> 郭 龙 杨顺华 章 清 田 雪

(华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070)

**摘 要** 研究土壤有机质 (SOM) 在平原丘陵过渡区域的空间变异规律及其影响因素对指导农业生产实践具有重要意义。选取平原丘陵过渡区域 (江汉平原与鄂西山区) 作为研究区, 采集 500 个土壤表层 (0~20 cm) 样本, 利用相关分析和逐步回归分析从 14 个影响因素中选取与土壤有机质密切相关的 7 个变量作为解释变量: 高程、坡度、坡向、有效铁、容重、砾石度、黏粒含量。利用普通克里格 (OK), 回归克里格 (RK) 和地理加权回归克里格 (GWRK) 方法对研究区土壤有机质含量进行预测, 并用平均误差 (ME)、平均绝对误差 (MAE)、均方根误差 (RMSE)、相关系数 ( $r$ ) 和不精确度 (IP) 作为验证指标来检验模型的预测精度。结果表明, GWRK 插值结果最优, 局部空间回归模型可以更好地表明过渡区域 SOM 的空间变异规律。且 GWR 模型的系数空间分布图可以反映环境变量在不同地理位置对 SOM 的空间非平稳性的影响程度, 为探讨 SOM 在不同地形条件下的主导影响因子提供了依据, 同时也为精确模拟过渡地带土壤有机质空间制图提供了重要的参考方法。

**关键词** 土壤有机质; 平原丘陵过渡区; 空间变异; 地理加权回归克里格; 空间非平稳性

**中图分类号** S159 **文献标识码** A

土壤是在成土因素的长期相互作用下形成的复杂自然综合体, 具有高度的空间异质性和依赖性。土壤有机质 (Soil Organic Matter, SOM) 是土壤肥力的主要来源, 对农业生产和可持续发展具有重要意义, 因此了解土壤有机质的空间分布, 掌握其空间变异规律对生产实践具有重要的指导意义<sup>[1-3]</sup>。

目前地统计模型已经被成熟地应用于土壤有机质空间变异规律的研究中, 以变异函数为工具的区域化变量理论得到了广泛应用<sup>[4-5]</sup>。普通克里格方法 (Ordinary Kriging, OK) 作为经典的地统计模型较好地考虑了土壤样点属性的空间异质性和依赖性, 但 OK 未将环境影响因子纳入模型, 忽视了土壤属性在形成、发育和迁移过程中会受到的多种自然社会因素的影响。因此在构建土壤属性模型时考

虑不同环境因素对土壤有机质空间变异规律的影响具有重要意义, 为建立精确的土壤属性空间模型提供有价值的辅助信息<sup>[6-7]</sup>。

众多研究表明土壤有机质受到气候、植被、地形、土壤营养元素、土壤质地、土壤 pH 以及人为活动等因素的综合影响<sup>[8-10]</sup>。因此为进一步准确描述土壤有机质及其影响因素之间的响应机制, 学者们将土壤有机质的异质性及其环境影响因子纳入模型, 进行了土壤有机质预测和制图等方面的研究: 例如, 连纲等<sup>[7]</sup>以黄土丘陵沟壑区县域土壤有机质为研究对象, 利用多元线性回归模型进行空间预测, 结果表明包含地形湿度指数、高程、林地、梯田和土壤调节植被指数的区域回归模型具有最优的预测效果; 郭月峰等<sup>[11]</sup>

\* 国家自然科学基金项目 (41371227) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41371227)

<sup>†</sup> 通讯作者 Corresponding author, E-mail: zht@mail.hzau.edu.cn

作者简介: 杜佩颖 (1991—), 女, 山西运城人, 硕士研究生, 主要从事土壤地理和空间统计分析方面的研究。E-mail: apprincess@126.com

收稿日期: 2017-02-08; 收到修改稿日期: 2017-02-14; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-05-30



利用老哈河流域的地形因子对土壤有机碳建立多元线性回归模型, 结果表明高程和坡度对该区域土壤有机碳影响作用较强。这些研究结果不仅进一步表明了环境变量与土壤有机质之间的密切联系, 更为进一步进行土壤有机质预测及制图提供了发展方向及理论基础。

多元线性回归模型将整个研究区域当作一个研究整体, 未考虑回归系数的空间局部差异, 因此线性回归模型虽然可以揭示土壤有机质与环境变量之间的关系, 但是难以建立土壤有机质与环境变量关系在局部区域上的差异性<sup>[12-13]</sup>。地理加权回归 (Geography Weighting Regression, GWR) 模型作为局部线性回归模型, 不仅考虑了土壤属性的空间异质性, 同时考虑了环境变量与土壤属性之间的相关关系的空间非平稳性<sup>[14-16]</sup>。GWR模型可以根据土壤属性的空间变异规律调节并选择合适的带宽, 反映环境影响因子对局部地理位置土壤有机质的影响程度。GWR模型目前较多地被应用于土壤属性的预测和模拟中, 但是由于GWR模型的前提假设是纳入模型的变量和残差具有独立性, 因此土壤有机质和环境变量在空间上的依赖性会违背GWR模型的前提假设, 并且影响模型性能的可靠性, 为此GWRK模型由于其考虑了回归残差自相关性的独特优势被广泛地应用于土壤学领域<sup>[24, 26]</sup>。

本研究区内土壤有机质影响因子复杂, 土壤有机质在局部区域表现出很强的异质性, 因此利用传统的地统计模型难以准确模拟土壤有机质的空间局部特征, 而多元线性回归模型无法考虑环境变量与土壤有机质的空间异质性<sup>[21]</sup>。为此本文选取GWR模型作为基础研究模型, 探讨影响因子对土壤有机质局部区域影响作用的差异性, 同时利用GWRK模型将GWR模型的预测结果与OK进一步结合, 以达到更好的预测精度和效果。杨顺华等<sup>[20]</sup>曾以此区域为研究对象, 将地形因子纳入回归模型对土壤有机质含量进行了预测, 并得到GWRK具有较高预测精度的结论, 但是该研究没有进一步探讨土壤有机质与自身物理化学性质之间的关系, 为此本文进一步完善辅助数据集, 为过渡地带复杂环境下数字土壤制图提供研究基础, 同时该研究也未进行土壤有机质影响因子空间非平稳性影响的研究, 本文通过影响因子系数分布图深入分析了各影

