

秸秆粉碎氨化还田对土壤体积质量及持水特性的影响

王增丽¹, 王珍¹, 冯浩^{1,2*}

(1. 西北农林科技大学中国旱区节水农业研究院, 杨凌 712100; 2. 中国科学院水利部水土保持研究所, 杨凌 712100)

摘要: 为尝试解决秸秆还田中秸秆分解缓慢、易诱发病虫害及与作物争氮等问题, 通过室内土柱培养试验对比研究了秸秆粉碎程度及秸秆不同 C/N 值对自身分解速率、土壤体积质量、土壤持水特性的影响。结果表明: 短期内秸秆粉碎程度对秸秆分解速率影响不大, 但粉碎秸秆在试验后期分解速率明显高于长秸秆, 氨化措施可显著加快秸秆的分解速率; 粉碎秸秆对土壤体积质量的减小作用明显较长秸秆为好, 在整个试验期, 粉碎氨化秸秆处理的土壤体积质量均显著低于同时期其他处理; 各处理土壤持水能力差异不大, 但粉碎氨化秸秆能明显增强土壤耐旱性。该结果为探索一种能最大效益发挥秸秆改良土壤作用的秸秆还田新方式提供了一定的参照。

关键词: 秸秆, 分解, 土壤水分, 氨化, 土壤体积质量, 持水特性

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2011.11.040

中图分类号: S152.7

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2011)-11-0211-05

王增丽, 王珍, 冯浩. 秸秆粉碎氨化还田对土壤体积质量及持水特性的影响[J]. 农业工程学报, 2011, 27(11): 211-215.

Wang Zengli, Wang Zhen, Feng Hao. Effects of pulverized and ammoniated straw on soil bulk density and water-holding characteristics[J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(11): 211-215. (in Chinese with English abstract)

0 引言

通过增加土壤中能够胶结土粒的有机胶结物质含量, 能够达到改善土壤结构、土壤水分特性的目的。目前, 秸秆还田已经成为改良土壤结构、维持土壤肥力的重要手段之一。但是, 现阶段秸秆还田以直接还田为主, 还存在分解缓慢、容易诱发病虫害及与作物争氮等问题^[1]。

近年来, 国外有关不同秸秆利用方式在改良土壤结构效果方面的研究较多。研究表明, 秸秆均匀加入土壤较秸秆覆盖更能提高土壤结构的稳定性, 在覆盖情况下甚至可能出现覆盖后土壤结构性能较不施秸秆下降的情况^[2]; 粉碎过的作物秸秆在加入土壤后较长秸秆能迅速改良土壤结构^[3-5]; 低 C/N 的秸秆(如苜蓿秆)较常规作物秸秆, 更能提高土壤结构稳定性^[6-7]。虽然国内有关秸秆还田对土壤结构、土壤肥力的影响的研究也较多, 但大都是对秸秆直接覆盖还田后对土壤造成的影响进行研究, 并没有提出能够解决目前秸秆还田中存在问题的具体方案, 也未能提出能够最大效益发挥秸秆改良土壤作用的秸秆还田方式。

秸秆氨化处理常用于秸秆类饲料的加工储藏上。利用液氨、尿素、碳酸氢铵作氮源氨化后的秸秆 C/N 变低;

同时, 秸秆木质素彻底变性, 酸性洗涤纤维、半纤维素和木质素含量也随之下降, 粗蛋白含量大幅提高^[8]。鉴于此, 本文假定经氨化处理的秸秆在加入土壤后其分解速率会发生变化, 且其对土壤的改良效果会与秸秆直接还田方式有异。

本研究拟通过对秸秆粉碎、氨化处理后施入土壤的方式, 以达到增加土壤中秸秆分布均匀性和降低秸秆 C/N 的目的, 通过室内模拟对比试验, 研究经处理过的秸秆加入土壤后自身分解速率的变化, 及其对土壤体积质量及持水特性的影响, 并反映两种秸秆处理方式对土壤结构的改良作用。并提出一种能够充分发挥秸秆改良土壤结构与土壤水分性状的综合措施, 为充分挖掘农田降水保蓄潜力, 实现土壤水库的高效扩容提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤采自杨凌西北农林科技大学试验地 20~40 cm 壤土, 风干后过 2 mm 筛备用。供试土壤基本性质见表 1。供试秸秆, 为上季小麦秸秆, 收获后晾干储藏于室内, 秸秆 C/N 为 94.73。

