

# 秸秆还田对石灰性土壤 Zn 扩散迁移及形态转化的影响\*

陈艳龙 贾舟 师江澜 刘珂 王少霞 田霄鸿<sup>†</sup>

(西北农林科技大学资源环境学院, 农业部西北植物营养与农业环境重点实验室, 陕西杨凌 712100)

**摘要** 有机碳(特别是活性组分)通过络合、螯合等作用对土壤锌(Zn)的迁移转化起重要作用。目前, 作物秸秆还田已经代替传统有机肥, 成为中国提高粮田土壤有机碳含量及质量的最主要措施。基于此, 采用半扩散池装置通过室内模拟试验探究了秸秆还田对石灰性土壤有效 Zn(二乙三胺五乙酸浸提态 Zn, 即 DTPA-Zn) 扩散迁移及 Zn 形态转化的影响, 以期为提高石灰性土壤 Zn 有效性及移动性, 进而改善作物对 Zn 的吸收利用提供科学依据。结果表明, 单独秸秆还田显著提高了土壤有机碳及活性碳组分(如溶解性有机碳(DOC)和富里酸(FA))含量, 但对土壤 DTPA-Zn 的扩散迁移及 Zn 形态转化影响甚微。单施 Zn 肥通过提高松结有机态 Zn(Lom-Zn)含量及其在全 Zn 中的分布, 显著改善了土壤 DTPA-Zn 含量及扩散迁移能力; 但是, 其扩散的 DTPA-Zn 却主要被限制在非施肥区 15 mm 以内(45 d), 这可能与外源 Zn 在石灰性土壤上的无效化有关。当秸秆还田与 Zn 配施时, 土壤 DTPA-Zn 和各形态 Zn 含量与单施 Zn 肥相似, 但 DTPA-Zn 的最远扩散距离可达非施肥区 20 mm(45 d)处, 且累积扩散量和扩散比率均高于单独施 Zn。秸秆还田配施 Zn 肥施肥区土壤活性碳组分(DOC 和 FA)含量的提升, 有效地抑制了外源 Zn 向无效态组分(残渣态)转化, 进而提高了土壤 DTPA-Zn 的含量及扩散迁移能力。可见, 在秸秆还田条件下, 土壤施 Zn 是一种有效提升石灰性土壤有效 Zn 含量同时兼顾 Zn 扩散迁移能力的重要措施。

**关键词** 土壤 DTPA-Zn; 扩散池; Zn 分组; 腐殖质; 活性有机碳

**中图分类号** S158.5

**文献标识码** A

锌(Zn)是人体必需微量营养元素, 在人体生长发育过程中起着重要作用<sup>[1]</sup>。然而, 调查发现, 全球有近 20 亿人口受到缺 Zn 困扰, 5 岁以下儿童因缺 Zn 导致死亡的人数每年高达 11.6 万, 而且主要集中在以 Zn 含量低下的谷类作物为主食的发展中和欠发达国家<sup>[2]</sup>。这些地区土壤 Zn 缺乏或潜在缺乏(二乙三胺五乙酸浸提态锌(DTPA-Zn)小于 1.0 mg kg<sup>-1</sup>)是谷类作物 Zn 含量低下并最终导致人体缺 Zn 的重要原因<sup>[3]</sup>。因此, 提高缺 Zn 土壤 Zn 有效性对于增加谷类作物对 Zn 的吸收和富集, 进而改善人体 Zn 营养具有重要意义。

研究发现, 缺 Zn 的石灰性土壤上外源施 Zn 是一种有效提高土壤 DTPA-Zn 含量的重要措施, 但是其对于作物 Zn 吸收及籽粒 Zn 富集影响较小<sup>[4-5]</sup>。土壤中, 植物根系对 Zn 吸收不仅受土壤有效 Zn 含量的控制, 而且还与有效 Zn 向植物根表的扩散迁移有关<sup>[6-7]</sup>。外源施 Zn 可提高石灰性土壤 DTPA-Zn 含量达数倍, 但是培养 30 d 的土壤 DTPA-Zn 扩散距离却不足 15 mm, 且扩散系数仅在 10<sup>-11</sup>~10<sup>-12</sup> cm<sup>2</sup> s<sup>-1</sup> 之间<sup>[5]</sup>。土壤 Zn 的扩散迁移不仅与有效 Zn 含

\* 国家自然科学基金项目(41371288, 31662233)和国家科技支撑计划项目(2012BAD14B11)共同资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (Nos. 41371288 and 31662233) and the National Key Technology Research and Development Program of China (No. 2012BAD14B11)

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

作者简介: 陈艳龙(1988—), 男, 陕西宝鸡人, 博士, 助理研究员, 主要从事旱地土壤养分调控方面的研究。E-mail: ylchen8895@hotmail.com

收稿日期: 2017-10-09; 收到修改稿日期: 2018-01-27; ; 优先数字出版日期(www.cnki.net):

量有关,而且还受土壤 pH、碳酸钙和有机质含量等因素的影响<sup>[8-10]</sup>。在高 pH、高碳酸钙及低有机质的石灰性土壤上,尽管外源施 Zn 显著提高了土壤有效 Zn 含量,但仍有大量的外源 Zn 被土壤吸附固定,从而使有效态 Zn 转化为无效态 Zn,最终限制 Zn 扩散迁移。因此,在外源施 Zn 条件下,查明石灰性土壤 Zn 形态转化及扩散迁移特性对于改善作物 Zn 吸收及籽粒 Zn 富集至关重要。

在我国,农作物秸秆年产量高达 7.9 亿 t,已经代替传统有机肥,成为我国粮田土壤最主要的有机肥源<sup>[11]</sup>。大量研究已经证明,秸秆还田在提高土壤有机质和矿物质养分含量及质量、改善土壤物理性质、优化农田生态环境等方面起着重要作用<sup>[12]</sup>。对于土壤 Zn 而言,秸秆腐解既能够释放出内源 Zn 进入土壤溶液,又能通过改善土壤有机质(特别是活性组分)调节土壤 Zn 的形态转化,进而对 Zn 有效性及移动性产生影响<sup>[13-15]</sup>。土壤活性有机碳组分如水溶性有机碳(DOC)、富里酸(FA)等富含大量活性官能团,对土壤 Zn 有较强的亲和力,其可以通过络合、螯合、吸附和解吸等作用,对土壤 Zn 的迁移转化、生物活性和生态环境效应起着决定性作用<sup>[13, 16]</sup>。采用 NICA-Donnan、Model VI 和 MINTEQA2 等重金属形态模型研究发现,水溶性有机质(DOM)和 FA 可以有效抑制土壤对 Zn 的吸附固定,同时促进有效态 Zn 组分(DOM-Zn 和 FA-Zn)的形成,最终改善 Zn 生物活性和移动性<sup>[17]</sup>。然而,上述对于土壤 Zn 迁移转化的研究仅停留在采用模型进行预测阶段,很难准确揭示 Zn 在土壤中迁移转化规律,而且在秸秆还田技术普遍推广的背景下,土壤 Zn 迁移转化对于秸秆腐解产生的活性碳组分的响应尚不明确。因此,本研究采用半扩散池装置,进行室内模拟试验,研究了秸秆还田对于石灰性土壤 Zn 扩散迁移及形态转化的影响,以期为提高石灰性土壤 Zn 有效性及移动性,进而改善作物对 Zn 的吸收利用提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

供试土壤采自陕西杨凌西北农林科技大学试验农场。该区地处关中平原中部,年平均气温 13℃左右,年平均降水量 632 mm,属半湿润易旱区。主要种植制度有两种,即冬小麦/夏玉米一年两熟和冬小麦/夏休闲一年一熟,是我国重要的粮食产区。土壤类型为土垫旱耕人为土(Earth-cumulic orthic anthrosol),由黄土母质发育而来,属于石灰性土壤,其基本理化性质见表 1。土样自然风干后除去杂质,研磨,过 2 mm 筛,备用。供试秸秆选取前茬夏玉米秸秆,风干,粉碎(约 2 mm),备用。秸秆含 Zn 量为 9.56 mg kg<sup>-1</sup>,含碳量为 417 g kg<sup>-1</sup>,含氮量为 6.82 g kg<sup>-1</sup>。