响因子在局部区域对土壤有机质影响作用的变化规律。本文的主要研究内容为 (1) 建立由地形因子和土壤属性因子组成的土壤有机质预测辅助数据集, (2) 运用GWRK预测土壤有机质含量并得到其空间变异规律, 为平原丘陵过渡地带数字土壤制图提供参考依据, (3) 分析土壤有机质影响因子变化规律, 结合研究区地形特点和土壤有机质分布情况分析影响因子对土壤有机质影响作用的空间非平稳性。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

本研究区位于宜都市枝城镇境内 (图1)。宜都市位于 $30^{\circ} 05' \sim 30^{\circ} 36' N$ ,  $111^{\circ} 05' \sim 111^{\circ} 36' E$ 之间, 地处湖北省西南部, 江汉平原西部。枝城镇位于宜都市东北部, 是江汉平原向鄂西山区的过渡地带, 亚热带季风气候, 四季分明, 雨热同期, 年平均降水量1 212 mm, 气温 $16.7^{\circ}C$ , 无霜期273 d, 地形地貌以平原、丘陵为主, 地势西南高, 东北低, 大部地区属武陵山脉的丘陵地带, 东北部临长江有部分冲积平原。结合地形地貌, 在实地调查的基础上选取一块面积 $100 km^2$ 地形起伏较明显的代表性区域作为研究区, 研究区最高点海拔为483 m, 最低点为0 m, 高程起伏变化较大, 土壤类型主要有黄棕壤土类、石灰岩性土和水稻土类等, 土地利用类型主要有林地、水田、旱地和园地, 水田的种植方式为水稻轮作, 一年两季, 旱地多种植玉米、土豆等农作物, 园地主要种植柑橘和茶树。

### 1.2 样品采集与分析

500个样点土壤样品采集于2013年12月—2014年1月, 布点方法采用“网格+随机”相结合, 遵循平原区域较稀、山区加密的原则, 采样方法主要使用“梅花法”, 对于较狭窄的地带或农田采用“蛇形法”。土样选取0~20 cm表层土壤, 并使用差分式全球定位系统 (DGPS) 记录实地样点的空间位置。土壤有机质含量采用重铬酸钾氧化—外加热法测定, 机械组成采用马尔文—激光粒度仪测定, 使用美国制分级: 砂粒 (2~0.05 mm), 粉粒 (0.05~0.002 mm), 黏粒 (<0.002 mm), 土壤容重采用环刀法测定<sup>[22]</sup>。

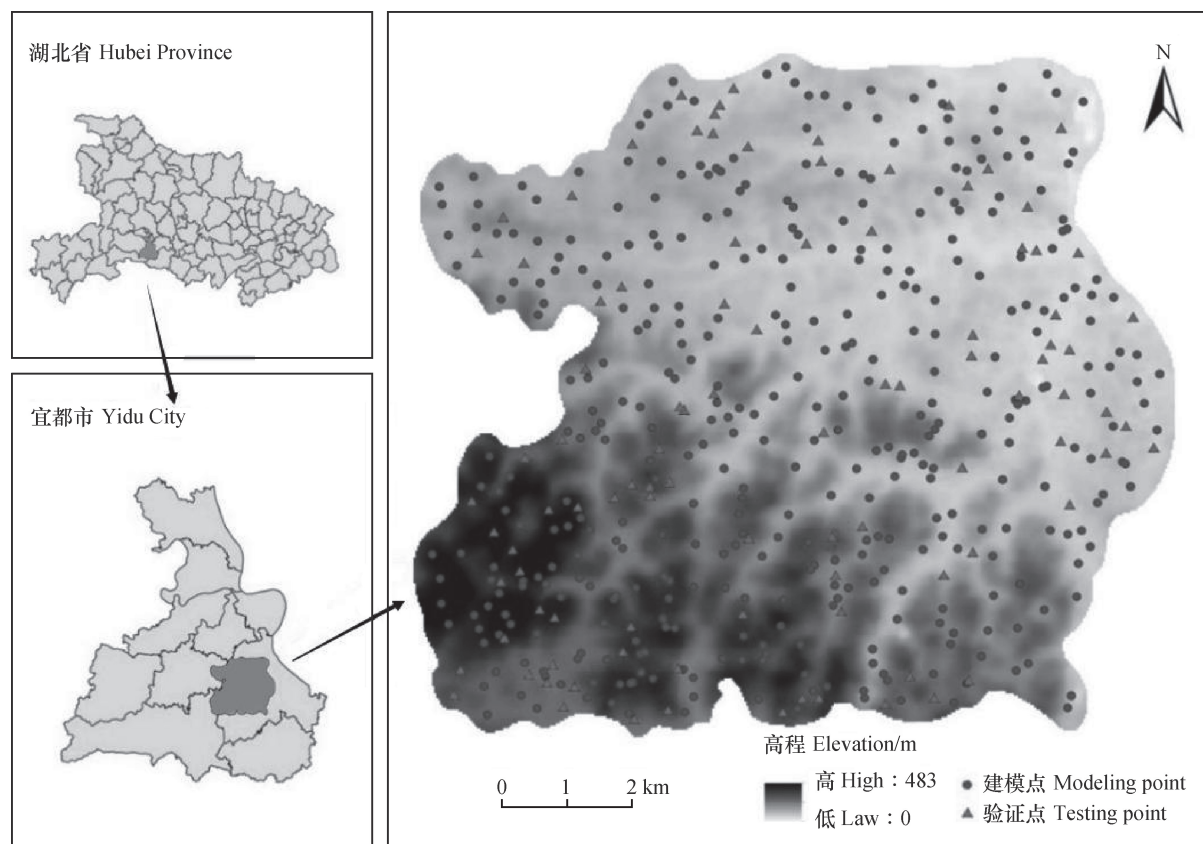


图1 研究区位置及采样点分布 (392个建模点和98个验证点)

Fig. 1 Location of the study area and distribution of sampling points (including 392 for modeling and 98 for validation in the study area)