表 1 土壤基本性状

Table 1 Basic properties of the tested soil

土壤类型	粒级组成			质地	有机碳质量分数/(g·kg ⁻¹)
	砂粒质量分数/%	粉粒质量分数/%	黏粒质量分数/%		
壤土	25.82	61.13	13.05	粉砂壤土	7.63

注: 粒级组成由 LPSA 法测定。

1.2 试验设计

试验前先将秸秆粉碎至粉末状和 2 cm 长两个水平,

收稿日期: 2011-03-12 修订日期: 2011-05-06

基金项目: 国家 863 计划项目(2011AA100503); 中央高校基本科研业务费专项资金; 高等学校学科创新引智计划(NO. 111-2-16)

作者简介: 王增丽(1974-), 女, 博士生。主要研究方向: 农业水土资源利用与保护。杨凌 西北农林科技大学水利与建筑工程学院, 712100。

Email: wangzengli1201@163.com

*通信作者: 冯浩, 男, 研究员。主要从事水土资源高效利用方面研究。杨凌 中国科学院水利部水土保持研究所, 712100。

Email: nercwsi@vip.sina.com

试验时粉末状秸秆过孔径 1 mm 筛备用。本试验中秸秆氮化方法参考毛华明等^[8]的方法,同时以水溶液形式向秸秆中加入占其干质量 1.33%的尿素(控制加入后秸秆 C/N 为 25/1)、4%的氢氧化钙(过量),溶液总质量为秸秆干质量的 25%,以喷洒方式与秸秆混合均匀,随后装入密闭塑料袋放入人工气候箱中,控制温度为 40℃,48 h 后取出后进行试验。试验共分为 4 个处理:长秸秆处理(C)、粉碎秸秆处理(F)、氮化粉碎秸秆处理(NF),无秸秆处理作为对照(CK)。长秸秆处理(C)、粉碎秸秆处理(F)、氮化粉碎秸秆处理(NF)中分别加入了 20 mm 长秸秆、1 mm 粉碎秸秆及粉碎氮化秸秆(加入秸秆质量均占总质量的 0.5%)。各处理土壤在与秸秆混合均匀后,按 1.25 g/cm³的体积质量,每 5 cm 为一层,分别分层填入内径 10 cm、高 12 cm 的聚氯乙烯(PVC)管中,管的底端用纱布封闭,其装土高度为 10 cm,各处理设 9 次重复。

1.3 测定项目与方法

装土过程中,利用离心机测定初始状态下的各处理的土壤水分特征曲线,测定范围为 0~1.5 MPa,重复测定 3 次。装土结束后,土柱从底部进水浸湿至饱和状态。然后放入人工气候箱中,控制温度为 35℃,控制相对湿度为 70%。控制土柱含水率下限为 80%的田间持水率(以 CK 处理田间持水率进行换算)。如低于此含水率,将土柱做饱和处理,继续放入人工气候箱中培养。培养 30 d 后,取 3 个重复的小土柱,用丘林法测定土壤有机碳含量。同时,用环刀从小土柱中取土,环刀样先用离心机测定土壤水分特征曲线,试验完成后将环刀内土样烘干(105~110℃,24 h),计算土壤体积质量。剩余土柱继续在人工气候箱进行培养,60、90 d 时分别取出 3 个重复,对土壤有机碳、土壤水分特征曲线及土壤体积质量进行测定,方法同前。

秸秆分解残留率^[9]是指有机物料中有机碳以一定时间为尺度矿化分解后的残留率,其计算公式为

$$R_C = [C_{(g1)} / C_{(g)} - C_{(g2)} / C_{(g)}] \times 100\% \quad (1)$$

式中, R_C 为有机碳质量残留率,%; $C_{(g1)}$ 为秸秆加土经一定时间分解后的有机 C 含量,g; $C_{(g2)}$ 为对照土壤经一定时间分解后的有机 C 含量,g; $C_{(g)}$ 为加入的秸秆中有机 C 含量,g。由于在培养期间供试土壤的有机碳也发生分解,添加的秸秆质量则因矿化分解而下降,因此在计算中均进行了校正,即减去对照土壤有机 C 含量。