表 1 供试土壤(土垫旱耕人为土)基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of the tested soil (Earth-cumulic orthic anthrosol)

pH	有机碳 SOC (g kg <sup>-1</sup> )	全氮 Total N (g kg <sup>-1</sup> )	硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg kg <sup>-1</sup> )	有效磷 Olsen-P (mg kg <sup>-1</sup> )	速效钾 Available K (mg kg <sup>-1</sup> )
8.25 ± 0.58	8.23 ± 0.48	0.67 ± 0.04	12.9 ± 0.89	17.2 ± 1.22	169 ± 9.11
全锌 Total Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	有效锌 DTPA-Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	碳酸盐 Carbonate (g kg <sup>-1</sup> )	黏粒 Clay (g kg <sup>-1</sup> )	容重 Bulk density (g cm <sup>-3</sup> )	田间持水量 Field capacity (%)
74.4 ± 4.77	0.76 ± 0.05	65.1 ± 3.99	321 ± 12.8	1.26 ± 0.09	26.4 ± 1.11

注:数据表示为平均值 ± 标准误 Note: Values are the means ± standard error

### 1.2 试验设计

试验采用 Modaihsh<sup>[8]</sup>提出的半扩散池装置,规格为 160 mm × 140 mm × 80 mm,由中心施肥区和两侧非施肥区三部分构成。施肥区宽 10 mm,由两个厚度约 1 mm 的可抽离硬板间隔而成,施肥区两侧即非施肥区,宽 75 mm(图 1A)。试验共设置 4 个处理:对照(CK)、

单施 Zn 肥 (Zn)、单施秸秆 (St)、秸秆配施 Zn 肥 (Zn+St)。Zn 肥采用  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ，用量为  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  干土 (以 Zn 计)，秸秆用量为  $15 \text{ g kg}^{-1}$  干土。

按处理将供试秸秆和 Zn 肥与  $2.0 \text{ kg}$  土壤 (以烘干样计) 混合均匀。同时，所有处理加入等量尿素调节  $\text{C}:\text{N} \leq 25:1$ 。然后，将各处理混合物平均分成 15 份，分别加入半扩散池的施肥区，压实 (容重  $1.26 \text{ g cm}^{-3}$ ，下同)，再在两侧非施肥区各加入  $1.0 \text{ kg}$  未处理土壤，压实，保证整个装置紧实度一致。将装置中的隔板快速移除，加蒸馏水调节土壤含水量至最大田间持水量的 60%，顶部加盖并用凡士林将其封死，以防止培养期间水分蒸发损失。将半扩散池移入温室， $25^\circ\text{C}$  下培养至第 3、7、15、30 和 45 天时，每个处理随机选取 3 个扩散池，迅速置于冷藏柜中， $-4^\circ\text{C}$  冷冻 10 h。取出后用不锈钢刀将非施肥区土体分别切割成 11 份 (见图 1B)，并将对称的两侧土壤混匀，风干后，称重，磨细过  $1 \text{ mm}$  筛。施肥区土壤一半作为鲜样， $4^\circ\text{C}$  保存；另一半风干，称重，磨细分别过  $1 \text{ mm}$  和  $0.25 \text{ mm}$  筛，保存。

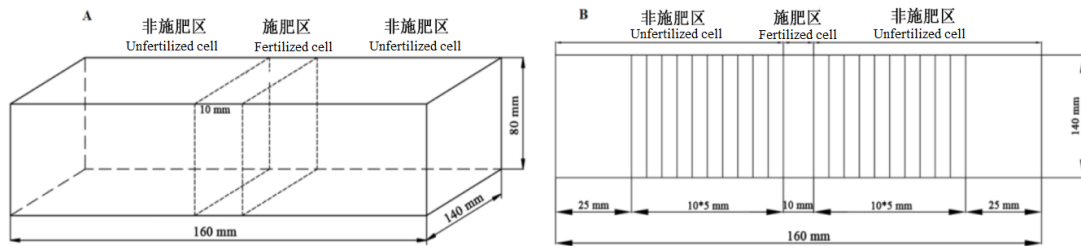


图 1 试验装置正视图 (A) 及俯视图 (B)

Fig.1 Front view (A) and plan view (B) of the half-cell device used in the experiment

### 1.3 样品分析方法

施肥区和非施肥区土壤有效 Zn (DTPA-Zn) 采用 DTPA 溶液浸提，用原子吸收分光光度计 (Z-2000, Hitachi, 日本) 测定。施肥区土壤全 Zn 采用  $\text{HCl-HNO}_3\text{-HClO}_4\text{-HF}$  消解<sup>[4]</sup>。土壤 Zn 分组参考魏孝荣等<sup>[18]</sup>连续浸提法将土壤全 Zn 分为交换态 Zn (Ex-Zn)、松结有机态 Zn (Lom-Zn)、碳酸盐结合态 Zn (Carb-Zn)、氧化锰结合态 (MnO-Zn)、紧结有机态 Zn (Tom-Zn) 和残渣态 Zn (Res-Zn)，用原子吸收分光光度计测定。施肥区土壤有机碳 (SOC) 采用重铬酸钾氧化法测定<sup>[19]</sup>。土壤腐殖质采用  $1 \text{ mol L}^{-1}$  的焦磷酸钠 ( $\text{pH} = 13$ ) 浸提，采用重铬酸钾氧化法测定腐殖质 (HS) 及其组分富里酸 (FA) 和胡敏酸 (HA) 含量<sup>[20]</sup>。施肥区土壤水溶性有机碳 (DOC) 用超纯水浸提 (土水比 1:5)，总有机碳分析仪 (TOC-3000, Hitachi, 日本) 测定<sup>[21]</sup>。研究发现，DOC 芳香化程度与 DOC 溶液在  $254 \text{ nm}$  波长下紫外吸光度值 ( $\text{SUVA}_{254}$ ) 呈正相关<sup>[22]</sup>，因此，本研究采用  $\text{SUVA}_{254}$  来评价土壤 DOC 的芳香化程度。

### 1.4 数据处理

非施肥区土壤各层次 DTPA-Zn 扩散量 ( $Q$ ,  $\mu\text{g}$ )，累积扩散量 ( $Q_c$ ,  $\mu\text{g}$ ) 及扩散比率 ( $Q_r$ , %) 计算公式如下：

$$Q = (C_i - C_0) \times M_i \quad (1)$$

$$Q_c = \sum Q \quad (2)$$

$$Q_r = Q_c / Q_0 \times 100 \quad (3)$$

式中， $C_i$  和  $M_i$  分别为非施肥区各层次 ( $i = 5, 10, 15$  和  $20 \text{ mm}$ ) 土壤 DTPA-Zn 含量 ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) 和土壤干重 (g)； $Q_0$  为 Zn 和 Zn+St 处理的施 Zn 量，均为  $2667 \text{ mg}$ 。方差分析表明，所有处理非施肥区  $25 \sim 75 \text{ mm}$  土壤 DTPA-Zn 含量各层次间无显著差异，但均显著小于  $0 \sim 25 \text{ mm}$  各层次 DTPA-Zn 含量。因此，以非施肥区  $25 \sim 75 \text{ mm}$  土壤 DTPA-Zn 平均含量  $C_0$  作为基准来计算非施肥区各层次 DTPA-Zn 扩散量 ( $Q$ ) 及累积扩散量 ( $Q_c$ )。土壤中，颗粒内扩散是导致外源 Zn 无效化的一个重要机制，本研究采用内扩散模型评价土壤 DTPA-Zn 扩散与培

