

水稻对苏打盐碱土锌形态转化的驱动作用研究

张楠, 赵兴敏, 隋标, 王鸿斌, 赵兰坡

(吉林农业大学资源与环境学院, 吉林省商品粮基地土壤资源可持续利用重点实验室, 长春 130118)

摘要: 为了揭示种稻对苏打盐碱土中 Zn 形态转化的驱动作用及其机理, 采用 Tessier 连续提取法研究了松嫩平原不同种稻年限苏打盐碱地水田土壤中不同形态 Zn 含量及其在剖面中的分布特征。结果表明: 盐碱地种稻改良后, 可显著提高土壤剖面各层次中的有效 Zn、交换态 Zn 及有机结合态 Zn 等生物有效态 Zn 的含量, 降低碳酸盐结合态 Zn、氧化物结合态 Zn 及残渣态 Zn 等非生物有效态 Zn 的含量。这种作用在种稻后的第 1 年表现的最为显著, 第 5 年之后进入平缓上升阶段; 种稻对有效 Zn、交换态 Zn 及有机结合态 Zn 等生物有效态 Zn 含量提升的促进作用是随剖面层次的加深而减弱的。相关分析表明, 交换态 Zn 和有机结合态 Zn 分别与 pH 呈显著负相关关系, 而与有机质含量呈显著正相关关系; 碳酸盐结合态 Zn 和氧化物结合态 Zn 与 pH 呈显著正相关; 与有机质含量呈显著负相关关系。说明盐碱土种稻改良后, 土壤 pH 降低和有机碳含量的提升是驱动不同形态 Zn 转化的主要因素。

关键词: 苏打盐碱土; 盐碱土种稻; 锌素形态及转化

中图分类号: S153.1; S511

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2018)04-0285-06

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2018.04.045

Driving Effect of Rice on Form Transformation of Zn in Soda-saline-alkali Soil

ZHANG Nan, ZHAO Xingmin, SUI Biao, WANG Hongbin, ZHAO Lanpo

(College of Environment, Jilin Agricultural University, Key Laboratory of Soil

Resource Sustainable Utilization for Jilin Province Commodity Grain Bases, Changchun 130118)

Abstract: To reveal the driving effect of rice on form transformation of Zn in soda-saline-alkali soil and its mechanism, Tessier continuous extraction method was used to study the content of Zn in different forms in soda-saline-alkali soil and its distribution characteristics in soil profile in Songnen Plain under different planting years. The results showed that the improvement of saline-alkali soil by planting could significantly enhance the contents of available Zn, exchangeable Zn and organism combined Zn, and other bio-available Zn in all soil profile, but reduce the contents of carbonate combined Zn, oxide combined Zn, residual Zn and other non-bio-available Zn. The effect was the most significant in the first year after planting, and then entered the gentle rising stage after the fifth year. The promoting effect of planting on the contents of available Zn, exchangeable Zn, organism combined Zn and other bio-available Zn weakened with the deepening profile level. Correlation analysis showed that exchangeable Zn and organism combined Zn had a significant negative correlation with pH, but a significant positive correlation with organic matter content respectively. Carbonate combined Zn and oxide combined Zn showed a significant positive correlation with pH but a significant negative correlation with the organic matter content, indicating that after saline-alkali soil improvement by planting, the decrease in soil pH and increase in organic carbon contents were the main factors for driving the transformation of Zn in different forms.

Keywords: soda saline-alkali soil; saline alkali soil of rice; forms and transformation of zinc

松嫩平原的盐碱地是我国重要的后备土地资源, 其面积达 342 万 hm^2 , 约占全国盐碱地总面积的 10%^[1]。20 世纪 60 年代以来, 吉林省前郭灌区开始实施种稻改良盐碱地^[2-3], 并形成一套完整的种稻改

良盐碱地的技术体系^[4]。但由于苏打盐碱土中的交换性钠离子含量较高, 致使土壤呈强碱性, 导致土壤中的 Zn 的生物有效性大幅降低, 种稻后易发生水稻缺 Zn 症^[5], 从而制约水稻产量及稻米的品质^[6]。而土壤中

Zn 的生物有效性不仅与总量有关,更与其在土壤中化学形态有关^[7]。因此,了解苏打盐碱土中 Zn 存在的形态、含量,探索盐碱地种稻对土壤中不同形态 Zn 含量的影响及形态相互转化的驱动因素,对于盐碱地水田 Zn 素营养调控及 Zn 肥的科学施用具有重大意义。