试验采用 Excel 2003、SPSS15.0 对数据进行处理,利用 Duncan 新复极差法进行多重比较。

2 结果与分析

2.1 不同处理秸秆分解速率分析

有机质在加入土壤中形成稳定团聚体的有效性很大程度上依赖于土壤有机质的分解速率^[10]。通过测定秸秆与土壤混合物中有机碳的含量,虽存在一些误差,但仍能在一定程度上反映秸秆的分解速率^[11-12]。各处理土壤不同时期有机碳含量见表 2。

表 2 不同处理各时期土壤有机碳质量分数
Table 2 Organic carbon contents of different periods under different straw utilization treatments

处理	培养时间/d			
	0	30	60	90
CK	0.763	0.755Bc	0.747Cc	0.740Cc
C	0.988	0.957Aa	0.940Aa	0.929Aa
F	0.988	0.955Aa	0.931ABa	0.908Ab
NF	0.988	0.934Ab	0.890Bb	0.856Bc

注:(CK 为无秸秆处理;C 为长秸秆处理;F 为粉碎秸秆处理;NF 为氮化粉碎秸秆处理。)同列不同小写字母表示差异显著($P < 0.05$),不同大写字母表示差异极显著($P < 0.01$),下同。

由表 2 可知,各处理土壤有机碳含量均随土壤培养过程而降低。在培养前、中期,F 处理土壤有机碳含量均较 C 处理低,差异不显著,90 d 时 F 处理与 C 处理之间差异呈显著性水平;在整个培养期内 F、C 处理土壤有机碳含量均与 CK 差异呈极显著水平。由此可知,在秸秆加入土壤中短期内,秸秆粉碎程度对其分解速率影响不大,随着进一步的培养,粉碎秸秆可显著促进微生物活动,秸秆中的有机碳以微生物呼吸的形式迅速被释放,土壤有机碳质量分数降低,分解速率显著高于长秸秆,这与 Tarafdar^[13]研究结果相似。分析原因,可能与秸秆自身成分有关:秸秆加入土壤后,秸秆中存在的单糖、多糖及蛋白质等易分解的成分得以快速分解,秸秆的粉碎程度对易分解物质分解影响不大;随后,易分解物质分解殆尽,纤维素、木质素等成分的分解速率受秸秆粉碎程度影响显著。由 NF 处理土壤有机碳含量结果可知,秸秆粉碎氮化处理秸秆分解速率最快,90 d 后与 CK、C、F 处理均达到极显著差异,能明显加快秸秆在土壤中的分解,这与氮化处理后秸秆易分解成分含量增加有关。

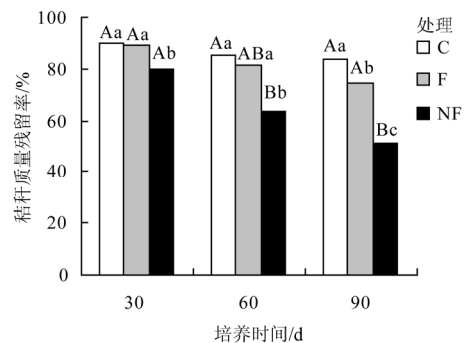


图 1 不同时期各处理秸秆残留率

Fig.1 Residual rates of straw of different periods under different straw utilization treatments

在分析土壤有机碳的基础上,考虑供试土壤本身发生的有机碳分解,再对不同处理的秸秆质量残留率进行分析可进一步了解不同处理秸秆分解的动态变化。各处理不同时期秸秆残留率见图 1。由图 1 可知,各处理秸秆质量残留率与各处理土壤有机碳含量显现规律一致:F 处理较 C 处理可降低秸秆的残留率。在 30、60、90 d 时 F 处理秸秆质量残留率分别较 C 处理低 0.99%、4.67%和 11.11%,且在 90d 时两者间呈显著性差异;NF 处理较 C、