养时间的关系<sup>[23]</sup>:

$$y = at^{1/2} + b \quad (4)$$

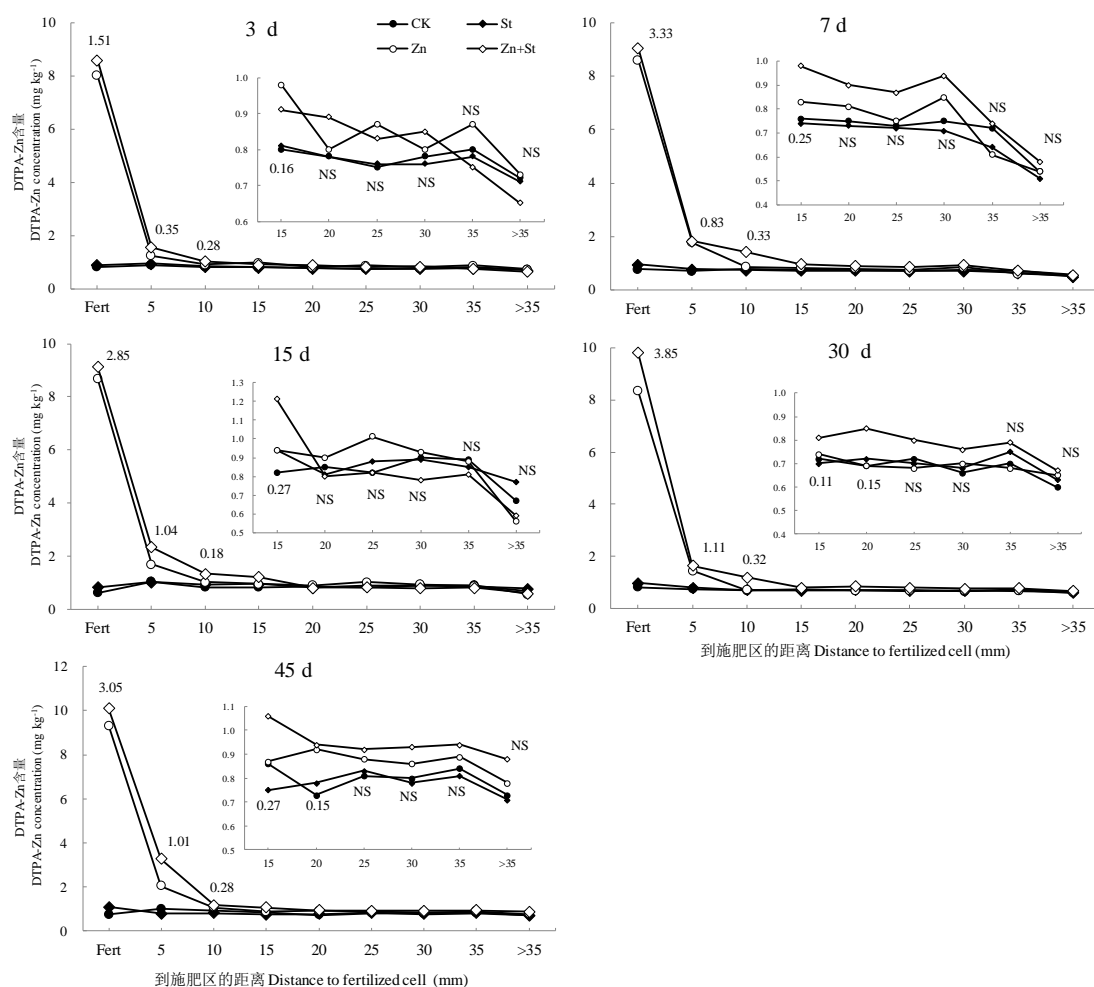
式中,  $y$  为 DTPA-Zn 累积扩散量 ( $\mu\text{g}$ ) 或者扩散比率 (%);  $t$  为培养时间 (d);  $a$  是由 DTPA-Zn 内扩散导致 Zn 无效化的速率常数,  $\mu\text{g d}^{-1/2}$  或者  $\% \text{d}^{-1/2}$ ; 常数  $b$  是各处理土壤 DTPA-Zn 的最大扩散量 ( $\mu\text{g}$ ) 或最大扩散比率 (%)。

采用 Microsoft Excel 2016 对原始数据进行整理, 计算并作图。方差分析和多重比较 (最小显著差异 (LSD) 法) 利用 SAS Win (V8) 数据处理软件进行, 置信区间为 95%。

## 2 结果

### 2.1 秸秆还田和施用锌肥对施肥区土壤 DTPA-Zn 含量的影响

在整个培养期内, Zn 和 Zn+St 处理均显著地提高了施肥区土壤 DTPA-Zn 含量, 而且提高幅度均超过 8 倍; St 处理 DTPA-Zn 含量虽有提高, 但提高幅度不足 30% (图 2)。对于非施肥区土壤而言, Zn+St 处理在培养 3~30 d 显著提高了非施肥区 5、10 和 15 mm 土壤 DTPA-Zn 含量, 在培养第 45 天时, 20 mm 处 DTPA-Zn 提高了 26%, 也达到显著水平; 而 Zn 处理在培养第 3、7 和 45 天时非施肥区土壤 DTPA-Zn 含量与 Zn+St 处理变化趋势一致, 而在 15 和 30 d 时, 对非施肥区 DTPA-Zn 含量无显著提升; St 处理在整个培养期内均未对非施肥区 DTPA-Zn 含量产生影响。此外, 在 Zn 和 Zn+St 处理中, 随着土壤层次远离施肥区, DTPA-Zn 含量逐渐降低, 存在明显的 DTPA-Zn 浓度梯度, 而当到达非施肥区 25 mm 处时, 土壤 DTPA-Zn 浓度梯度消失。对于 CK 和 St 处理, 在整个土体中未发现 DTPA-Zn 浓度梯度。



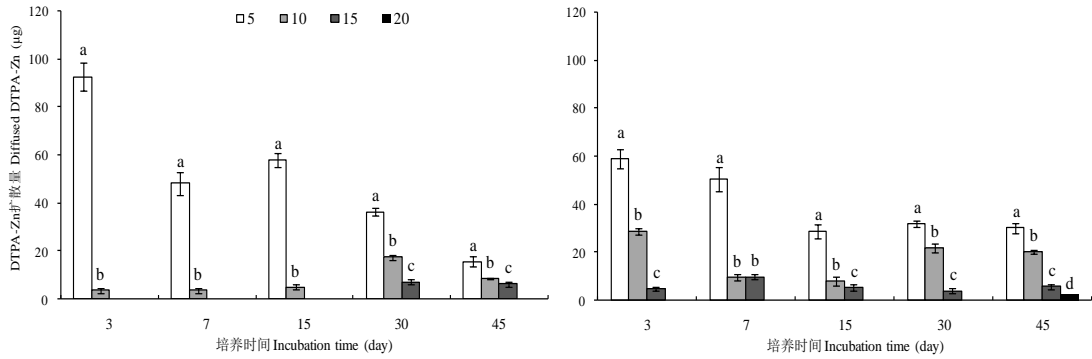
注: DTPA-Zn: 二乙三胺五乙酸浸提态锌, CK: 对照, St: 单施秸秆, Zn: 单施 Zn 肥, Zn+St: 秸秆配施 Zn 肥; “Fert” 代表施肥区, 小图表示距施肥区 15~75 mm 的非施肥区各层次土壤 DTPA-Zn 含量; 曲线上方或下方的数值代表处理间最小显著差异值 ( $p=5\%$ ), NS 代表差异不显著。下同 Note: DTPA-Zn stands for diethylenetriamine penta-acetic extractable Zn; CK for control, St for straw return alone, Zn for Zn addition alone, Zn+St for combining straw and Zn addition; “Fert” represents the fertilized cell and the small figure describes variation of DTPA-Zn concentration in the radius of 15~75 mm of the fertilized cell; Values above or below the curves represent the least significant difference (LSD) values at 5% and “NS” represents no significant difference among treatments. The same below

图 2 秸秆还田和施用锌肥处理下施肥区和非施肥区土壤 DTPA-Zn 含量

Fig.2 Effects of straw return and Zn fertilizer on soil DTPA-Zn concentration in fertilized and unfertilized soil