关于土壤中 Zn 形态及其相互转化的研究中,较多集中在长期施肥或不同施肥条件下对土壤中 Zn 形态的影响上,王凤仙^[8]研究了长期施肥对黑土 Zn 形态转化及其有效性的影响,发现长期化肥与有机肥配施和长期化肥与有机肥配施锌肥促进了土壤中的 Zn 向植物易吸收的形态转化。陆欣春等^[9]通过研究石灰性土壤上施用锌肥后土壤中 Zn 形态的变化,发现施入 Zn 肥后增加了交换态、有机结合态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态 Zn 含量,但是大部分转化为矿物残渣态 Zn。只有少部分研究集中在种植植物对 Zn 形态之间相互转化的影响,赵晓东等^[10]通过研究种植玉米、大豆、高粱、向日葵、菊花对污灌区土壤 Zn 形态的影响,得出种植植物后土壤交换态 Zn 呈增加趋势,其余形态 Zn 含量呈下降趋势。目前施肥对土壤 Zn 形态影响的研究较多,但作物对土壤 Zn 形态影响的研究相对较少,作物对盐碱地土壤 Zn 形态变化的研究更是少有。本文针对松嫩平原西部盐

碱地,以不同种稻年限的苏打盐碱型水稻土为研究对象,研究水稻对盐碱土 Zn 形态之间相互转化的影响,探讨种稻后不同形态 Zn 各组分在盐碱土中的变化,从而揭示水稻对苏打盐碱土中 Zn 形态转化的驱动作用及其机理。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤采自吉林农业大学设置在吉林省前郭县套浩太乡碱巴拉村的盐碱地改良科研基地,为不同种稻年限的盐碱地改良试验及示范田。其中,种稻 30 年的土样采自 1987 年开垦的盐碱地改良示范田,种稻 20 年的土样为 1997 年开垦的盐碱地改良示范田,种稻 10 年的土样为 2007 年布置的改良示范田,种稻 5 年和 1 年的土样分别为 2012 年和 2016 年春季在本团队指导下农民开垦的生产田。上述所有种稻土壤,均从第 5 年春季开始,坚持每年均施用硫酸锌,用量为 50 kg/hm²。以相邻未开垦的退化盐碱地草原土壤为对照土壤。供试土样均于 2016 年秋季(10 月 10 日)采集,在田间选取有代表性的剖面点,挖掘剖面,按耕层(Ap)、犁底层(P)及心土层(C)采样分层样品,经实验室风干、研磨过筛后备用。供试土壤的理化性质见表 1。

表 1 供试土壤的基本理化性质

种稻 年限/a	土层	土层 厚度/cm	pH	有机质/ (mg·kg ⁻¹)	速效氮/ (mg·kg ⁻¹)	速效磷/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾/ (mg·kg ⁻¹)
0	A	0—12	9.81	13.26	62.4	29.5	121.5
	B	12—25	9.68	12.75	60.7	26.8	116.1
	C	>25	9.46	12.55	60.1	25.7	105.5
1	Ap	0—13	9.52	16.91	64.1	28.1	125.0
	P	13—25	9.54	15.71	62.4	25.9	115.1
	C	>25	9.30	15.57	63.1	26.8	110.8
5	Ap	0—15	9.50	19.52	71.2	29.4	120.6
	P	15—30	9.34	18.64	66.8	27.6	115.7
	C	>30	9.24	17.55	64.7	26.1	106.2
10	Ap	0—17	9.16	20.58	67.5	30.9	118.5
	P	17—30	9.26	18.86	63.4	25.7	114.8
	C	>30	9.14	18.17	65.9	24.4	99.1
15	Ap	0—17	8.84	23.57	65.1	29.7	126.0
	P	17—32	9.01	22.56	64.2	26.4	121.0
	C	>32	8.91	21.54	64.7	23.7	106.9
20	Ap	0—18	8.75	24.69	76.3	26.7	130.5
	P	15—35	8.63	22.95	73.1	25.4	115.0
	C	>35	8.39	22.22	68.9	24.6	104.5
30	Ap	0—18	8.56	23.66	70.1	28.4	121.2
	P	18—40	8.46	22.66	65.4	27.1	116.8
	C	>40	8.21	21.46	66.2	27.3	113.1

1.2 测定指标及方法

土壤 Zn 素形态分级提取采用 Tessier 连续提取法;Zn 的定量采用原子吸收光谱法测定;有效 Zn 采用 DTPA 浸提,原子吸收光谱法测定;全 Zn 采用氢氟酸—硝酸—高氯酸消煮,原子吸收光谱法测定。土