F 处理能显著降低秸秆残留率，促进秸秆快速分解。在 30、60、90 时 NF 处理秸秆残留率分别较 F 处理低 10.48%、22.32% 和 30.95%，且在 90d 时两者间差异呈极显著水平。

2.2 不同处理土壤体积质量分析

各处理各时期土壤体积质量见图 2。由图 2 可知，各处理在经过交替性膨胀、收缩、团聚、压实作用后，土壤体积质量均有所增加，其中 CK 增加最多，30 d 时较装土体积质量 (1.25 g/cm^3) 时增加 15.60%；F 处理 30 d 时土壤体积质量较装土体积质量增加 10.45%，较同时段 CK 体积小 4.45%，且差异显著；NF 处理土壤体积质量较装土体积质量增加较低，仅增加了 7.36%，此时土壤体积质量较 CK 体积小 7.13%，且与 CK 呈显著性差异。结果表明，秸秆经过粉碎、氮化处理后施入土壤可显著降低土壤体积质量，长秸秆处理在培养 30 d 时降低土壤体积质量作用较粉碎秸秆处理小。

随培养时间的增加，由图 2 中 60 及 90 d 时各处理土壤体积质量可知，各处理土壤体积质量增减趋势表现不一致，但 NF 处理土壤体积质量在各对应时段较 CK、C 处理为低，且达到极显著差异。其中，60 d 时 NF 处理土壤体积质量分别较 CK、C、F 处理土壤体积质量低 11.10%、8.28%、7.28%，且差异均达到显著水平；90 d 时 NF 处理土壤体积质量分别较 CK、C、F 处理土壤体积质量分别低 7.92%、4.54%、1.53%，且与 CK、C 处理差异均达到显著水平。利用 Duncan 新复极差法对同处理不同时期土壤体积质量进行多重比较，结果表明，随培养过程的进行，C 处理与 CK 在各时间点测定的土壤体积质量差异不显著。由此可知，长秸秆在分解过程中对土壤结构的改良作用趋于稳定，这可能与长秸秆在 30 d 后秸秆分解速率下降有关。NF 处理 60 d 时土壤体积质量较 30 及 90 d 时土壤体积质量分别低 3.23%、2.92%，差异不显著。分析原因可能与秸秆快速分解、微生物活动强烈，其分泌产物促进土壤团聚体的形成，进而提高了土壤结构的稳定性有关。粉碎氮化秸秆加入土壤后在较长时期内能够持续对土壤体积质量造成影响，但这种作用（显著降低土壤体积质量）的持续作用时间尚需继续研究。

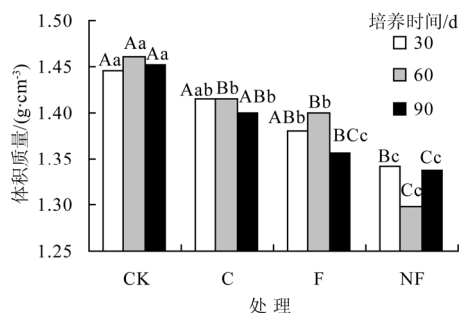


图 2 不同时期各处理土壤体积质量

Fig.2 Bulk densities of different periods under different straw utilization treatments

2.3 不同处理土壤持水释水能力分析

2.3.1 土壤持水能力

不同时期各处理土壤水分特征曲线见图 3。由图 3a 中初始状态时各处理不同土壤水吸力下土壤含水

率可以看出，C 处理土壤持水能力较 CK 有所降低，其他处理与 CK 相比均表现出较高的持水能力，即在相同的土壤水吸力下可保持较高的含水率，在相同的含水率情况下，处理具有较高的土壤水吸力。土壤水吸力为 10 kPa 吸力条件下的土壤含水率为土壤最大毛管持水率，此时的土壤水植物最容易吸收利用。10 kPa 土壤水吸力下，F、NF 处理较 CK 含水率分别增加 3.12%、5.03%；在 1100 kPa 时较 CK 含水率分别增加 1.32%、6.79%。由此可知在未培养状态下，粉碎和氮化处理的秸秆加入土壤后均能提高土壤持水能力，氮化后的效果更优。