## 2.2 秸秆还田和施用锌肥对土壤 DTPA-Zn 扩散迁移的影响

在整个培养期内, CK 和 St 处理未检测到施肥区土壤 DTPA-Zn 向非施肥区的扩散迁移。Zn 处理 DTPA-Zn 在 3~15 d 时最远扩散距离为 10 mm, 30~45 d 时最远为 15 mm; 然而, Zn+St 处理 DTPA-Zn 在 3~15 d 时最远扩散距离为 15 mm, 30~45 d 时最远为 20 mm (图 3)。此外, 所有处理土壤 DTPA-Zn 扩散量均随着扩散距离的增加显著降低。

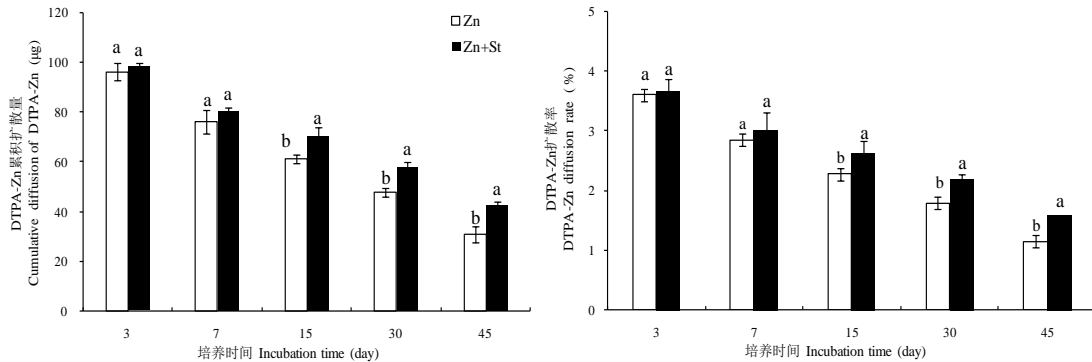


注：图例表示到施肥区的距离，mm；不同小写字母表示同一时间不同层次间差异显著 ( $p = 5\%$ ) Note: Figure legends represent the distance away from the fertilized cell, mm; Different lowercase letters mean significant difference at 5% between the layers at the given time

图3 单施锌肥和锌肥与秸秆配施对石灰性土壤 DTPA-Zn 扩散量的影响

Fig.3 Effects of Zn addition alone and addition of Zn plus straw return on diffusion of DTPA-Zn in calcareous soil

在整个培养期内，CK 和 St 处理土壤 DTPA-Zn 累积扩散量不足  $2 \mu\text{g}$  (数据未列出)。然而，Zn 处理 DTPA-Zn 累积扩散量在  $30.6\sim 96.3 \mu\text{g}$  之间，St+Zn 处理在  $42.3\sim 98.1 \mu\text{g}$  之间。Zn 处理 DTPA-Zn 扩散比率在  $1.12\sim 3.61\%$  之间，平均为  $2.33\%$ 。St+Zn 处理 DTPA-Zn 扩散比率在  $1.68\sim 3.78\%$  之间，平均为  $2.64\%$ 。与 Zn 处理相比，St+Zn 在培养第 15、30 和 45 天时均显著提高了 DTPA-Zn 累积扩散量和扩散比率 (图 4)。此外，内扩散模型很好地模拟土壤 DTPA-Zn 累积扩散量和扩散比率随着时间变化；两处理相比，Zn 处理无效化速率高于 St+Zn 处理，而最大扩散量和扩散比率差异较小 (表 2)。



注：不同小写字母表示同一时间不同处理间差异显著 ( $p = 5\%$ )。下同 Note: Different lowercase letters mean significant difference at 5% between treatments at the same time. The same below

图4 单施锌肥和锌肥与秸秆配施对石灰性土壤 DTPA-Zn 累积扩散量和扩散率的影响

Fig.4 Effects of Zn addition alone and Zn addition plus straw return on cumulative diffusion and diffusion rate of DTPA-Zn in calcareous soil

表2 石灰性土壤 DTPA-Zn 扩散与培养时间的关系 (颗粒内扩散模型  $y = ar^{1/2} + b$ )

Table 2 Relationship between DTPA-Zn diffusion and duration of incubation in calcareous soil (intraparticle diffusion model)

处理 Treatment	DTPA-Zn 累积扩散量 Cumulative DTPA-Zn diffusion				DTPA-Zn 扩散比率 DTPA-Zn diffusion rate			
	a ( $\mu\text{g d}^{-1/2}$ )	b ( $\mu\text{g}$ )	$R^2$	p	a ( $\% \text{d}^{-1/2}$ )	b (%)	$R^2$	p
Zn	-12.3	112	0.975	<0.001	-0.05	3.38	0.919	<0.001
Zn+St	-10.3	113	0.976	<0.001	-0.04	3.49	0.931	<0.001

注：a 为土壤 Zn 无效化的速率常数，b 为土壤 DTPA-Zn 的最大扩散量或最大扩散比率； $R^2$  为拟合曲线的决定系数，p 为统计的显著性 Note: a stands for a rate constant for Zn stabilization and b for the maximum

amount or rate of DTPA-Zn diffusion; the  $R^2$  stands for determination coefficient of fitting curves and  $p$  for statistical significant level

### 2.3 秸秆还田和施用锌肥对施肥区土壤 Zn 形态的影响

土壤全 Zn 含量在 64.0~90.5 mg kg<sup>-1</sup> 之间变化 (图 5)。与对照相比, 在整个培养期 St 处理并未对施肥区土壤全 Zn 含量产生影响, 而 Zn 和 Zn+St 却显著提高了施肥区土壤全 Zn 含量。与对照相比, Zn 和 Zn+St 处理整个培养期土壤全 Zn 含量分别提高了 32.2% 和 27.5%, 而 St 处理仅提高了 7.52%。

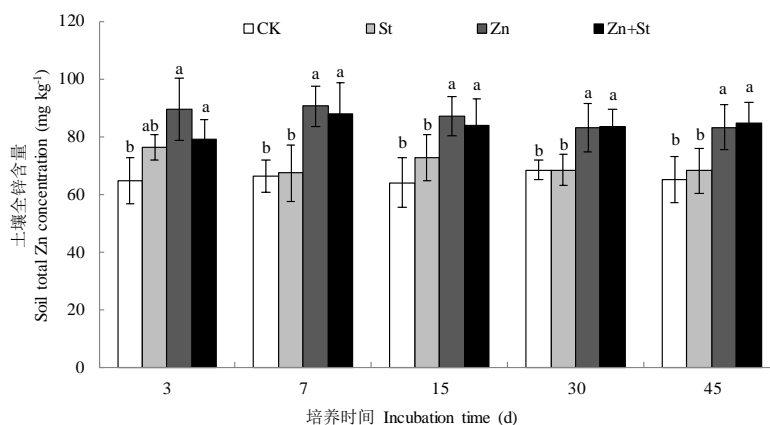
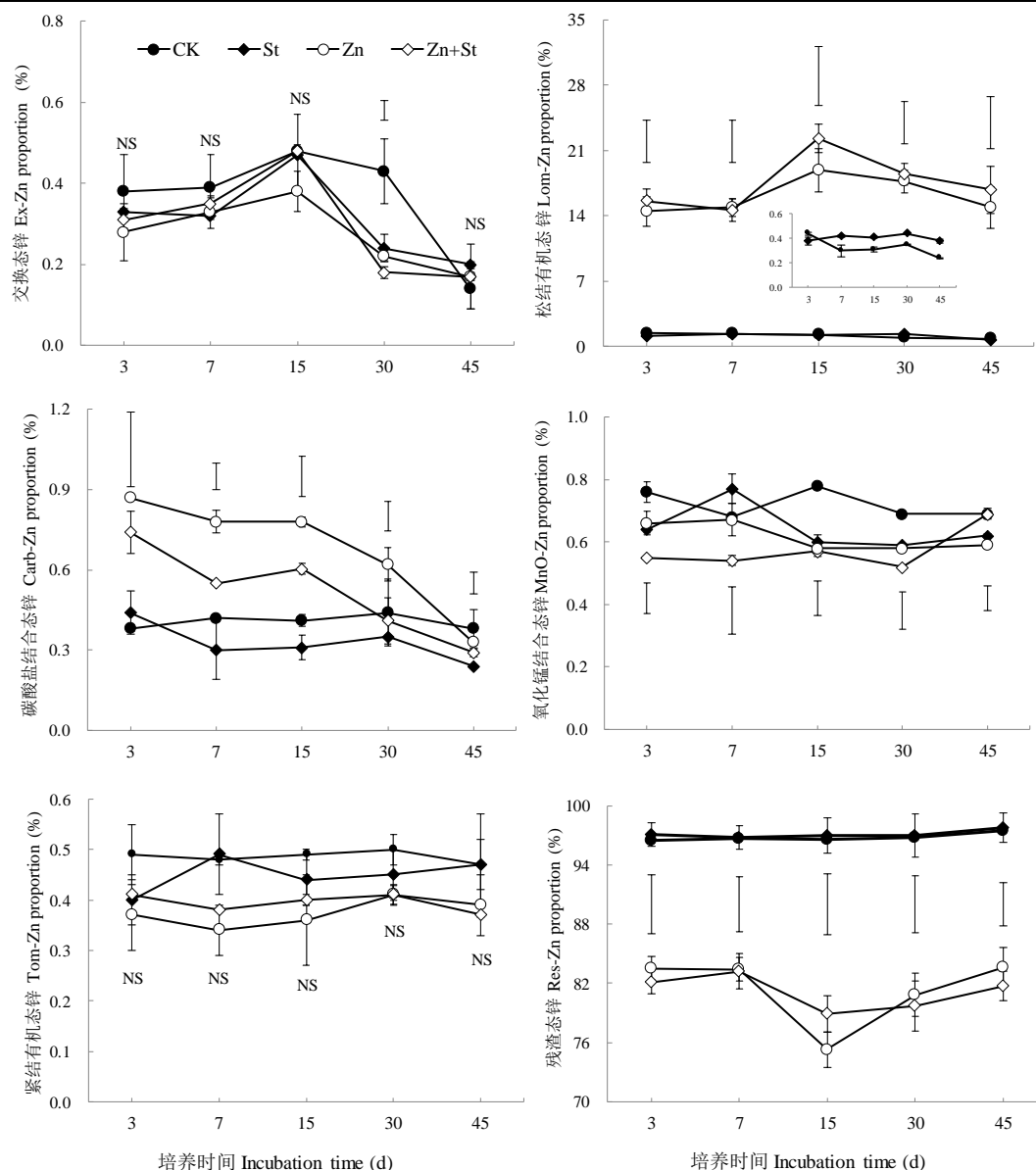