### 1.3 辅助信息获取

研究区的数字高程模型 (DEM) 数据 (30 m × 30 m) 来源于国际科学数据共享平台 (<http://datamirror.csdb.cn/admin/datademMain.jsp>), 利用DEM数据获取其衍生数据变量, 主要为坡度 (Slope)、坡向 (Aspect)、高程 (Elevation)、粗糙度 (Roughness)、地形湿度指数 (Topographic Wetness Index, TWI)、汇流动力指数 (Stream Power Index, SPI)、沉积物运移指数 (Sediment Transport Index, STI)。其中坡度采用ArcGIS10.2中空间分析模块中的相关工具直接提取, 其余环境因子使用ArcGIS10.2中的栅格计算器以及水文分析模块综合计算获取。

### 1.4 提取影响土壤有机质含量的重要指标

除地形因子外, 土壤属性因子也是影响土壤有机质含量的重要指标, 因此除上文提到的地形因子外, 加入有效铁 (AI)、土壤pH、容重 (BD)、砾石度 (GD)、归一化植被指数 (NDVI)、亚

铁矿物指数 (FMI) 和土壤机械组成 (包括黏粒、粉粒、砂粒) 这7个属性作为辅助变量, 组成由14个辅助因子组成的初选因子集, 将土壤有机质含量与影响因子进行皮尔逊相关分析和逐步回归分析, 筛选出与土壤有机质含量显著相关的影响因子。利用逐步回归方法选取进入模型的回归变量, 既能保证与土壤有机质含量极显著相关的辅助因子进入回归模型, 又能有效去除自变量之间的共线性, 使用该方法得到研究区GWR模型的最佳解释变量: Elevation、Slope、Aspect、AI、BD、GD、Clay。

### 1.5 模型方法

(1) 回归克里格 (RK) 方法<sup>[25-26]</sup> 首先对解释变量和目标变量之间的回归关系进行探讨, 建立两者之间的线性回归关系, 进而由回归关系得到目标点处的确定性趋势项, 对分离趋势项后的残差进行普通克里格 (OK) 插值得到残差项, 最后将趋势项和残差项相加得到采样点处的RK预测值。

(2) 地理加权回归克里格 (GWRK) [12, 19, 27] 是一种局部回归方法, 它将全局回归方法中的全局回归值换成GWR局部回归值, 同时考虑了局部预测的残差。GWRK是对GWR的延伸与扩展, 即对局部模型GWR拟合后得到的残差进行OK插值, 然后与GWR拟合的趋势相加。

(3) 数据标准化。在评估解释变量对SOM的影响时, 预测模型中的系数是一个可以定量比较的指标, 但在进行这一过程之前, 必须对解释变量进行标准化转换, 将解释变量的量纲进行统一, 标准化后的变量其系数越大说明它对土壤有机质的影响程度越高, 标准化公式如下:

$$\chi^*=(\chi-\mu)/\sigma \tag{1}$$

式中,  $\chi^*$ 为标准化结果,  $\chi$  为解释变量的原始值,  $\mu$ 为变量的均值,  $\sigma$ 为变量的标准差。

(4) 模型精度验证。为综合比较模型的预测精度, 从数值上精确比较预测效果, 本文选择平均误差 (ME)、平均绝对误差 (MAE)、均方根误差 (RMSE)、皮尔逊相关系数 (Pearson'  $r$ ) 以及不精确度 (IP) 等指标评估预测精度。本研

究利用箱线图法剔除异常值10个, 利用ArcGIS中的工具将490个样点随机分为两组, 其中一组392个 (占样点总数的80%) 作为建立模型的拟合数据集, 另一组为其余98个 (占样点总数的20%) 作为验证数据集用于验证模型。

2 结 果

2.1 土壤有机质描述性统计特征

由表1可知, 建模点的土壤有机质含量在3.80~69.40 g·kg<sup>-1</sup>之间, 平均值为28.42 g·kg<sup>-1</sup>, 变异系数为39.86%, 属中等变异, 土壤有机质含量不符合正态分布, 经对数转换后通过K-S检验, 符合正态分布。研究区高程均值为172.3 m, 最小值为0 m, 最大值为483 m, 变异系数为65.06%, 具有较强的变异程度, 高程变化幅度较大; 坡度和坡向的均值分别为9.31° 和177.2, 变异系数分别为80.02%、58.49%, 变异系数较大, 说明地形起伏程度较大; 有效铁、土壤砾石度、黏粒的变异系数分别为93.89%、162.1%和51.10%, 研究区土壤属性因子变异程度较大。

表1 土壤有机质含量及其影响因子的描述性统计结果

| Table 1 Descriptive statistic of soil organic matter (SOM) and its affecting factors |         |         |        |        |      |          |          |        |
|--|---------|---------|--------|--------|------|----------|----------|--------|
| 属性   | 最小值     | 最大值     | 平均值    | 标准差    | 标准误差 | 峰度       | 偏度       | 变异系数   |
|  | Minimum | Maximum | Mean   | SD     | SE   | Kurtosis | Skewness | CV/%   |
| 有机质 <sup>①</sup> / ( g·kg <sup>-1</sup> )  | 3.80    | 69.40   | 28.42  | 11.35  | 0.56 | 1.85     | 1.14     | 39.86  |
| 高程 <sup>②</sup> /m   | 0.00    | 483.00  | 172.34 | 112.12 | 5.07 | -0.56    | 0.81     | 65.06  |
| 坡度 <sup>③</sup> /°   | 0.00    | 39.26   | 9.31   | 7.45   | 0.34 | 0.91     | 1.18     | 80.02  |
| 坡向 <sup>④</sup>  | 0.00    | 358.45  | 177.24 | 103.67 | 4.68 | -1.07    | 0.08     | 58.49  |
| 有效铁 <sup>⑤</sup> / ( g·kg <sup>-1</sup> )  | 2.92    | 333.20  | 45.51  | 42.73  | 1.93 | 5.94     | 2.04     | 93.89  |
| 容重 <sup>⑥</sup> / ( g·kg <sup>-1</sup> )   | 0.70    | 1.76    | 1.25   | 0.15   | 0.01 | 0.98     | -0.32    | 12.00  |
| 砾石度 <sup>⑦</sup> / ( g·kg <sup>-1</sup> )  | 0.00    | 39.13   | 6.70   | 10.86  | 0.49 | 13.32    | 3.39     | 162.09 |
| 黏粒 <sup>⑧</sup>  | 0.00    | 39.13   | 8.67   | 4.43   | 0.20 | 7.43     | 1.97     | 51.10  |