由图 3b 中 30 d 时各处理不同土壤水吸力下土壤含水率可知，在经过 30 d 的恒温培养后，各处理土壤持水能力相差不大。C 处理较 CK 显现出较高的土壤持水能力，可能因为在土壤结构形成过程中，C 处理大量毛管被长秸秆截断，在同一吸力下能起到阻碍土壤水分向外运移的作用；F 处理也较 CK 土壤持水能力为高。NF 处理在低吸力段对土壤持水能力有较大提高，在 10 kPa 时土壤含水率较 CK 提高 5.43%，之后土壤含水率较 CK 增加量持续下降，在 400~900 kPa 范围内，NF 处理土壤水分特征曲线与对照土壤水分特征曲线发生交叉，在中吸力段后期土壤持水能力较 CK 稍小。在经过 30 d 的培养后，氮化秸秆较未氮化粉碎秸秆土壤持水能力略低，可能与氮化秸秆中变性蛋白质在低吸力下就释水有关，同时其分解后形成的大孔隙较多，也可能导致其在低吸力段持水能力较 F 为低。比较初始状态、30 d 时不同土壤水吸力条件下土壤含水率值可知，在经过自然培养、压实之后，30 d 时不同土壤水吸力条件下的土壤含水率值均较初始状态时高，由此可知，土壤体积质量对土壤持水能力影响极大。

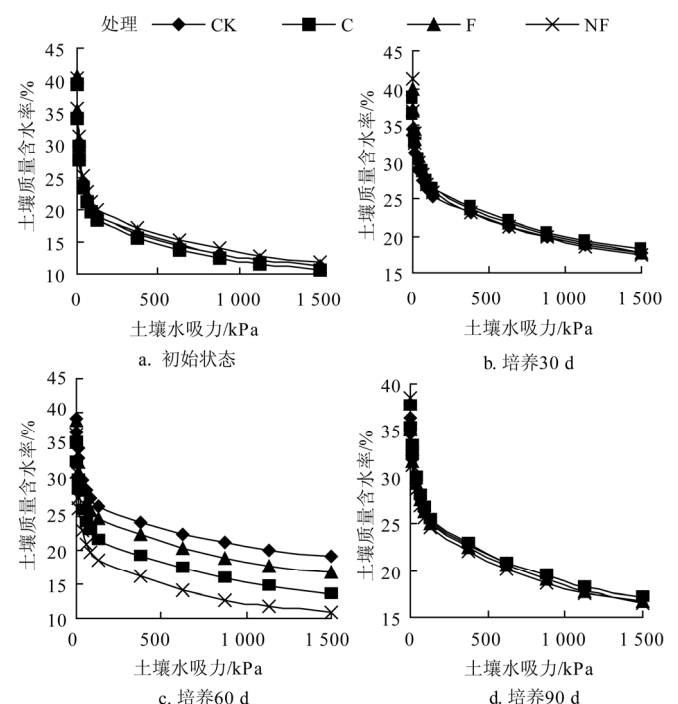


图 3 不同时期不同处理的土壤水分特征曲线

Fig.3 Soil water retention curves of different periods under different straw utilization treatments

由图 3c 中 60 d 时各处理不同土壤水吸力下土壤含水率可知, 60 d 时, 各处理土壤持水能力差异较大。其中, CK 处理表现出较高土壤持水能力, NF 处理表现出较低的土壤持水能力。10 kPa 时 CK 处理土壤含水率较 NF 处理高 22.1%, 1 100 kPa 时 CK 处理土壤含水率较 NF 处理高 40.7%。由此可知, 在低吸力段及中吸力段, CK 处理土壤持水能力均较 NF 处理明显为高, 这可能与 NF 处理体积质量降低有关。邵明安^[14]等研究发现, 在相同吸力下, 小体积质量的土壤具有较大的质量含水率, 质量含水率随着体积质量的增大而呈递减趋势; 但是, 有关体积质量对土壤体积含水率的影响还鲜有研究, 目前体积质量对土壤体积含水率的影响还没有定论。本研究中, NF 处理秸秆的加入在一定程度上改变了土壤本身的性质, 这也可能为造成 60 d 时 NF 处理在中吸力段土壤持水能力较对照下降的原因。由图 3d 可知, 90 d 时各处理在不同土壤水吸力下土壤含水率与 60 d 时测定趋势基本一致, 但处理间的差异减小。其中 NF 处理不同土壤水吸力下土壤含水率较 60 d 时测定值有所提高。结合土壤体积质量变化情况可知, NF 处理不同土壤水吸力条件下土壤含水率的提高与 NF 处理在 60~90 d 培养过程中土壤体积质量增大有关。