图 5 秸秆还田和施用锌肥对施肥区土壤全锌含量的影响

Fig.5 Effects of straw return and Zn fertilization on soil total Zn concentration in the fertilized cell

所有处理施肥区土壤 Ex-Zn、Carb-Zn、MnO-Zn 和 Tom-Zn 占全 Zn 的比例均不足 1% (图 6)。在整个培养期内 (30 d 除外), 土壤 Ex-Zn 占全 Zn 的比例各处理间无显著差异。尽管在整个培养期 (3 d 除外) 内, St 处理 Lom-Zn 占全 Zn 的比例与 CK 无显著差异, 然而, Zn 处理和 Zn+St 处理在整个培养期内均显著提高了 Lom-Zn 占全 Zn 的比例, 而且相较于 CK 分别提高了 9.07 倍~17.1 倍和 9.83 倍~19.5 倍。对 Carb-Zn 占全 Zn 的比例而言, Zn 和 Zn+St 处理均高于 CK 和 St 处理。与 Zn 处理相比, Zn+St 处理 Carb-Zn 占全 Zn 的比例降低了 12.1%~33.8%; 与 CK 相比, St 处理降低了 20.4%~36.8%。总体而言, Carb-Zn 占全 Zn 的比例表现为 Zn > Zn+St > CK > St。Zn 和 Zn+St 处理均显著降低了土壤 MnO-Zn 占全 Zn 的比例, 而且随着时间的推移, 各处理土壤 MnO-Zn 占全 Zn 的比例呈波动变化。Tom-Zn 占全 Zn 的比例各处理间无显著差异。在 Zn 处理和 Zn+St 处理中, Res-Zn 占全 Zn 的比例在 79.7%~83.6% 之间, 而 CK 和 St 处理所占比例均大于 95%。与 CK 相比, Zn 和 Zn+St 处理 Res-Zn 占全 Zn 的比例分别降低了 13.5%~22.0% 和 14.0%~18.3%。



注：小图表示在 CK 和 St 处理土壤松结有机态锌所占的比例；数据点以外的误差棒表示处理间最小差异显著值 ( $p = 5\%$ ) Note: The small figure shows proportions of Lom-Zn in control and Treatment St; Error bars beside the data points represent the least significant difference (LSD) values at 5%

图 6 秸秆还田和施用锌肥对施肥区土壤各形态锌占全锌比例的影响

Fig.6 Effects of straw return and Zn fertilization on proportions of Zn fractions in total Zn in the fertilized cell

#### 2.4 秸秆还田和施用锌肥对施肥区土壤有机碳组分的影响

St 和 Zn+St 处理显著提高施肥区土壤 SOC、DOC 和 FA 的含量，而显著降低了 DOC 的 SUVA<sub>254</sub> 值。在培养第 3 天时，与 CK 相比，St 处理 SOC、DOC 和 FA 含量分别提高了 1.63%、390% 和 47.5%；而 Zn+St 处理分别提高了 0.87%、467% 和 45.9%。在培养第 45 天时，与 CK 相比，St 处理 SOC、DOC 和 FA 含量分别提高了 4.59%、165% 和 55.7%；而 Zn+St 处理分别提高了 3.39%、199% 和 45.3%。此外，St 和 Zn+St 处理在培养第 3 天时也显著提高施肥区土壤腐殖质 (HS) 含量，提高幅度分别为 30.6% 和 32.9%。与 CK 相比，Zn 处理未对土壤 SOC、DOC、HS、HA 和 FA 含量产生影响。

表 3 秸秆还田和施用锌肥对施肥区土壤有机碳及其组分含量的影响



**Table 3** Effects of straw return and Zn fertilization on soil organic carbon and its fractions in the fertilized cell

处理 Treatment	有机碳		水溶性有机碳		SUVA <sub>254</sub> (L g <sup>-1</sup> cm <sup>-1</sup> )	
	Soil organic carbon (g kg <sup>-1</sup> )		Dissolved organic carbon (mg kg <sup>-1</sup> )		SUVA <sub>254</sub> (L g <sup>-1</sup> cm <sup>-1</sup> )	
	3 d	45 d	3 d	45 d	3 d	45 d
CK	9.15 ± 0.86b	9.14 ± 1.01b	3.63 ± 0.34b	3.38 ± 0.20c	30.3 ± 0.41a	23.3 ± 0.95a
St	9.30 ± 0.36a	9.56 ± 0.26a	17.8 ± 1.39a	8.97 ± 0.62b	23.0 ± 2.16b	21.9 ± 2.90b
Zn	9.12 ± 0.75b	9.16 ± 0.59b	3.66 ± 0.12 b	3.92 ± 0.10c	28.5 ± 1.45a	23.4 ± 1.76a
Zn+St	9.26 ± 0.88a	9.45 ± 0.11a	20.6 ± 1.66 a	11.5 ± 0.52a	20.2 ± 1.02b	18.8 ± 0.65b

处理 Treatment	腐殖质		胡敏酸		富里酸	
	Humic substances (g kg <sup>-1</sup> )		Humic acids (g kg <sup>-1</sup> )		Fulvic acids (g kg <sup>-1</sup> )	
	3 d	45 d	3 d	45 d	3 d	45 d
CK	6.89 ± 0.15b	6.38 ± 0.17a	1.05 ± 0.08a	0.94 ± 0.15b	1.22 ± 0.11c	1.83 ± 0.14b
St	9.00 ± 0.70a	6.95 ± 0.32a	1.00 ± 0.20a	1.41 ± 0.12a	1.80 ± 0.12b	2.85 ± 0.12a
Zn	6.94 ± 0.12b	6.31 ± 0.66a	1.02 ± 0.11a	0.96 ± 0.07b	1.26 ± 0.15c	1.78 ± 0.09b
Zn+St	9.16 ± 0.87a	6.76 ± 0.28a	1.10 ± 0.15a	1.48 ± 0.09a	2.66 ± 0.17a	2.45 ± 0.09a