①SOM, ②Elevation, ③Slope, ④Aspect, ⑤Available Iron (AI), ⑥Bulk Density (BD), ⑦Gravel Density (GD), ⑧Clay

2.2 土壤有机质预测模型的建立

土壤有机质预测模型中使用高程、坡度、坡向、有效铁、容重、土壤砾石度和黏粒7个影响因素作为解释变量建立多元线性回归模型 (MLR) 和地理加权回归 (GWR)。MLR模型参数的统计结果表明, 高程、坡度和土壤容重系数的绝对值大

于坡向、有效铁、土壤砾石度和黏粒含量, 系数越大表明影响程度越大。土壤有机质含量与高程、坡度、坡向、有效铁和土壤砾石度呈正相关, 而土壤有机质与土壤容重和黏粒呈负相关。方差膨胀因子 (VIF) 在逐步线性回归中反映了冗余的解释变量信息, VIF大于7.5的解释变量存在局部共线性需要



去除, 本模型中VIF均小于7.5, 7个解释变量均适合纳入模型。

GWR是局部回归模型, 解释变量的回归系数在研究区内随空间位置的不同随之变化, GWR模型参数的统计结果显示, 解释变量的范围、最小值、最大值、平均值、标准差和变异系数如表所示。GWR模型中的参数与MLR有着类似的含义, 系数范围、标准差和变异系数用来描述解释变量空间系数的分布情况, 除土壤容重外, 其他解释变量均具有强空间变异性(>35%)。

2.3 土壤有机质预测模型

由表2可知, 土壤有机质含量、线性回归残

差和地理加权回归残差的理论半方差模型分别为指数模型、指数模型和球状模型。块金值分别为0.021、0.032、0.087, 说明土壤有机质存在较小的随机性误差。块基比分别为0.23、0.19、0.16, 说明三个模型存在不同程度的空间自相关性, 且均小于25%, 适合进行普通克里格插值。变程分别为142 3 m、134 3 m和158 0 m, 在此范围内的空间变量具有空间自相关性, 变程以外则不存在; 三者的决定系数均在80%以上, 取得了较好的模型拟合效果, 较小的残差平方和也表明了拟合点和拟合曲线之间较好的吻合效果。

表2 有机质、线性回归残差和GWR残差的半方差函数模型及参数

Table 2 Semi-variance models of SOM, OLS and the residuals of GWR and parameters involved

| 变量<br>Variable | 理论模型<br>Theoretical<br>Model | 块金值<br>Nugget<br>(C <sub>0</sub> ) | 基台值<br>Sill<br>(C <sub>0</sub> +C) | 块基比<br>Nugget/<br>Sill/% | 变程<br>Range<br>/m | 决定系数<br>R <sup>2</sup> | 残差平方和<br>RSS |
|----------------|------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|--------------------------|-------------------|------------------------|--------------|
| 有机质            | 指数模型                         | 0.021                              | 0.119                              | 23                       | 1423              | 0.886                  | 2.036        |
| 线性回归残差         | 指数模型                         | 0.032                              | 0.165                              | 19                       | 1343              | 0.913                  | 1.873        |
| 地理加权回归残差       | 球状模型                         | 0.087                              | 0.131                              | 16                       | 1580              | 0.935                  | 2.165        |

采用OK、RK和GWRK三种方法分别预测研究区土壤有机质含量(图2), 从图中可以看出, GWRK预测得到的SOM区间范围较OK和RK更大; 三种方法的预测结果在整体上趋势一致, 高值区集中分布在研究区东北部, 低值区聚集在南偏东方向, 在研究区南部及西南部也有部分低值区域存在; GWRK在低值区域的预测范围更大, OK和RK在高值区域的预测范围更大, 整体上呈现出“高低值区域缩小, 中值区域扩大”的趋势; 在高低值过渡的区域, OK和RK的过渡范围小, 过渡幅度较大, 存在过渡区突变的情况, 过渡不够平缓, 而GWRK在过渡方面则体现出更好的效果, 过渡较为平缓, 整体上没有较突兀的显示效果, 高低值界线更加模糊化, 过渡曲线更加曲折, 这与实际SOM分布规律更加吻合。从空间分布图上来看, GWRK具有更好的预测效果, 这主要是因为GWRK更好地考虑了局部影响因子对土壤有机质的影响作用, 更加全面、准确地将解释变量纳入模型, 同时考虑了预测残差, 有利于反映研究区细节变化特征, 使预测结果与真实值更加接近, 有助于

掌握SOM的整体分布情况。

2.4 预测模型精度评价

为进一步说明GWRK预测精度, 引入模型评价指标对预测模型进行精度评价。选用平均误差(ME)、平均绝对误差(MAE)、均方根误差(RMSE)、不精确度(IP)和相关系数(*r*)五个指标进行模型评价。从表3可以看出, 三者的ME均为正值, 说明预测值整体水平较实测值偏低, GWRK平均误差最小; GWRK的MAE和RMSE均小于其他两者的结果, 降低程度分别为26.76%和39.28%; 不精确度则是OK、RK高于GWRK; GWRK的相关系数*r*高于OK和RK。由定量数据分析可知, 局部预测模型GWRK较OK和全局模型RK预测精度更高。