2.3.2 土壤释水能力

比水容量(C)为单位吸力变化引起的土壤含水量的变化, 是土壤水分特征曲线的斜率, 是评价各吸力条件下土壤的释水能力的重要指标^[15]。比水容量 C_θ 是土壤含水率 θ 对基模势 ψ 的导数, 即 $C = \Delta\theta / \Delta S$ 。由 Gardner^[16]提出的经验方程 $\theta = AS^{-B}$ 求导得出^[17]

$$C_\theta = d\theta / d\psi = -d\theta / dS = A \cdot BS^{-(B+1)} \quad (2)$$

式中, C_θ 为比水容量, kPa^{-1} ; S 为土壤水吸力, kPa , 其中 $S = -\psi$; 方程中的参数 A 决定曲线的高低, 即持水能力大小, 参数 A 越大土壤持水能力越强; 参数 B 决定曲线的走向, 即土壤含水量随土壤水势降低而递减的快慢程度^[18]。一般认为土壤水吸力为 100 kPa 时的比水容量值可以很好表征土壤释水能力^[19], 即 100 kPa 时的比水容量值越大, 表明土壤的释水性越好。不同时期各处理 100 kPa 时比水容量值见表 3。

表 3 各处理不同时期 100 kPa 时比水容量

Table 3 Specific soil water capacity of different straw utilization treatments under the soil water suction of 100 kPa

处理	培养时间/d			
	0	30	60	90
CK	0.0342Cd	0.0238Bc	0.0275Bc	0.0268Bb
C	0.0347Bc	0.0277Ab	0.0289Bb	0.0280Aa
F	0.0354Aa	0.0293Aab	0.0290Bb	0.0281Aa
NF	0.0352Ab	0.0299Aa	0.0312Aa	0.0287 Aa

由表 3 可知, 初始状态时各处理土壤水吸力为 100 kPa 时比水容量均与 CK 呈显著性差异, 大小依次为 $F > NF > C > CK$, 其中 NF、F、C 处理比水容量分别较 CK 高 3.51%、2.92% 和 1.46%; 30 d 时各处理比水容量(土壤水吸力为 100 kPa) 间的差异较初始状态时减小, 比水

容量值为 $NF > F > C > CK$, 其中 NF、F、C 处理比水容量分别较 CK 高 25.63%、23.11% 和 16.39%; 60 及 90 d 时各处理比水容量呈现规律与 30 d 时基本一致, 60 d 时 NF、F、C 处理比水容量分别较对照高 13.45%、5.45%、5.09%, 90 d 时 NF、F、C 处理比水容量分别较对照高 7.09%、4.85%、4.48%。由此可知粉碎氮化秸秆在加入土壤 30 d 后可明显提高土壤释水能力, 提高作物耐旱性; 随着土壤结构的变化, 各处理不同时期土壤释水能力均有所变化, 但粉碎氮化秸秆在各个时期对土壤释水能力的提高均较粉碎秸秆和长秸秆明显。结合本文 2.3.1 中分析(60 d 时 NF 处理土壤持水能力较 CK 处理低)可知, 60 d 时 NF 处理虽然表现出较低的土壤持水能力, 但其释水能力却较其他处理高, 能稳定提高作物的耐旱性。由表 3 还可看出, 初始状态时土壤释水能力远较 30 d 时高, 这与初始状态各处理土壤体积质量较 30 d 时土壤体积质量为小有关。

3 结论与讨论

1) 秸秆经过粉碎、氮化处理对秸秆分解速率影响显著。在秸秆加入土壤的较短时段内, 秸秆粉碎程度对秸秆分解速率影响不大; 但随着时间的延长, 长秸秆在易分解成分分解结束后, 分解速率会急速下降, 粉碎秸秆分解速率会显著高于长秸秆。粉碎氮化秸秆处理对加入土壤中秸秆的分解速率影响极显著, 能明显促进秸秆在土壤中的分解, 但其对土壤有机碳的提升及稳定性有待进行阶段性研究。