壤基本理化性质的测定按照《土壤农业化学分析方法》^[11]进行。

统计分析:本文中测得数据均为 3 个重复的平均值,试验数据统计分析与作图采用 SPSS 和 Origin 2017 软件进行。

2 结果与分析

2.1 不同种稻年限对土壤全 Zn 与有效 Zn 含量的影响

由图 1 可见,在种稻 0 年的对照土壤剖面(未种稻的退化草原土壤)中,3 个层次土壤的全 Zn 含量均略高于种稻 1 年的土壤剖面。从种稻 1 年开始,随种稻年限的增加,3 个土层中的全 Zn 含量,均呈先上升而后降低的变化趋势。其中,耕层(Ap)土壤全 Zn 含量在种稻 20 年时含量达到最高值,与对照相比提高了 32.31%;犁底层(P)和心土层(C)土壤全 Zn 含量均在种稻 15 年时达最高值,分别比对照提高了 52.47% 和 39.46%。种稻年限达 30 年时,剖面 3 个土层的全 Zn 含量趋于一致,且稳定在 68.50~69.50 mg/kg。种稻 1 年土壤全 Zn 含量略呈下降趋势,可能与种稻后有效含量迅速释放、水稻对锌的吸收利用较多有关。而在种稻 5 年后,全 Zn 含量的增减是 Zn 锌肥连年施用的累积与水稻吸收利用的综合效应造成的。种稻 5~15 年全 Zn 含量上升,可能是由于这 10 年间 Zn 肥累积施用量高于水稻吸收利用量所致,而种稻 15~20 年土壤全 Zn 含量呈下降趋势,可能与种稻 15 年后水稻产量有大幅度提高有关。根据田间调查种稻 15 年水稻产量一般可达 8 000 kg/hm² 以上,种稻 20 年水稻产量更是高达 9 000~10 500 kg/hm²,水稻对土壤中 Zn 吸收利用的量已经高于每年施用 Zn 肥的量。此外,种稻第 15 年时,耕层(Ap)土壤中的全 Zn 含量低于其他两层土壤,可能与种稻条件下 Zn 在剖面中的迁移与水稻吸收利用有关^[12]。

由图 2 可见,随种稻年限的增加,剖面各层次土壤的有效 Zn 含量均呈逐步增加趋势,但增加幅度是随剖面层次和种稻年限的长短有所不同。在耕层(Ap)土壤中,种稻前 10 年间土壤有效 Zn 上升幅度较快,从种稻前对照的 1.09 mg/kg 迅速提升到 1.92 mg/kg,10 年间共提升了 0.83 mg/kg,之后进入缓慢提升阶段,由种稻第 10 年的 1.92 mg/kg 提升到种稻第 30 年的 2.02 mg/kg,20 年间总共提升了 0.10 mg/kg。在犁底层(P)中,种稻前 15 年间土壤有效 Zn 上升幅度较快,从种稻前对照的 0.73 mg/kg 提升到 1.80 mg/kg,15 年间共提升了 1.07 mg/kg,之后进入缓慢提升阶段,由种稻 15 年的 1.80 mg/kg 提升到种稻 30 年的 1.97 mg/kg,15 年间总共提升了 0.17 mg/kg。在心土层(C)中,种稻前 20 年有效 Zn 提升较快,由从种稻前对照的 0.64 mg/kg 提升到种稻第 20 年的 1.19 mg/kg,有效 Zn 含量共提升了 0.55 mg/kg,之后进入缓慢上升阶段,由种稻第 20 年的 1.19 mg/kg 提升到种稻第 30 年的 1.21 mg/kg,10 年间仅提升了 0.02 mg/kg。此外,在相同种稻年限下,不同

层次的土壤有效 Zn 含量均表现出耕层(Ap) > 犁底层(P) > 心土层(C)的规律性。说明种稻对土壤有效 Zn 含量的影响在耕土层土壤中体现的最为显著,随土层的加深影响逐渐减弱并延缓。