注: SUVA<sub>254</sub> 是 DOC 溶液在 254 nm 的紫外吸光度值与 DOC 含量的比值; 表中所有数据为平均值 ± 标准误差; 同列不同小写字母表示处理间差异显著 Note: SUVA<sub>254</sub> stands for ratio of UV absorbance of DOC at 254 nm and DOC concentration; Values are means ± standard error; Different lowercase letters in the same column mean significant difference between treatments

### 3 讨论

#### 3.1 单独秸秆还田对石灰性土壤 Zn 扩散迁移及形态转化的影响

秸秆还田作为我国近年来提升粮田土壤肥力的一项重要措施, 可以有效提高土壤有机碳、全氮等大量元素含量<sup>[12-13]</sup>, 但其对于全 Zn、有效 Zn 含量及各形态 Zn 之间的转化影响甚微(图 1、图 5 和图 6)。本研究中, 玉米秸秆自身含 Zn 量仅为 9.56 mg kg<sup>-1</sup>, 导致其降解释放的 Zn 尚不足以对土壤全 Zn 和有效 Zn 含量产生显著影响。崔娟等<sup>[14]</sup>研究发现, 在相同的还田量下, 即使玉米秸秆含 Zn 量高达 88.9 mg kg<sup>-1</sup>, 也不会对土壤全 Zn 产生影响, 但却提高土壤 DTPA-Zn 含量。可见, 秸秆还田对土壤有效 Zn 含量的影响与秸秆自身的含 Zn 量有关。在土壤中 Zn 形态决定着 Zn 的移动性和有效性。本研究中, CK 处理土壤 Zn 超过 97% 分布在 Carb-Zn、MnO-Zn 和 Res-Zn 组分中, 而且, 尽管单独秸秆还田显著提高了土壤 SOC、DOC 和 FA 含量, 但是并未对 DTPA-Zn 及各形态 Zn 含量产生影响(表 3 和图 6)。这可能是由于秸秆腐解产生的活性碳组分对 Zn 的亲合力尚不足将被土壤吸附固定的 Zn 活化。Baldwin 和 Shelton<sup>[24]</sup>在石灰性土壤上也得到了类似的结果, 他们认为在吸附 Zn 能力较强(如高 pH、碳酸钙和黏粒)的土壤上, 添加含 Zn 量较低的有机物料很难达到提高土壤 Zn 有效性和移动性的效果。土壤 Zn 的浓度梯度差是导致 Zn 在水平方向上扩散迁移的动力<sup>[7, 9]</sup>。因此, 单独秸秆还田土壤 DTPA-Zn 含量的微弱提升, 是导致施肥区和非施肥区 DTPA-Zn 浓度梯度较小进而对土壤 Zn 扩散迁移影响不明显的主要原因。

#### 3.2 单独施 Zn 对石灰性土壤 Zn 扩散迁移及形态转化的影响

单施 Zn 肥显著降低了施肥区土壤 Res-Zn 在全 Zn 中的分布, 同时提高了 Lom-Zn 占全 Zn 的比例, 进而显著提高土壤 DTPA-Zn 含量及扩散迁移能力。研究发现, 施入土壤的 Zn 在短时间内主要分布在移动性相对较高的组分, 如交换态和有机结合态, 或者吸附在土壤矿物(如碳酸钙、铁锰氧化物和黏土矿物等)表面, 之后, 随着时间推移这些组分逐渐进入矿物晶层间或者被碳酸盐沉淀, 最终无效化<sup>[23, 25]</sup>。尽管单施 Zn 肥未对土壤 HS、HA 和 FA 含量产生影响, 却提高了碱性焦磷酸钠浸提的土壤 Lom-Zn 含量(图 6 和表 3), 可见土壤腐殖质对于外源 Zn 具有较强的亲合力, 而且在外源 Zn 向有效态 Zn 转化过程中起着重要作用。大量研究证明, 与腐殖质结合的 Zn 是石灰性土壤 DTPA-Zn 的最直接和最主要来源, 其主

要组成包括 FA-Zn 和 HA-Zn, 而且前者的溶解性和移动性要显著高于后者<sup>[4, 18, 26]</sup>。本研究中, 单施 Zn 肥土壤 DTPA-Zn 含量和扩散迁移的增加很大程度上归因于 FA-Zn 的形成, 但尚需进一步的验证。此外, 石灰性土壤上吸附在黏土矿物和碳酸盐表面的  $Zn^{2+}$  易被游离的  $Ca^{2+}$  置换, 而进入土壤溶液<sup>[27]</sup>。因此, 吸附在土壤矿物如碳酸钙、铁锰氧化物和黏土矿物等表面的 Zn 也可能对土壤 DTPA-Zn 提供了补充, 进而改善了土壤 DTPA-Zn 的扩散迁移。

虽然单施 Zn 肥增强土壤 DTPA-Zn 的扩散迁移能力, 但是在整个培养期内, 扩散的 DTPA-Zn 却主要被限制在非施肥区 0~15 mm 处, 而且累积扩散量不足 100  $\mu g$ 。大量的研究表明, 在石灰性土壤上, 随着 pH、碳酸钙及黏粒含量的升高, 土壤对 Zn 的吸附固定能力急剧上升, 进而促进了土壤对 Zn 的吸附固定, 最终显著降低 Zn 的扩散迁移能力<sup>[8-10]</sup>。因此, Zn 扩散迁移能力的提升反过来也会增加 Zn 与土壤矿物的接触, 进而增大土壤对 Zn 的吸附固定。本研究中, 土壤 pH 高达 8.25, 碳酸钙和黏粒含量分别为 65.1  $g\ kg^{-1}$  和 321  $g\ kg^{-1}$  (表 1), 这些障碍因子可能使得扩散至非施肥区的有效 Zn 被土壤吸附固定, 进而转化为无效态 Zn, 最终限制了土壤 DTPA-Zn 向更远的区域扩散迁移。

### 3.3 秸秆还田和 Zn 肥配施对石灰性土壤 Zn 扩散迁移及形态转化的影响

Zn 分组结果表明, 在整个培养期内, 秸秆还田配施 Zn 肥较单施 Zn 显著降低 Carb-Zn 和 Res-Zn 组分占全 Zn 的比例 (图 6), 这可能是较高的活性碳组分如 DOC 和 FA 含量降低了碳酸钙和其他矿物对外源 Zn 的吸附固定所致。外源刚施入土壤的 Zn 在短时间内主要以离子态和交换态存在, 同时, 秸秆还田后土壤活性碳组分如 DOC 和 FA 含量提高, 两者共同作用从而增加了土壤可溶性有机 Zn 复合物的形成, 最终改善了土壤 Zn 有效性及其移动性。前人<sup>[17, 28]</sup>采用重金属形态模型如 NICA-Donnan、Model VI 和 MINTEQA2 等研究发现, 活性碳组分如 DOC 和 FA 可以降低土壤对 Zn 的吸附固定, 增加 DOM-Zn 和 FA-Zn 的含量, 从而提高污染土壤 Zn 有效性和移动性。本研究中, 与单施 Zn 相比, 虽然秸秆还田和 Zn 肥配施并未对施肥区土壤 Lom-Zn 占全 Zn 的比例产生影响 (图 6), 但可能影响了 FA-Zn 和 DOM-Zn 在 Lom-Zn 组分中分布, 最终对土壤 Zn 扩散迁移产生影响。此外, 施肥区土壤 DTPA-Zn 向非施肥区的扩散迁移也可能是导致两个施 Zn 处理间施肥区土壤 Lom-Zn 和 DTPA-Zn 无差异的重要原因。