2) 粉碎秸秆及粉碎氮化秸秆措施均能显著降低土壤体积质量, 长秸秆处理降低幅度较粉碎处理小。粉碎氮化秸秆加入土壤后在较长时期内能够持续对土壤体积质量造成影响。由于本试验培养时间相对较短, 粉碎氮化秸秆对土壤体积质量的影响以及土壤体积质量与秸秆在土壤中的分解速率的具体关系尚待继续进行研究。

3) 未培养状态下, 粉碎和氮化处理的秸秆加入土壤后均能提高土壤持水能力, 氮化后的效果更加显著。随着各处理土壤体积质量的变化, 使得各处理土壤持水能力均发生不同程度的提高。粉碎氮化秸秆加入土壤后可明显提高土壤释水能力, 增强作物耐旱性, 这对干旱半干旱地区雨水利用效率的提高具有重要意义, 但其对土壤持水能力的阶段性影响还有待继续研究。

[参 考 文 献]

- [1] 李伟, 蔺树生, 谭豫之, 等. 作物秸秆综合利用的创新技术[J]. 农业工程学报, 2000, 16(1): 14—17.
Li Wei, Lin Shusheng, Tan Yuzhi, et al. Innovated techniques on comprehensive utilization of crop straw[J]. Transactions of the CSAE, 2000, 16(1): 14—17. (in Chinese with English abstract)
- [2] Spaccini R, Piccolo A, Haberhauer G, et al. Decomposition of maize straw in three European soils as revealed by DRIFT spectra of soil particle fractions[J]. Geoderma, 2001, 99(3/4): 245—260.
- [3] Kasteel R, Garnier P, Vachier P, et al. Dye tracer infiltration in the plough layer after straw incorporation[J]. Geoderma, 2007, 137(3/4): 360—369.
- [4] Sonnleitner R, Lorbeer E, Schinne F. Effects of straw, vegetable oil and whey on physical and microbiological