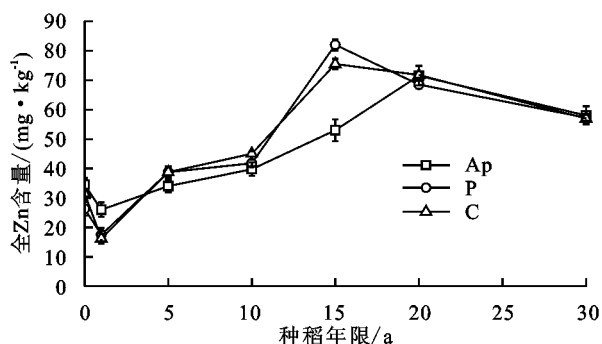


图1 不同种稻年限对土壤中全 Zn 含量的影响

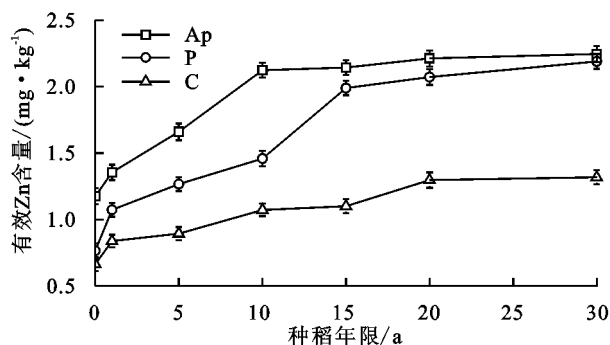


图2 不同种稻年限对土壤中有效 Zn 含量的影响

2.2 不同种稻年限对土壤生物有效态 Zn 含量的影响

交换态 Zn 和有机结合态 Zn 属土壤中的生物有效态 Zn^[13]。从图 3 可以看出,随种稻年限的增长,土壤剖面所有层次的交换态 Zn 含量均呈逐步增加趋势。但不同种稻年限内,交换态 Zn 含量上升的幅度有所不同。其中,种稻前 5 年,交换态 Zn 含量上升较快,第 5 年到 15 年间上升较缓,之后上升幅度又有所加大。同一种稻年限不同层次土壤间比较,交换态 Zn 含量均呈 Ap 层 > P 层 > C 层的趋势。

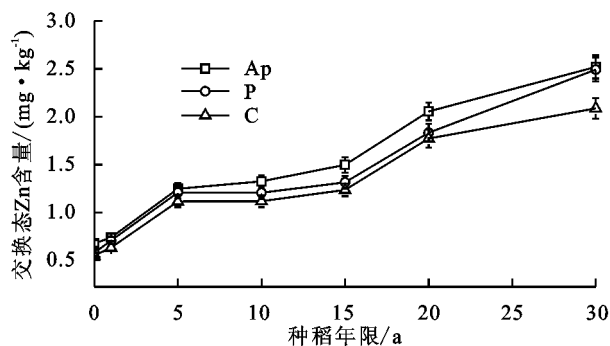


图3 不同种稻年限对土壤中交换态 Zn 含量的影响

有机结合态 Zn 是通过络合或螯合作用存在于土壤腐殖质中或土壤生物体中的 Zn。从图 4 可以看出,随种稻年限的增加,剖面中 3 个层次土壤有机结合态 Zn 含量均呈逐步增加的趋势。其中,种稻 1 年的土壤,其有机结合态 Zn 含量上升的幅度最大,之

后进入平缓上升阶段。同一种稻年限不同层次土壤间比较,有机结合态 Zn 含量也均呈 Ap 层>P 层>C 层的趋势。

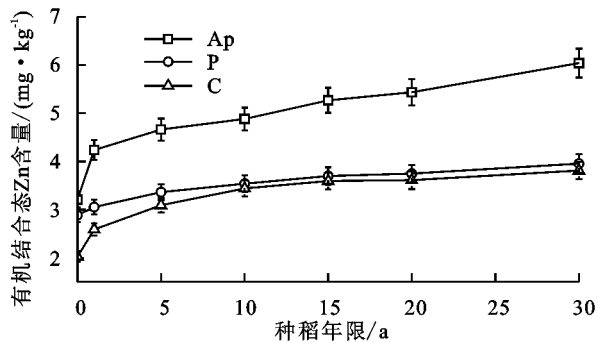


图 4 不同种稻年限对土壤中有有机结合态 Zn 含量的影响

2.3 不同种稻年限对土壤非生物有效态 Zn 含量影响

土壤中非生物有效态 Zn 主要是指采用 Tessier 连续提取法所获得的碳酸盐结合态 Zn、铁锰氧化物结合态 Zn 以及残渣态,这些形态的 Zn 在土壤中较为稳定,一般不能被生物直接吸收利用^[14]。