2.5 影响因子的空间非平稳性分析

为说明解释变量对SOM影响作用的变化规律, 绘制解释变量系数空间分布图, 如图3。

研究区地势西高东低, 为典型的平原丘陵过渡地带, 从高程系数分布图(图3b)可以看出, 高程对东北部影响程度最弱, 这可能与东北部较为平坦的



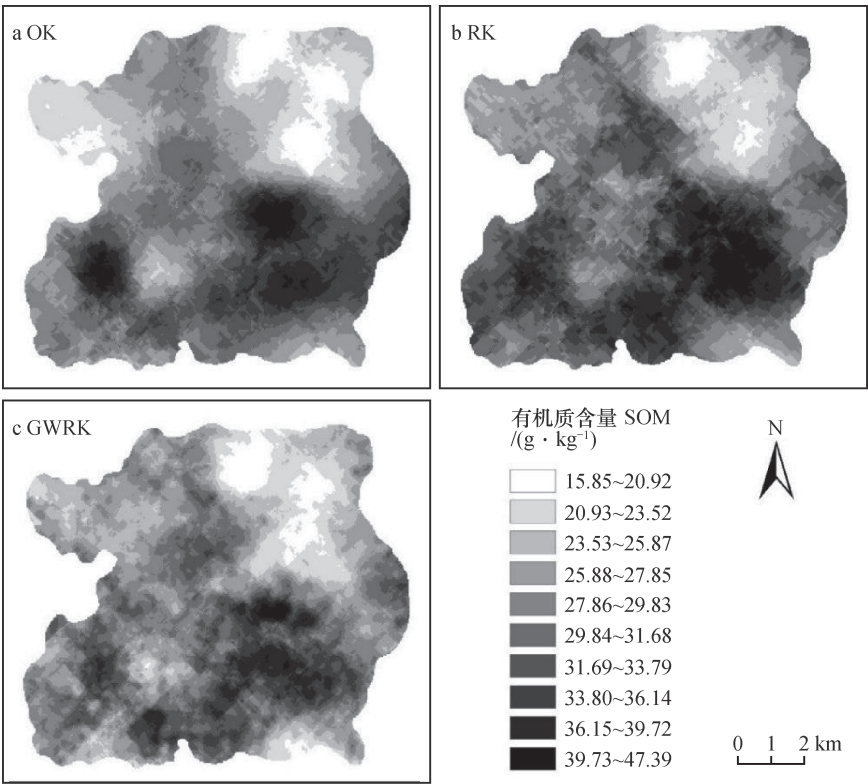


图2 土壤有机质含量空间分布图 (a.普通克里格, b.回归克里格, c.地理加权回归克里格)

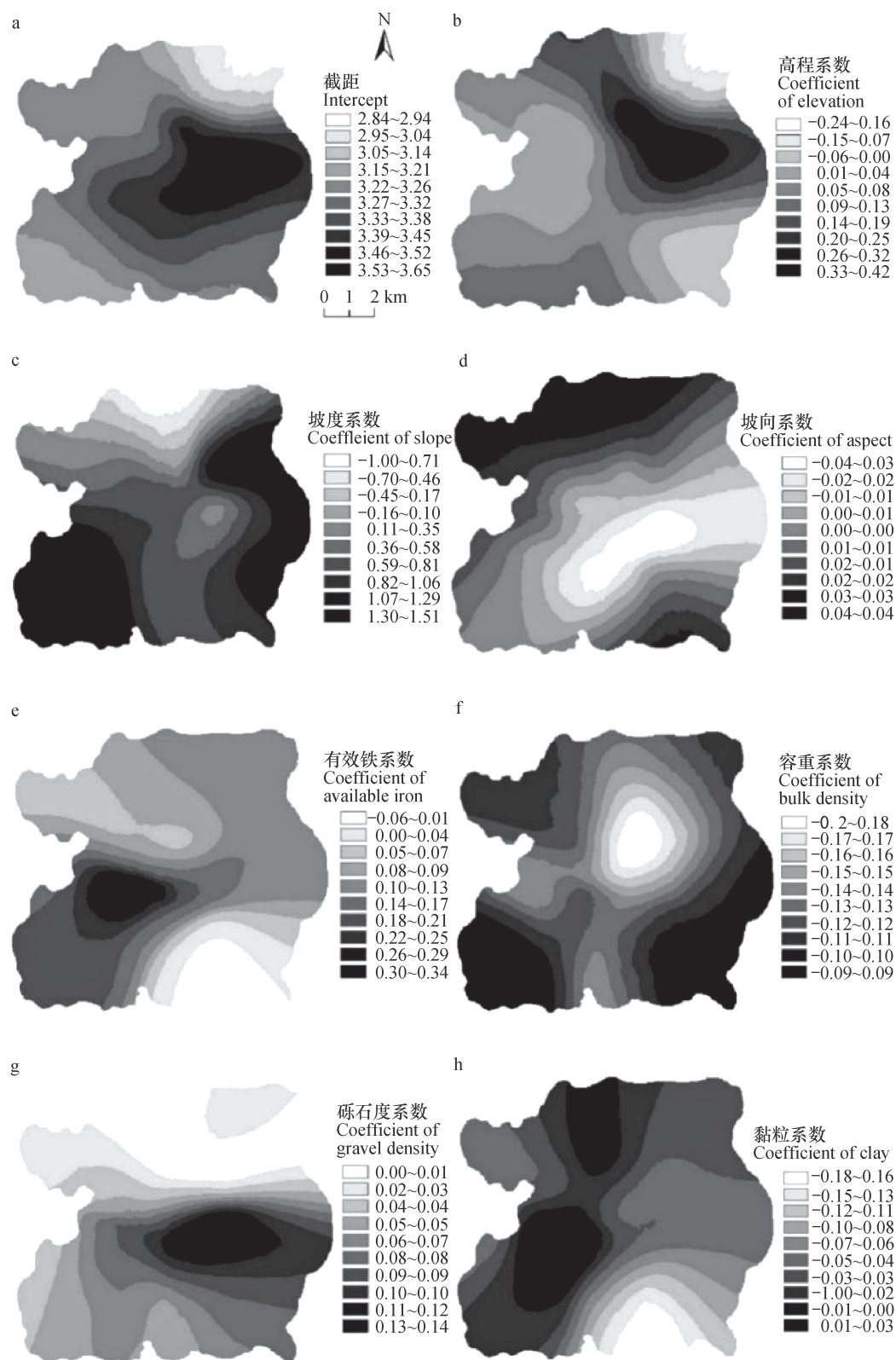
Fig. 2 SOM spatial distribution map interpolated with OK, RK and GWRK