在整个培养期内, 秸秆还田配合施用 Zn 肥土壤 DTPA-Zn 累积扩散量、扩散距离和扩散比例均高于单施 Zn 处理 (图 3 和图 4)。这与本研究前期的研究结果一致, 前期利用内扩散模型发现添加秸秆后, 土壤对外源 Zn 的吸附固定可降低 2 倍~3 倍, 扩散系数可提高 1.5 倍<sup>[29]</sup>。本研究中, 秸秆还田配施 Zn 肥处理土壤 DTPA-Zn 累积扩散量和扩散比例均随着土壤 FA 和 DOC 升高而增加。因此, 与单施 Zn 相比, 可溶性有机 Zn 复合物的形成可能是导致秸秆还田和 Zn 肥配施土壤 DTPA-Zn 扩散迁移显著提升的主要原因。Sinha 和 Prasad<sup>[9]</sup>研究发现, 添加人工合成的小分子有机酸如 DTPA 和乙二胺四乙酸 (EDTA) 等可以促进 Zn 有机复合物的形成, 进而显著地提高石灰性土壤外源 Zn 的扩散迁移能力。在土壤—植物系统中, 植物根系分泌的有机酸 (柠檬酸、苹果酸等) 是作物提高土壤 Zn 有效性和移动性的重要机制<sup>[30]</sup>。与施用硫酸锌相比, 直接将 EDTA-Zn 均匀撒施或者局部施用均可显著提高 Zn 在石灰性土壤上的迁移<sup>[5, 8]</sup>。可见, 无论是根系分泌、人工合成还是有机物料降解产生的活性或者小分子有机物均在抑制土壤对 Zn 的吸附固定、进而改善外源 Zn 有效性和移动性方面起着重要作用。

### 3.4 培养时间对石灰性土壤 Zn 扩散迁移的影响

单施 Zn 处理和秸秆与 Zn 肥配施处理土壤 DTPA-Zn 累积扩散量和扩散比率均随着时间逐渐降低, 符合颗粒内扩散模型。据此推测, 土壤有效 Zn 组分随着时间推移逐渐扩散进入土壤颗粒内部, 被矿物通过吸附、沉淀和闭蓄等作用固定, 进而转化为无效态 Zn。在 Zn 肥与秸秆配施处理中, 土壤 DTPA-Zn 累积扩散量和扩散比率、无效化速率常数均小于单施

Zn 处理 (表 2), 这可能与两个施 Zn 处理非施肥区土壤 Zn 的存在形态有关。魏孝荣等<sup>[18]</sup> 研究发现, 即使在 pH、碳酸钙及黏粒含量较高的石灰性土壤上, 有机结合态 Zn 也可有效地抑制土壤对 Zn 的吸附固定, 从而维持其活性。此外, 在秸秆与 Zn 肥配施处理中, 土壤 DOC 和 FA 含量随时间的下降也可能是导致土壤 DTPA-Zn 累积扩散量和扩散比率随时间降低的重要原因 (表 4)。DOC 和 FA 分子量较小, 溶解性较好, 不仅可以与土壤 Zn 形成可溶有机 Zn 复合物, 也是土壤微生物更容易利用的碳源<sup>[13, 16]</sup>。研究发现, 在秸秆还田条件下, 微生物迅速生长和繁殖, 导致大量的活性碳组分随时间逐渐被微生物作为碳源消耗<sup>[31]</sup>。伴随着活性碳组分被消耗, 一方面, 减少了活性有机 Zn 复合物的形成; 另一方面, 也导致与土壤活性碳组分结合的 Zn 重新被释放进入土壤溶液而被固定。因此, 秸秆还田配合土施 Zn 肥对于石灰性土壤 Zn 扩散迁移的促进作用可能时效性较差。

## 4 结 论

缺锌石灰性土壤上, 单独添加秸秆并未对土壤有效 Zn 含量及其扩散迁移产生影响。单施 Zn 肥是一种有效提高石灰性土壤 DTPA-Zn 含量的措施, 但是土壤 DTPA-Zn 的最远扩散距离却不足 15 mm (45 d)。与单施 Zn 相比, 秸秆还田配合土施 Zn 肥提高土壤 DTPA-Zn 含量、累积扩散量及扩散比率, 而且最远扩散距离可达 20 mm (45 d)。由此可见, 秸秆还田同时施加 Zn 肥是提升石灰性土壤有效锌含量, 同时兼顾有效 Zn 扩散迁移能力的重要措施。然而, 考虑到室内模拟试验的局限性, 秸秆还田配合土施 Zn 肥对于作物 Zn 吸收、籽粒 Zn 含量及其生物有效性的影响, 尚需进一步研究。

## 参 考 文 献

- [1] Cakmak I. Enrichment of cereal grains with zinc: Agronomic or genetic biofortification? *Plant and Soil*, 2008, 302(1): 1-17
- [2] 郝元峰, 张勇, 何中虎. 作物锌生物强化研究进展. *生命科学*, 2015, 27(8): 1047-1054  
Hao Y F, Zhang Y, He Z H. Progress in zinc biofortification of crops (In Chinese). *Chinese Bulletin of Life Sciences*, 2015, 27(8): 1047-1054
- [3] Alloway B J. Soil factors associated with zinc deficiency in crops and humans. *Environmental Geochemistry and Health*, 2009, 31(5): 537-548
- [4] 陆欣春, 田霄鸿, 杨习文, 等. 氮锌配施对石灰性土壤锌形态及肥效的影响. *土壤学报*, 2010, 47(6): 1202-1213  
Lu X C, Tian X H, Yang X W, et al. Effects of combined application of nitrogen and zinc on zinc fractions and fertilizer efficiency in calcareous soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(6): 1202-1213
- [5] Zhao A Q, Tian X H, Chen Y L, et al. Application of ZnSO<sub>4</sub> or ZnEDTA fertilizer to a calcareous soil: Zn diffusion in soil and its uptake by wheat plants. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2015, 96(5): 1484-1491
- [6] Palmgren M G, Clemens S, Williams L E, et al. Zinc biofortification of cereals: Problems and solutions. *Trends in Plant Science*, 2008, 13(9): 464-473
- [7] Marschner H. *Mineral nutrition of higher plants*. 3rd ed. London: Elsevier, 2012
- [8] Modaihsh A S. Zinc diffusion and extractability as affected by zinc carrier and soil chemical properties. *Fertilizer Research*, 1990, 25(2): 85-91
- [9] Sinha M K, Prasad B. Effect of chelating agents on the kinetics of diffusion of zinc to a simulated root system and its uptake by wheat. *Plant and Soil*, 1977, 48(3): 599-612
- [10] Rattan R K, Deb D L. Self-diffusion of Zn and Fe in soils as affected by pH, CaCO<sub>3</sub>, moisture, carrier and phosphorus levels. *Plant and Soil*, 1981, 63(3): 377-393
- [11] 李昌明, 王晓玥, 孙波. 不同气候和土壤条件下秸秆腐解过程中养分的释放特征及其影响因素. *土壤学报*, 2017,

54(5): 1206–1217

Li C M, Wang X Y, Sun B. Characteristics of nutrient release and its affecting factors during plant residue decomposition under different climate and soil conditions (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2017, 54(5): 1206–1217