从图 5 可以看出,随种稻年限的增加,剖面各层次土壤中的碳酸盐结合态 Zn 均呈逐步下降趋势。种稻前 5 年的土壤其碳酸盐结合态 Zn 含量下降幅度最大,之后进入相对平缓下降阶段。同一种稻年限不同层次土壤间比较,碳酸盐结合态 Zn 含量均呈 Ap 层<P 层<C 层的趋势,而且这种趋势在种稻 5~15 年期间差异较大。

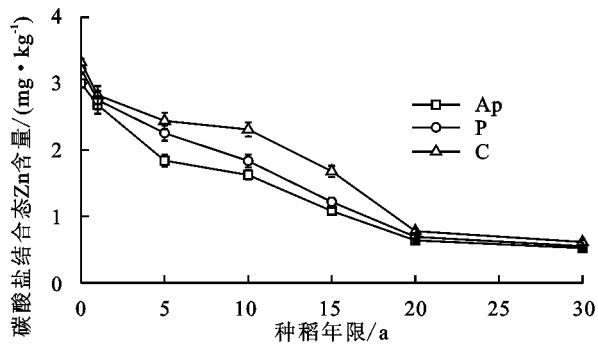


图 5 不同种稻年限对土壤中碳酸盐结合态 Zn 含量的影响

从图 6 可以看出,随种稻年限的增加,剖面各层次土壤中氧化物结合态 Zn 含量均呈逐步下降趋势。而且也是以种稻第 1 年的土壤中下降幅度较大,之后平缓下降。同一种稻年限不同层次土壤间比较,氧化物结合态 Zn 含量均呈 Ap 层>P 层>C 层的趋势。

从图 7 可以看出,种稻 1 年后,Ap 层和 P 层的残渣态 Zn 含量基本上随种稻年限的增加而降低,而 C 层是从种稻 10 年后开始显著降低。未种稻土壤的 Ap 层和 C 层、种稻 1 年土壤 C 层的残渣态 Zn 含量的变化缺乏规律性。同一年限不同层次土壤间比较,多呈 Ap 层>C 层>P 层的趋势。

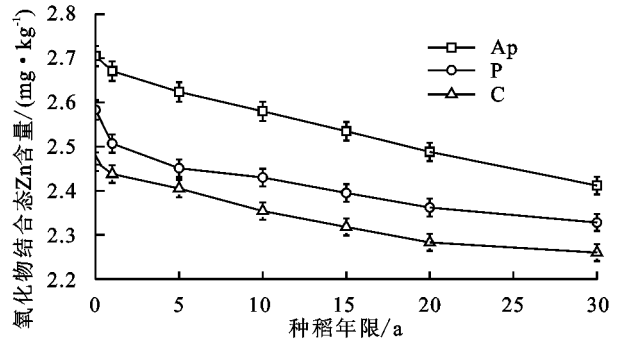


图 6 不同种稻年限对土壤中氧化物结合态 Zn 含量的影响

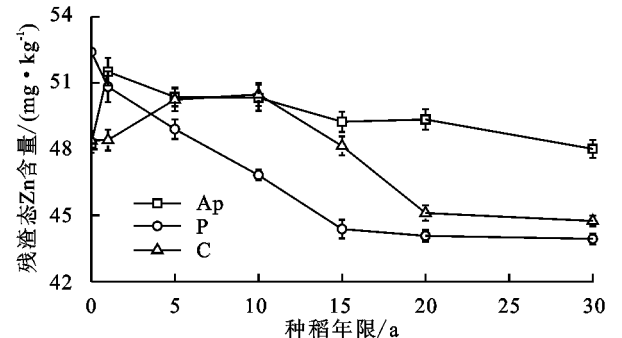


图 7 不同种稻年限对土壤中残渣态 Zn 含量的影响

3 讨论

综上所述,盐碱地种稻后,可显著提高土壤剖面各层次中的有效 Zn、交换态 Zn 及有机结合态 Zn 等生物有效态 Zn 含量,降低碳酸盐结合态 Zn、氧化物结合态 Zn 及残渣态 Zn 等非生物有效态 Zn 的含量,促进后者向前者转化,这种作用效果在种稻后的第 1 年最为显著,之后进入平缓上升阶段。在种稻 5 年之前没有 Zn 肥的施入,在这 5 年间有效 Zn、交换态 Zn 和有机结合态 Zn 等生物有效态 Zn 的含量显著提高,碳酸盐结合态 Zn 和氧化物结合态 Zn 等非生物有效态 Zn 含量显著降低,这说明种稻可以提高 Zn 的生物有效性。种稻 5 年后生物有效态 Zn 的含量仍在提高,非生物有效态 Zn 的含量仍在降低,这是由于种稻第 5 年时 Zn 肥的施入,说明在种稻的条件下施入的 Zn 肥可直接进入了生物有效态 Zn 组分,没有进入非生物有效态 Zn 组分。