表3 普通克里格、回归克里格和地理加权回归克里格的精度评价

| Table 3 Comparison between OK, RK and GWRK in precision |            |               |               |            |                  |
|---|------------|---------------|---------------|------------|------------------|
| 方法<br>Method  | 平均误差<br>ME | 平均绝对误差<br>MAE | 均方根误差<br>RMSE | 不精确度<br>IP | 相关系数<br><i>r</i> |
| 普通克里格OK   | 0.883      | 3.322         | 6.350         | 30.16      | 0.316            |
| 回归克里格RK   | 0.796      | 2.433         | 5.231         | 28.62      | 0.451            |
| 地理加权回归克里格<br>GWRK                                       | 0.657      | 2.017         | 4.233         | 17.49      | 0.582            |

地势有关；从东北向西南递进，出现了高程对SOM影响程度最大的区域，因为此处正是研究区平原丘陵地貌分界线（200 m）所在的区域，因此也是影响程度最高的区域。坡度的不同引起地表径流强弱的不同，同时坡度较大的地方土地利用类型为林地的可能性最大，地表大量枯枝落叶阻碍了水分的下渗淋溶，树木对径流的缓冲作用也有利于SOM积累<sup>[18]</sup>，由坡度系数分布图(图3c)可知，西部和东部受坡度影响作用最大，从两侧向中间移动，影响作用逐渐减小，最低值区分布在研究区北部边缘，坡度越小，SOM与坡度空间变化一致性越强，反之随坡度增加，SOM影响因素复杂化，因此坡度对SOM

的空间影响权重减小。坡向决定了区域接受太阳辐射的角度和强度，影响光热资源再分配，接受太阳辐射多的区域有机质循环速度快，更有利于SOM积累，研究区坡向的正弦值和余弦值分别代表坡向朝东和朝北的程度，且前者与SOM呈负相关，后者呈正相关，表明研究区西北坡向更有利于有机质的积累，坡向系数分布图(图3d)显示，研究区西北部受坡向影响最大，且从西北部向中部影响逐渐减弱，这与太阳辐射规律吻合。有效铁系数分布图(图3e) (AI)显示，研究区中西部受有效铁影响作用最大，这可能与过渡区高程变化有关，此处向南北两侧影响作用减弱，至东南角处减为最弱，而东北部地势



a.截距Intercept, b.高程Elevation, c.坡度Slope, d.坡向Aspect, e.有效铁Available iron(AI), f.容重Bulk density(BD), g.砾石度Gravel density(GD), h.黏粒Clay

图3 解释变量系数的空间分布图

Fig. 3 Spatial distribution of explanatory variable coefficients

较平坦处受有效铁影响作用中等, 且强弱分布较均匀, 这是因为在地势平坦处有效铁随径流变化较小, 含量分布均匀。容重系数分布图(图3f)和砾石度系数分布图(图3g)的强弱变化规律相似, 趋势相反, 说明两者对SOM的影响作用相反, 容重系数从中心至四周逐渐增大, 最小值出现在中心位置, 最大值位于研究区边缘, 而砾石度系数则是从中心至四周逐渐减小, 分布规律相反, 由此可知, 受土壤容重影响作用强的地方土壤砾石度影响作用弱, 呈负相关关系。土壤机械组成<sup>[13]</sup> (黏粒、粉粒、砂粒) 通过土壤的通透性、保水保肥性等影响SOM, 尤其是砂粒和黏粒在局部范围对SOM影响作用较为显著, 黏粒会影响土壤物理和化学保护机制, 黏粒含量越高, 土壤对SOM的吸附作用更强, 降低SOM矿化速度, 有利于SOM积累; 砂粒的影响机制恰恰相反, 砂粒含量较高的土壤, 有机质矿化速度加快, 不利于有机质的积累, 本研究中黏粒 (Clay) 对SOM影响作用显著, 从黏粒系数分布图(图3h)可以看出, 研究区自西北至东南影响作用逐渐减弱, 最高值区位于中西部区域, 最低值区位于东南部, 东北地势平坦区域影响作用变化微弱。

### 3 结 论

土壤有机质是影响土壤肥力的重要指标, 掌握其影响因素的变化规律对指导农业生产具有重要意义。本文所选研究区为平原丘陵过渡地带, 地形条件复杂, 人为活动频繁, 运用GWRK对建模集392个采样点建模预测, 通过分析得到研究区模型最佳解释变量为: 高程、坡度、坡向、有效铁、容重、砾石度、黏粒, 且GWRK由于考虑了区域化变量的局部非平稳性, 较OK和RK具有更好的预测效果。计算各影响因素权重, 并绘制其系数分布图, 从图中可以得到各影响因子在不同空间位置对土壤有机质含量的影响和变化规律, 从而针对性地采取农业改造措施, 在影响因素作用较强的区域重点开展农业设施或局地改造, 充分利用地形特点和土壤属性特征, 合理开展农业布局, 因地制宜地进行农业生产, 为实践生产提供参考依据。

### 参 考 文 献

- [1] 李启权, 岳天祥, 范泽孟, 等. 中国表层土壤有机质空间分布模拟分析方法研究. 自然资源学报, 2010, 19 (8): 1385—1399  
Li Q Q, Yue T X, Fan Z M, et al. Study on spatial distribution of soil organic matter in China (In Chinese). Journal of Natural Resources, 2010, 19 (8): 1385—1399
- [2] Tian Z, Wu X Q, Dai E F, et al. SOC storage and potential of grasslands from 2000 to 2012 in central and eastern Inner Mongolia, China. Journal of Arid Land, 2016, 8 (3): 364—374
- [3] West T O, Post W M. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. Soil Science Society of America Journal, 2002, 66 (6): 1930—1946
- [4] Kumar S, La R. Mapping the organic carbon stocks of surface soils using local spatial interpolator. Journal of Environmental Monitoring, 2011, 13 (11): 3128—3135
- [5] Liu Y L, Guo L, Jiang Q H, et al. Comparing geospatial techniques to predict SOC stocks. Soil & Tillage Research, 2015, 148: 46—58
- [6] Bronick C J, Lal R. Soil structure and management: A review. Geoderma, 2005, 124 (1): 3—22
- [7] 连纲, 郭旭东, 傅伯杰, 等. 黄土丘陵沟壑区县域土壤有机质空间分布特征及预测. 地理科学进展, 2006, 25 (2): 112—122  
Lian G, Guo X D, Fu B J, et al. Spatial variability and prediction of soil organic matter at county scale on the Loess Plateau (In Chinese). Progress in Geography, 2006, 25 (2): 112—122
- [8] Qiu Y, Fu B, Wang J, et al. Spatial prediction of soil moisture content using multiple-linear regressions in a gully catchment of the Loess Plateau, China. Journal of Arid Environments, 2010, 74 (2): 208—220
- [9] 赵明松, 张甘霖, 王德彩, 等. 徐淮黄泛平原土壤有机质空间变异特征及主控因素分析. 土壤学报, 2013, 50 (1): 1—11  
Zhao M S, Zhang G L, Wang D C, et al. Spatial variability of soil organic matter and its dominating factors in Xu-huai Alluvial Plain (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2013, 50 (1): 1—11
- [10] Wei C H, Qi F. On the estimation and testing of mixed geographically weighted regression models. Economic