- [12] 韩鲁佳, 闫巧娟, 刘向阳, 等. 中国农作物秸秆资源及其利用现状. *农业工程学报*, 2002, 18(3): 87–91  
Han L J, Yan Q J, Liu X Y, et al. Straw resources and their utilization in China (In Chinese). *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2002, 18(3): 87–91
- [13] 杨佳波, 曾希柏. 水溶性有机物在土壤中的化学行为及其对环境的影响. *中国生态农业学报*, 2007, 15(5): 206–211  
Yang J B, Zeng X B. Behavior and environmental impact of soil dissolved organic matter (In Chinese). *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2007, 15(5): 206–211
- [14] 崔娟, 田霄鸿, 陆欣春, 等. 玉米秸秆还田对石灰性土壤 Zn 形态及其有效性的影响. *应用生态学报*, 2011, 22(12): 3221–3226  
Cui J, Tian X H, Lu X C, et al. Effects of returning maize straw into field on the Zn forms and their availability in a calcareous soil (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(12): 3221–3226
- [15] 汪金舫, 刘月娟, 李本银. 秸秆还田对砂姜黑土理化性质与锰、锌、铜有效性的影响. *中国生态农业学报*, 2006, 14(3): 49–51  
Wang J F, Liu Y J, Li B Y. Effects of returning crop straw into Vertisol on the physical and chemical properties and availability of manganese, zinc, copper (In Chinese). *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2006, 14(3): 49–51
- [16] 赵劲松, 张旭东, 袁星, 等. 土壤溶解性有机质的特性与环境意义. *应用生态学报*, 2003, 14(1): 126–130  
Zhao J S, Zhang X D, Yuan X, et al. Characteristics and environmental significance of soil dissolved organic matter (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(1): 126–130
- [17] Christensen J B, Christensen T H. Complexation of Cd, Ni, and Zn by DOC in polluted groundwater: a comparison of approaches using resin exchange, aquifer material sorption, and computer speciation models (WHAM and MIN-TEQA2). *Environmental Science and Technology*, 1999, 33(21): 3857–3863
- [18] 魏孝荣, 郝明德, 张春霞. 黄土高原地区连续施锌条件下土壤锌的形态及有效性. *中国农业科学*, 2005, 38(7): 1386–1393  
Wei X R, Hao M D, Zhang C X. Zinc fractions and availability in the soil of the Loess Plateau after long-term continuous application of zinc fertilizer (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2005, 38(7): 1386–1393
- [19] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 1999  
Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis (In Chinese). Beijing: China Agriculture Press, 1999
- [20] 龚伟, 颜晓元, 王景燕, 等. 长期施肥对小麦-玉米作物系统土壤腐殖质组分碳和氮的影响. *植物营养与肥料学报*, 2009, 15(6): 1245–1252  
Gong W, Yan X Y, Wang J Y, et al. Effects of long-term fertilization on soil particulate organic carbon and nitrogen in a wheat-maize cropping system (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2009, 15(6): 1245–1252
- [21] Li T, Di Z, Yang X, et al. Effects of dissolved organic matter from the rhizosphere of the hyperaccumulator *Sedum Alfredii* on sorption of zinc and cadmium by different soils. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 192(3): 1616–1622
- [22] De Troyer I, Amery F, Moorleghem C V, et al. Tracing the source and fate of dissolved organic matter in soil after incorporation of a <sup>13</sup>C labeled residue: A batch incubation study. *Soil Biology & Biochemistry*, 2011, 43(3): 513–519
- [23] Ma Y B, Uren N C. Effect of aging on the availability of zinc added to a calcareous clay soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, 76(1): 11–18
- [24] Baldwin K R, Shelton J E. Availability of heavy metals in compost-amended soil. *Bioresource Technology*, 1999, 69(1): 1–14
- [25] Gusiatin Z M, Kulikowska D. Influence of compost maturation time on Cu and Zn mobility ( $M_F$ ) and redistribution ( $I_R$ ) in highly contaminated soil. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 74(7): 6233–6246
- [26] Pérez-esteban J, Escolástico C, Masaguer A, et al. Effects of sheep and horse manure and pine bark amendments on metal

- distribution and chemical properties of contaminated mine soils. *European Journal of Soil Science*, 2012, 63(5): 733–742
- [27] Shaheen S M, Tsadilas C D, Rinklebe J. A review of the distribution coefficients of trace elements in soils: Influence of sorption system, element characteristics, and soil colloidal properties. *Advances in Colloid and Interface Science*, 2013, 202(3): 43–56
- [28] Montalvo D, Degryse F, Silva R C D, et al. Agronomic effectiveness of zinc sources as micronutrient fertilizer. *Advance in Agronomy*, 2016, 139: 215–267
- [29] Chen Y L, Cui J, Tian X H, et al. Effect of straw amendment on soil Zn availability and ageing of exogenous water-soluble Zn applied to calcareous soil. *PLoS One*, 2017, 12(1): e0169776
- [30] Rengel Z. Availability of Mn, Zn, and Fe in the rhizosphere. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2015, 15(2): 397–409
- [31] Liebich J, Vereecken H, Burael P. Microbial community changes during humification of <sup>14</sup>C-labelled maize straw in heat-treated and native Orthic Luvisol. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57(4): 446–455

## Effect of Straw Return on Diffusion, Translocation and Transformation of Zinc in Calcareous Soil

CHEN Yanlong JIA Zhou SHI Jianglan LIU Ke WANG Shaoxia TIAN Xiaohong<sup>†</sup>

(*College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Key Laboratory of Plant Nutrition and the Agri-Environment in Northwest China, Ministry of Agriculture, Yangling Shaanxi, 712100, China*)

**Abstract** 【Objective】 Zinc (Zn) deficiency in humans caused by inadequate dietary intake is a nutritional problem, which affects approximately two billion people all over the world. It is well known that low zinc (Zn) availability in soil is an important reason for low Zn content of cereal grain, consequently resulting in Zn malnutrition in humans who rely mainly on cereals as staple food. Organic carbon in soil, especially its labile fraction, plays a decisive role in Zn translocation and transformation through changing soil chemical properties (i.e. pH and carbonate) and complexing and chelating Zn, of which the latter is one of the most important factors controlling solubility and mobility of Zn in the plant-soil system. Nowadays in China, the major approach to improvement of quantity and quality of soil organic carbon in cereal cropland is to incorporate crop straw, instead of the traditional organic manure and compost. When straw is incorporated, changing soil labile organic fractions, soil Zn responds correspondingly in diffusive translocation and transformation, of which the mechanism is still unclear in calcareous soils. 【Method】 In view of the above-mentioned scientific issue, an incubation experiment was carried out in greenhouse, using the half-cell device to evaluate effect of crop straw return on Zn availability (diethylenetriamine penta-acetic extractable Zn, i.e. DTPA-Zn) Zn diffusion and Zn transformation in calcareous soil. The soil treated with ground maize straw (0, 15 g kg<sup>-1</sup> soil) and/or ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O (0, 20 mg Zn kg<sup>-1</sup> soil) was placed in the 10-mm central compartment of the device, leaving the lateral compartments packed with untreated soil. After 45 days of incubation, the soils in the central cell and lateral compartments were collected with a frozen microtome for analysis of soil DTPA-Zn, total Zn, Zn fractions, soil organic carbon and its fractions (i.e. dissolved organic carbon and its SUVA<sub>254</sub>, humic substances, and fulvic and humic acids). 【Result】 Straw return alone significantly increased the concentrations of soil organic carbon and fractions of labile organic carbon (i.e. dissolved organic carbon and fluvic acids), but didn't have much impact on diffusion of DTPA-Zn

due to the weak response of soil DTPA-Zn in concentration in both central cell and lateral compartments. Additionally, straw return alone did not change proportions of Zn fractions in total Zn and it is because most Zn in the soil was strongly fixed in the fraction of residue (Res-Zn) that the response of Zn in transformation to the increased labile organic carbon was weakened in the soil. Zn addition alone significantly increased the fraction of Zn loosely bound to organic matter (Lom-Zn) and its distribution in total Zn; and greatly increased concentration of soil DTPA-Zn and its diffusive translocation in the central cell. However, diffusion of DTPA-Zn was only detected within the radius of 15 mm of the fertilized point after 45 days of incubation, which was attributed to immobilization of the added Zn. DTPA-Zn concentration in the central soil applied with straw and Zn was similar to that in the soil treated with Zn addition alone, but diffusion of DTPA-Zn was detected within the radius of 20 mm of the fertilized point after 45 days of incubation. Furthermore, the former was much higher than the latter in both cumulated diffusion and diffusion rate. The return of straw in addition to Zn application increased the fractions of labile organic carbon, such as dissolved organic carbon and fluvic acids, which inhibited transformation of added Zn into immobilized Zn (i.e. Res-Zn), thus increasing of DTPA-Zn concentration and its diffusion. **【Conclusion】** Consequently, in the case of straw return, Zn addition is a promising practice to increase concentration and diffusion of DTPA-Zn simultaneously in the calcareous soil.

**Key words** Soil DTPA extractable Zn; Diffusion cell; Zn fractionation; Humic substances; Labile soil organic carbon

(责任编辑: 陈荣府)