为揭示不同形态 Zn 转化的驱动因素,分析了不同形态 Zn 含量与土壤一些理化性质间的相关关系(表 2)。结果表明,土壤有效态 Zn、交换态 Zn 和有机结合态 Zn 含量均与土壤 pH 呈极显著和显著负相关关系(相关系数分别为 $r=-0.468^*$ 、 $r=-0.888^{**}$ 及 $r=-0.437^*$),而与有机质含量呈极显著和显著正相关关系(相关系数分别为 $r=0.762^{**}$ 、 $r=0.864^{**}$ 及 $r=0.745^{**}$)。碳酸盐结合态 Zn 和氧化物结合态 Zn 含量与 pH 呈极显著和显著正相关关系(相关系数分别为 $r=0.909^{**}$ 及 $r=0.471^*$),与有机质含量呈极显著和显著负相关关系(相关系数分别为 $r=-0.856^{**}$ 及 $r=-0.481^*$)。

说明土壤 pH 和有机质含量是驱动土壤不同形态 Zn 转化的重要因素,盐碱土经过种稻改良后,可显著降

低土壤 pH,提升有机碳含量,进而驱动非生物有效态 Zn 向生物有效态 Zn 转化。

表 2 土壤理化性质与不同形态 Zn 的相关性分析

土壤理化性质	交换态	碳酸盐结合态	氧化物结合态	有机结合态	残渣态	有效态
pH	-0.888**	0.909**	0.471*	-0.437*	0.396	-0.468*
有机质	0.864**	-0.856**	-0.481*	0.745**	-0.412	0.762**
CEC	0.525*	-0.610**	-0.172	0.384	-0.221	0.433*
黏粒含量	0.045	-0.019	0.471*	0.500*	0.271	0.426

注: $n=21$; *、** 分别表示 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 的差异显著性水平。

目前已有研究表明,土壤中 Zn 的形态转化主要与土壤 pH 的变化有关。王金鑫等^[15]对新疆石灰性旱地土壤 Zn 的组分分布特征及 Zn 有效性的影响进行了研究,研究发现在石灰性土壤中有有效 Zn 含量与土壤有机结合态 Zn 和碳酸盐结合态 Zn 含量有显著相关关系,而 pH 与碳酸盐结合态 Zn 和有机结合态 Zn 含量有显著相关关系。刘合满等^[16]研究了黄土高原不同类型土壤 Zn 含量以及有效 Zn 的影响因素,发现 pH 是影响有效 Zn 含量的主要因素。林蕾等^[17]研究发现,pH 通过影响氧化物胶体对锌的吸附量,导致有机态、氧化物结合态 Zn 的含量随之变化。商和平等^[18]研究指出,土壤 pH 与交换态 Zn 含量呈负相关关系。红万友等^[19]研究证明蔬菜地土壤中 pH 为影响交换态 Zn 含量的主要因素。以上研究结果均说明了 pH 为影响土壤中 Zn 形态转化及其有效性的重要因素^[20],pH 对 Zn 形态转化的影响是直接和间接的。首先 pH 直接影响 Zn 在土壤中的溶解度,pH 增加 1 个单位,土壤溶液 Zn 离子浓度降低 4~10 倍,Zn 离子的浓度与 pH 负相关达到显著水平^[21];其次 pH 影响了 Zn 在土壤固相上的吸附量和吸收能力,从而改变了 Zn 在土壤中的有效性^[22]。此外,pH 还影响土壤中无机碳的含量,从而影响了碳酸盐的形成与溶解,所以 pH 还间接的影响了碳酸盐结合态 Zn 的含量。pH 的改变导致了土壤中氧化胶体上所带的电荷,当胶体表面所带负电荷时,土壤对 Zn 的吸附能力增强,当胶体表面带正电荷时,土壤对 Zn 的吸附能力减弱,所以 pH 还间接的影响了氧化物结合态 Zn 的含量。

目前也有很多研究证明有机质在不同种类土壤中对 Zn 形态的转化有驱动作用。高文文等^[23]研究了有机质含量对冻融黑土中 Zn 的赋存形态及转化的影响,发现随着土壤有机质的含量增加,交换态 Zn 和氧化物结合态 Zn 含量逐渐递减,有机结合态 Zn 含量显著增加。王浩等^[24]研究了有机质累积对污染土壤中重金属形态的影响,结果表明有机质的累积增加了有机结合态重金属的比例,降低了氧化结合态重金属的比例。关天霞等^[25]研究得出,随着土壤有机质含量增加,氧化物结合态 Zn 含量呈逐渐降低趋