- Modelling, 2012, 29 (6) : 2615—2620
- [ 11 ] 郭月峰, 姚云峰, 秦富仓, 等. 地形因子对老哈河流域土壤有机碳的影响. 干旱区资源与环境, 2014, 28 (2) : 156—161
- Guo Y F, Yao Y F, Qin F C, et al. Impact of terrain factors on soil organic carbon in Laoha River Basin (In Chinese). Journal of Arid Land Resources and Environment, 2014, 28 (2) : 156—161
- [ 12 ] 李启权, 王昌全, 岳天祥, 等. 基于定性和定量辅助变量的土壤有机质空间分布预测——以四川三台县为例. 地理科学进展, 2014, 33 (2) : 259—269
- Li Q Q, Wang C Q, Yue T X, et al. Prediction of distribution of soil organic matter based on qualitative and quantitative auxiliary variables: A case study in Santai County in Sichuan Province (In Chinese). Progress in Geography, 2014, 33 (2) : 259—269
- [ 13 ] 张世文, 黄元仿, 苑小勇, 等. 县域尺度表层土壤质地空间变异与因素分析. 中国农业科学, 2011, 44 (6) : 1154—1164
- Zhang S W, Huang Y F, Yuan X Y, et al. The spatial variability and factor analyses of topsoil texture on a county scale (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2011, 44 (6) : 1154—1164
- [ 14 ] Imran M, Stein A, Zurita-Milla R. Using geographically weighted regression kriging for crop yield mapping in West Africa. International Journal of Geographical Information Science, 2015, 29 (2) : 234—257
- [ 15 ] Mei C L, Xu M, Wang N. A bootstrap test for constant coefficients in geographically weighted regression models. International Journal of Geographical Information Science, 2016, 30 (8) : 1622—1643
- [ 16 ] Szymanowski M, Kryza M, Spallek W. Regression-based air temperature spatial prediction models: An example from Poland. Meteorologische Zeitschrift, 2013, 22 (5) : 577—585
- [ 17 ] Guo L, Zhao C, Zhang H, et al. Comparisons of spatial and non-spatial models for predicting soil carbon content based on visible and near-infrared spectral technology. Geoderma, 2017, 285 (2) : 280—292
- [ 18 ] Kumar S. Estimating spatial distribution of soil organic carbon for the Midwestern United States using historical database. Chemosphere, 2015, 127 (3) : 49—57
- [ 19 ] Kumar S, Lal R, Liu D S. A geographically weighted regression kriging approach for mapping soil organic carbon stock. Geoderma, 2012, 189 (6) : 27—34
- [ 20 ] 杨顺华, 张海涛, 陈家赢, 等. 平原丘陵过渡带土壤有机碳空间分布及环境影响. 中国环境科学, 2015, 45 (12) : 3728—3736
- Yang S H, Zhang H T, Chen J Y, et al. The spatial variability of soil organic carbon in plain-hills transition belt and its environmental impact (In Chinese). China Environmental Science, 2015, 45 (12) : 3728—3736
- [ 21 ] 杨顺华, 张海涛, 郭龙, 等. 基于回归和地理加权回归Kriging的土壤有机质空间插值. 应用生态学报, 2015, 26 (6) : 1649—1656
- Yang S H, Zhang H T, Guo L, et al. Spatial interpolation of soil organic matter using regression Kriging and geographically weighted regression Kriging (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26 (6) : 1649—1656
- [ 22 ] 鲍士旦. 土壤农化分析. 第2版. 北京: 农业出版社, 1981
- Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis (In Chinese). The 2nd ed. Beijing: China Agriculture Press, 1981
- [ 23 ] 张素梅, 王宗明, 张柏, 等. 利用地形和遥感数据预测土壤养分空间分布. 农业工程学报, 2010, 26 (5) : 188—194
- Zhang S M, Wang Z M, Zhang B, et al. Prediction of spatial distribution of soil nutrients using terrain attributes and remote sensing data (In Chinese). Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2010, 26 (5) : 188—194
- [ 24 ] Sun W, Zhu Y Q, Huang S L, et al. Mapping the mean annual precipitation of China using local interpolation techniques. Theoretical and Applied Climatology, 2015, 119 (1) : 171—180
- [ 25 ] Wang K, Zhang C R, Li W D, et al. Mapping soil organic matter with limited sample data using geographically weighted regression. Journal of Spatial Science, 2014, 59 (1) : 91—106
- [ 26 ] Weisert L F, Salmond J A, Schwendenmann L. Variability of soil organic carbon stocks and soil CO<sub>2</sub> efflux across urban land use and soil cover types. Geoderma, 2016, 271 (8) : 80—90
- [ 27 ] Wang K. Spatial estimation of soil organic matter by using Geographically Weighted Regression Model. Journal of Soil Science, 2013, 44 (1) : 21—28



## Variation of Soil Organic Matter in Transition Zones and Its Influencing Factors

DU Peiying ZHANG Haitao<sup>†</sup> GUO Long YANG Shunhua ZHANG Qing TIAN Xue

( College of Resource and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China )