- properties of a chernozem[J]. *Applied Soil Ecology*, 2003, 22(3): 195–204.
- [5] Cabile S D M S, Angeles O R, Johnson-Beebout S E, et al. Faster residue decomposition of brittle stem rice mutant due to finer breakage during threshing[J]. *Soil & Tillage Research*, 2008, 98(2): 211–216.
- [6] Adesodun J K, Mbagwu J S C, Oti N. Structural stability and carbohydrate contents of an ultisol under different management systems[J]. *Soil & Tillage Research*, 2001, 60(3/4): 135–142.
- [7] Tejada M, Hernandez M T, Garcia C. Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties[J]. *Soil & Tillage Research*, 2008, 102(1): 1–9.
- [8] 毛华明, 朱仁俊, 冯仰廉. 饲喂复合化学处理大麦秸颗粒对泌乳牛生产性能的影响[J]. *云南农业大学学报*, 1999, 14(2): 167–170.
Mao Huaming, Zhu Renjun, Feng Yanglian. Effects on the performances of holstein cows fed pelleted barley straw treated with urea and calcium hydroxide[J]. *Journal of Yunnan Agricultural University*, 1999, 14(2): 167–170. (in Chinese with English abstract)
- [9] 张晋京, 窦森, 江源, 等. 玉米秸秆分解期间土壤中有机碳数量的动态变化研究[J]. *吉林农业大学学报*, 2000, 22(3): 67–72.
Zhang Jinjing, Dou Sen, Jiang Yuan, et al. Dynamic changes of organic carbon contents in soil during period of decomposition of corn stalks[J]. *Journal of Jilin Agricultural University*, 2000, 22(3): 67–72. (in Chinese with English abstract)
- [10] Bronick C J, Lal R. Soil structure and management: a review[J]. *Geoderma*, 2005, 124(1/2): 3–22.
- [11] 柳敏, 张璐, 宇万太, 等. 有机物料中有机碳和有机氮的分解进程及分解残留率[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(11): 2503–2506.
Liu Min, Zhang Lu, Yu Wantai, et al. Decomposition process and residual rate of organic materials C and N in soils[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(11): 2503–2506. (in Chinese with English abstract)
- [12] Henriksen T M, Breland T A. Decomposition of crop residues in the field: evaluation of a simulation model developed from microcosm studies[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(10): 1423–1434.
- [13] Tarafdar J C, Meena S C, Kathju S. Influence of straw size on activity and biomass of soil microorganisms during decomposition[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2001, 37(3): 157–160.
- [14] 邵明安, 吕殿青, 付晓莉, 等. 土壤持水特征测定中质量含水量、吸力和容重三者间定量关系 I. 填装土壤[J]. *土壤学报*, 2007, 44(6): 1003–1009.
Shao Ming'an, Lu Dianqing, Fu Xiaoli, et al. Quantitative relationship between mass water content, pressure head and bulk density in determination of soil water retention characteristics I. packed soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(6): 1003–1009. (in Chinese with English abstract)
- [15] 柳云龙, 吕军, 王人潮, 等. 低丘红壤作物易旱与土壤持水供水特性的关系[J]. *浙江大学学报 (农业与生命科学版)*, 2002, 28(1): 42–46.
Liu Yunlong, Lu Jun, Wang Renchao, et al. Research on relationship between crop drought and soil water retention and supply characters in hilly red clayey soil [J]. *Journal of Zhejiang University*, 2002, 28(1): 42–46. (in Chinese with English abstract)
- [16] Gardner W R. Representation of soil aggregate size distribution by a logarithmic-normal distribution[J]. *Soil Science Society of America Proceedings*, 1956, 20: 151–153.
- [17] 沈思渊, 席承藩. 淮北主要土壤持水性能及其与颗粒组成的关系[J]. *土壤学报*, 1990, 27(1): 34–42.
Shen Siyuan, Xi Chengfan. Soil water retention and its relationship with particle size distribution in north anhui province[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1990, 27(1): 34–42. (in Chinese with English abstract)
- [18] 吴文强, 李吉跃, 张志明, 等. 北京西山地区人工林土壤水分特性的研究[J]. *北京林业大学学报*, 2002, 24(4): 51–55.
Wu Wenqiang, Li Jiyue, Zhang Zhiming, et al. Soil water characteristics of plantations in the West Mountains of Beijing[J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2002, 24(4): 51–55. (in Chinese with English abstract)
- [19] 庄季屏, 王伟. 土壤低吸力段持水性质及其与早期土壤干旱的关系研究[J]. *土壤学报*, 1986, 23(4): 306–313.
Zhuang Jiping, Wang Wei. Studies on the relationship between soil water-retention characters in low suction range and the early stage of soil drought [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1986, 23(4): 306–313. (in Chinese with English abstract)

Effects of pulverized and ammoniated straw on soil bulk density and soil water-holding characteristics

Wang Zengli¹, Wang Zhen¹, Feng Hao^{1,2*}

(1. Institute of Water Saving Agriculture in Arid Areas of China, Northwest Agricultural and Forest University, Yangling 712100, China;
2. Institute of Water and Soil Conservation, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Resources, Yangling 712100, China)

Abstract: In order to resolve the problems of slow straw decomposition, crop pests and lack of nitrogen during the straw returning, indoor soil columns experiments were conducted and effects of the soil decomposition rates of powdered straw with different C/N ratios on soil bulk density, soil water holding capacity were analyzed. The results showed that the powdered size of straw had little effect on its decomposition rate in the short term, while the decomposition rate of powdered straw was significantly higher than that of long straw at the later stage. Thus ammoniation could significantly speed up the decomposition rate of straw. Powdered straw decreased soil bulk density more significantly than long straw. Throughout the whole experiment, the soil bulk density of straw treated with powdered and ammoniated straw was significantly lower than that of other treatment after the same incubation. The water-holding capacity of all the straw utilization treatments has little difference, however the powdered and ammoniated straw could significantly increase soil drought tolerance. This research can provide a theoretical basis for exploring a new way of straw returning to get the maximum benefit in soil improvement.

Key words: straw, decomposition, soil moisture, ammoniation, soil bulk density, soil water holding capacity