势。以上研究结果均证明有机质含量是影响土壤中 Zn 形态转化最重要的因素之一^[26]。有机质对土壤中 Zn 形态转化的驱动作用也是多方面的。首先土壤有机质分解过程中产生的酸性物质不仅能够降低土壤 pH,而且有机质分解产物与锌形成的络合物溶解度较大较易溶解,从而使土壤有效锌含量增加^[27]。另外,有机质具有大量的官能团对 Zn 离子的吸附能力远远大于其他的矿物胶体,所以有机质间接的影响了氧化物结合态 Zn 的含量^[28]。结构较复杂的有机物质还可与 Zn 形成沉淀而产生固定作用,从而使有机质中含有更多的 Zn,有机结合态 Zn 含量随之增加^[29]。

4 结 论

- (1)盐碱地种稻改良后,可显著提高土壤剖面各层次中的有效 Zn、交换态 Zn 及有机结合态 Zn 等生物有效态 Zn 含量,降低碳酸盐结合态 Zn、氧化物结合态 Zn 及残渣态 Zn 等非生物有效态 Zn 的含量。
- (2)盐碱地种稻对不同形态 Zn 转化的促进作用,在种稻后的第 1 年表现的最为显著,第 5 年之后进入平缓上升阶段;种稻对有效 Zn、交换态 Zn 及有机结合态 Zn 等生物有效态 Zn 含量提升的促进作用是随剖面层次的加深而减弱的。
- (3)土壤 pH 与有机质含量是驱动土壤中不同形态 Zn 相互转化的主要因素。盐碱土经种稻改良后,可显著降低土壤 pH,提升有机碳含量,进而驱动非生物有效态 Zn 向生物有效态 Zn 转化。

参考文献:

[1] 张建锋,宋玉民,邢尚军,等. 盐碱地改良利用与造林技术[J]. 东北林业大学学报,2002,30(6):124-129.

[2] 吕宪国,张为中. 98 嫩江、松花江洪水与流域综合管理[J]. 地理科学,1999,19(1):10-14.

[3] 李秀军. 松嫩平原西部土地盐碱化与农业可持续发展[J]. 地理科学,2000,20(1):51-55.

[4] 梁正伟,杨福,王志春,等. 盐碱胁迫对水稻主要生育性状的影响[J]. 生态环境,2004,13(1):43-46.

[5] 徐晓燕,杨肖娥,杨玉爱,等. 水稻品种对石灰性土壤缺 Zn 耐性机理的研究[J]. 土壤学报,2000,37(3):396-401.

[6] 王人民,杨肖娥. 不同锌离子活度对水稻养分吸收的影响及其基因型差异[J]. 作物学报,2001,27(5):566-574.