**Abstract** The research on rules of spatial variation of Soil Organic Matter in plain-hill transitional zones and their affecting factors is of great practical significance to guiding agriculture. This study was oriented to explore variation of soil organic matter (SOM) and its influencing factors in a transitional zone between the Jiangnan Plain and the mountainous area in West Hubei in China. A total of 500 soil samples from the surface soil layer (0 ~ 20 cm) were collected and analyzed for SOM content. By means of correlation analysis and stepwise regression analysis, out of the 14 affecting factors, seven variables, including elevation, slope, aspect, available iron, soil bulk density, soil gravel degree, clay content that were closely related to SOM, were selected as explanatory variables. OK and GWRK methods were used to interpolate the SOM data into the study area, and ME, MAE, RMSE,  $r$  IP were used as validation indices for determination of prediction accuracy of the models. Results show that GWRK was higher OK and RK in prediction accuracy, which indicates that the local spatial regression model can be used to explain spatial variation of the SOM in the transitional region. The coefficient spatial distribution maps of the GWR model can be used to reflect degree of environmental variables affecting SOM spatial nonstationarity relative to geographical location, which may serve as a basis for exploring dominant affecting factors of SOM relative to terrain condition, and also as an important reference for plotting accurate SOM spatial distribution maps of transitional zones.

**Key words** Soil organic matter; Transition zone; Spatial variability; Geographically Weighted Regression Kriging (GWRK); Spatially Non-stationary

( 责任编辑：檀满枝 )

# 《土壤学报》征稿简则

本刊反映土壤学各分支学科的最新研究成果, 主要刊登本领域具有原始创新性的学术论文, 以及能反映现代土壤科学发展方向的优秀综述与评论文章, 同时也刊登研究简报、重大研究项目进展和问题讨论、学术动态、重要会议及本领域重要参考书书评等稿件。对于优质稿件, 本刊优先发表。

本刊向国内外发行。读者对象主要为土壤学及相关学科的科技人员、高等院校师生和管理人员。

来稿要求及注意事项如下:

1. 论点明确, 数据可靠, 论据充分, 条理清楚, 文字精炼。稿件的体例格式请参考近期本刊。
2. 表格采用三线表, 数据纵栏列出。图表数据需进行统计分析。图件、照片清晰准确。图题、图例、图注、表题、表头、表注等同时用中、英文标注, 具有自明性。
3. 每篇论文应有250字左右的中文摘要和650字左右的英文摘要, 并给出中、英文关键词和论文的中图法分类号。
4. 计量单位一律按国家规定。氮、磷、钾除化肥养分外, 一律按元素计量。外文字母和符号均需分清大小写、正斜体。公式中的外文字母、数码和数学符号等的位置高低应区别明显, 并用铅笔标注。
5. 参考文献不分文种, 均按在文中出现的顺序排列。文献作者三名以上者只列前三名, 三名以下(含三名)者应全部列出。英文文献作者姓在前、名在后。中文文献应同时列出中、英文(先中文、后英文)。未公开发表资料可作为脚注列出。举例如下:  
[1] 张福锁, 王激清, 张卫峰, 等. 中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径. 土壤学报, 2008, 45(5): 915—924  
Zhang F S, Wang J Q, Zhang W F, et al. Nutrient use efficiencies of major cereal crops in China and measures for improvement (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2008, 45(5): 915—924  
[2] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000  
Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000  
[3] Zhao Y C, Shi X Z, Weindorf D C, et al. Map scale effects on soil organic carbon stock estimation in north China. Soil Sci Soc Am J, 2006, 70(4): 1377—1386  
[4] 徐华. 土壤性质和冬季水分对水稻生长期CH<sub>4</sub>排放的影响及机理. 南京: 中国科学院南京土壤研究所, 2001  
Xu H. Effect of soil properties and soil water contents in the winter crop season on CH<sub>4</sub> flux during rice growth period and its mechanisms (In Chinese). Nanjing: Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, 2001  
[5] Chorover J, Brusseu M L. Kinetics of sorption-desorption//Brantley S L, Kubicki J D, White A F. Kinetics of water-rock interaction. New York, USA: Springer, 2008: 109—149
6. 每篇论文(包括图、表、参考文献、中英文摘要等)一般不超过8印刷页, 简报不超过6印刷页。
7. 各类基金资助的文稿, 应加题注。通讯作者的联系地址及作者简介等可作脚注。
8. 本刊实行稿件双向盲审制, 投稿时须将来稿中的中英文作者姓名、作者单位以及首页脚注中的通讯作者和作者简介等信息全部隐去, 以便盲审(注册投稿时请网上填写作者信息)。
9. 为核实来稿署名的真实性, 新到稿件本刊及时邮件通知稿件中所有的署名作者。作者投稿时务必通过“添加更多作者”菜单栏填写每一位署名作者的信息, 其中E-mail信息为必填项。
10. 作者投稿时可在“备注”栏对稿件的创新点或闪光点进行说明。如有与来稿内容相关的高质量图片或照片, 可在投稿时以添加附件形式提交, 经本刊甄选采纳后的图片/照片拟在本刊封面上刊出。
11. 来稿文责自负。不得一稿多投。本刊来稿初审通过后经审稿专家审查并通知作者修改的稿件, 如无特殊情况须在(自通知之日起)6周内返回本编辑部, 否则作自动放弃处理。
12. 本刊印刷版由科学出版社出版, 网络版由中国学术期刊(光盘版)电子杂志社、中国科技信息所万方数据网络中心发布, 移动版由超星域出版平台发布。来稿一经录用, 将由以上三种版式刊载。稿酬于稿件在本刊刊登后一次付清。
13. 本刊已开通远程稿件处理系统, 网址为<http://pedologica.issas.ac.cn>。来稿请通过本刊远程稿件处理系统注册登录提交, 本刊不再接受电子邮件投稿或纸质投稿。

《土壤学报》编辑委员会

通讯地址: 210008 南京市北京东路71号中国科学院南京土壤研究所《土壤学报》编辑部

E-mail: [actapedo@issas.ac.cn](mailto:actapedo@issas.ac.cn); [dmchen@issas.ac.cn](mailto:dmchen@issas.ac.cn); [luping@issas.ac.cn](mailto:luping@issas.ac.cn); [mzhtan@issas.ac.cn](mailto:mzhtan@issas.ac.cn); [rfchen@issas.ac.cn](mailto:rfchen@issas.ac.cn)

<http://pedologica.issas.ac.cn>