- [7] 杨子仪,吴景贵,张修玉,等. 不同类型有机物料对黑土中 Cu、Zn 含量及有效性的影响[J]. 水土保持学报, 2015,29(5):314-319.
- [8] 王凤仙. 长期施肥对黑土锌形态转化及其生物有效性的影响[D]. 哈尔滨:东北农业大学,2010.
- [9] 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[J]. 土壤学报,2010,47(6):1202-1213.
- [10] 赵晓东,谢英荷,李廷亮,等. 植物对污灌区土壤锌形态的影响[J]. 应用与环境生物学报,2015,21(3):477-482.
- [11] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业出版社,1999.
- [12] 魏孝荣,郝明德,田梅霞,等. 长期定位施 Zn 土壤—作物系统 Zn 分布特征研究[J]. 中国生态农业学报, 2005,13(2):96-98.
- [13] 刘娟花,国春慧,陈艳龙,等. 锌肥种类和施用方式对土壤锌形态及有效性的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版),2017,45(4):149-156.
- [14] 郝佳丽,卜玉山,贾峥嵘,等. 不同有机物料与外源锌对土壤锌形态及生物有效性的影响[J]. 农业环境学报, 2015,32(3):263-268.
- [15] 王金鑫,危常州,王肖娟,等. 新疆石灰性土壤锌有效性及其影响因素[J]. 水土保持学报,2012,26(6):297-300,304.
- [16] 刘合满,张兴昌,苏少华,等. 黄土高原主要土壤锌有效性及其影响因素[J]. 农业环境科学学报,2008,27(3): 898-902.
- [17] 林蕾,陈世宝. 土壤中锌的形态转化、影响因素及有效性研究进展[J]. 农业环境科学学报,2013,31(3):221-229.
- [18] 商和平,李洋,张涛,等. 畜禽粪便有机肥中 Cu、Zn 在不同农田土壤中的形态趋势和有效性动态变化[J]. 环境科学,2015,36(1):314-324.
- [19] 红万友,周生路,赵其国,等. 江苏省昆山市农田土壤锌的形态组成及其影响因素研究[J]. 土壤通报,2013,44(1):1233-1239.
- [20] 高美荣,朱波,蒋明富,等. 石灰性紫色土中锌的形态分布及其影响因素[J]. 应用生态学报,1999,10(4):415-418.
- [21] Curtin D. Soil solution composition as affected by liming and incubation[J]. Soil Science Society of America Journal,1983,47(4):701-707.
- [22] 谢忠雷,杨伯玲,包国章,等. 茶园土壤锌的形态分布及其影响因素[J]. 农业环境科学学报,2006,25(增刊 1): 32-36.
- [23] 高文文,刘景双,王洋,等. 有机质对冻融黑土重金属 Zn 赋存形态的影响[J]. 中国生态农业学报,2010,18(1):147-151.
- [24] 王浩,章明奎. 有机质积累和酸化对污染土壤重金属释放潜力的影响[J]. 土壤通报,2009,40(3):538-541.
- [25] 关天霞,何红波,张旭东,等. 土壤中重金属元素形态分析方法及形态分布的影响因素[J]. 土壤通报,2011,4(2):503-512.
- [26] Kirkham M B. Cadmium in plant on pollution soils: Efforts of soil factors, hyperaccumulation, and amendments[J]. Geoderma,2006,137(1/2):19-32.
- [27] 孙花,谭长银,黄道友,等. 土壤有机质对土壤重金属积累、有效性及形态的影响[J]. 湖南师范大学自然科学学报,2011,34(4):82-87.
- [28] 蒋廷惠,胡霁堂,秦怀英. 土壤中锌的形态分布及其影响因素[J]. 土壤学报,1993,30(3):260-266.
- [29] 钟晓兰,周生路,黄明丽,等. 土壤重金属的形态分布特征及其影响因素[J]. 生态环境学报,2009,18(4):1266-1273.

(上接第 284 页)

- [11] 阎姝,潘根兴,李恋卿. 重金属污染降低水稻土微生物商并改变 PLFA 群落结构:苏南某地污染稻田的案例研究[J]. 生态环境学报,2008,17(5):1828-1832.
- [12] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京:中国农业出版社,2000.
- [13] 索龙,潘凤娥,胡俊鹏,等. 秸秆及生物质炭对砖红壤酸度及交换性能的影响[J]. 土壤,2015,6(2):1157-1162.
- [14] 张斌,刘晓雨,潘根兴,等. 施用生物质炭后稻田土壤性质、水稻产量和痕量温室气体排放的变化[J]. 中国农业科学,2012,45(23):4844-4853.
- [15] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soil[J]. Soil Science Society of America Journal,2015,70(5):1719-1730.
- [16] 唐行灿,张民. 生物炭修复污染土壤的研究进展[J]. 环境科学导刊,2014,33(1):17-26.
- [17] 汪宜敏,唐豆豆,张晓辉,等. 玉米秸秆炭对红壤镉吸附及养分含量、赋存形态的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017,36(12):2445-2452.
- [18] 左静,陈德,郭虎,等. 小麦秸秆生物质炭对旱地土壤铅镉有效性及小麦、玉米吸收的影响[J]. 农业环境科学学报,2017,36(6):1133-1140.
- [19] Hofer W. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils[J]. Environmental Pollution,2011,159(12): 3269-3282.
- [20] Wang Q Y, Zhou D M, Long C, et al. Indication of soil heavy metal pollution with earthworms and soil microbial biomass carbon in the vicinity of an abandoned copper mine in Eastern Nanjing, China[J]. European Journal of Soil Biology,2009,45(3):229-234.
- [21] 盛浩,周萍,袁红,等. 亚热带不同稻田土壤微生物量碳的剖面分布特征[J]. 环境科学,2013,34(4):1576-1582.
- [22] 章明奎, Waleign D B,唐红娟. 生物质炭对土壤有机质活性的影响[J]. 水土保持学报,2012,26(2):127-131.