

秸秆腐熟剂对土壤微生物及养分的影响

于建光, 常志州, 黄红英, 叶小梅, 马 艳, 钱玉婷

(江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 南京 210014)

摘 要: 为了解本研究室于常温下筛选研制的秸秆腐熟剂在土壤中的施用效果, 通过盆钵模拟培养试验, 设置腐熟剂的不同施用方式(单独施用腐熟剂、配施葡萄糖、配施尿素、配施尿素与葡萄糖), 研究小麦秸秆还田施用秸秆腐熟剂后土壤微生物群落特征及养分含量变化, 为该秸秆腐熟剂的产品化及合理施用提供理论依据。结果表明, 秸秆腐熟剂以不同施用方式进入土壤后, 土壤的微生物群落组成与活性相应发生显著变化, *AWCD*、Shannon 多样性指数(*H*)、物种丰富度(*S*)均增大, 早期土壤中细菌和真菌数量增加, 腐熟剂与尿素的配合施用使土壤的基础呼吸和微生物代谢熵显著下降($P<0.05$); 腐熟剂施用加快了小麦秸秆的腐解速度, 腐熟剂施用 90 d 后, 土壤中全磷、速效磷及速效钾的含量均有不同程度的增加, 腐熟剂与尿素的配合施用增幅显著($P<0.05$)。在秸秆还田时, 施用腐熟剂有助于土壤微生物群落活性与多样性的提高, 同时也有利于改善土壤养分状况, 腐熟剂与尿素配合施用的效果最佳。

关键词: 秸秆; 腐熟剂; 微生物; 土壤养分

中图分类号: X712 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2010)03-0563-08

Effect of Microbial Inoculants for Straw Decomposing on Soil Microorganisms and the Nutrients

YU Jian-guang, CHANG Zhi-zhou, HUANG Hong-ying, YE Xiao-mei, MA Yan, QIAN Yu-ting

(Institute of Agricultural Resource and Environmental Sciences, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China)

Abstract: Crop straw returning to field is an important way in the maintenance of agro-ecosystem since it could enhance soil fertility and improve soil structure. In wheat-rice rotation region, microbial inoculants for straw decomposing, which could accelerate straw decomposition and mitigate short-term disadvantage, usually is adopted as an important agricultural measure after crop harvest. We obtained a microbial agent from natural condition and got the inoculants culture. A pot experiment was conducted with different utilization methods of the inoculants for the purpose of assessing its effects on straw decomposition, microbial community and nutrient in wheat straw-incorporation soils. Four application methods of inoculants were established as follows: inoculants(I), inoculants plus glucose(IC), inoculants plus urine(IN), inoculants plus urine and glucose(INC). In this research, average well color development(AWCD) and soil microbial diversity were determined by Biolog Eco micro-plate technique, microbial populations of soil were estimated by plate count method, and soil basal respiration(BR) by titration. Metabolize quotient(qCO_2), was calculated consequently. Soil chemical and physical properties were determined by conventional methods. The results indicated that the soil microbial community structure and activities were obviously influenced by microbial inoculants with all application methods. The values of *AWCD*, Shannon-Wiener diversity index(*H*), and species richness(*S*) increased. Meanwhile, an early-stage increase of the soil bacterial and fungal populations was observed in soils treated with inoculants. In the co-application of microbial inoculants and urea, soil BR and qCO_2 were significantly decreased($P<0.05$), and the decomposition rates of wheat straw in soils were increased in the microbial inoculants application. The contents of soil total phosphorous, available phosphorous and available potassium were increased separately with different application methods of microbial inoculants after ninety days, and the increment were significant($P<0.05$) under the co-application of microbial inoculants and urea. The inoculants were helpful to increase soil microbial activity and diversity and to amend soil nutrient property in straw-incorporated soils.

Keywords: straw; inoculants; microbe; soil nutrient

收稿日期: 2009-07-12

基金项目: 国家科技支撑计划(2006BAD17B01-01)

作者简介: 于建光(1975—), 男, 山西忻州人, 博士, 助理研究员, 研究方向为农业废弃物处理与处置。E-mail: yujianguang@sohu.com

通讯作者: 常志州 E-mail: czhizhou@hotmail.com

秸秆的产生量随粮食单产与总产的提高而逐年增加,但相应的处理技术滞后,由此带来了一系列的环境与社会问题,如大气污染、火灾、水体富营养化等。国内外已采取的诸如秸秆发电、沼气发酵、堆肥等多种处理方法与措施均存在应用局限性而难以大范围推广。秸秆还田作为传统农业生产中的重要组成部分,仍是秸秆处理与综合利用中的最主要措施之一。尽管已有的报道大多肯定秸秆还田的养分效应、作物增产作用、环境以及生态效应^[1-4],但秸秆进入土壤后的有机酸积累^[5]、腐解缓慢以及对耕作与农艺操作等的不利影响还是限制了它的推广。而加快土壤中秸秆的腐解成为秸秆还田技术中的研究热点,在诸多技术中,添加秸秆腐熟菌剂由于成本低,操作简单等而深受欢迎。

已有的报道所筛选出的秸秆腐熟剂大多为单一菌种且降解效果多限于滤纸或应用条件较严格^[6-8],本实验室在大量工作的基础上,筛选出一组可在常温下使用,稳定的秸秆腐解混合菌群(腐熟剂),在纯培养秸秆腐解试验中表现出突出的效果,为进一步检验其施入土壤中的定殖、扩繁及降解功效等,设计本试验对该腐熟剂的应用以及产品化提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

试验设置5个处理:对照(CK)、施用腐熟剂(I)、施用腐熟剂配施葡萄糖(IC)、施用腐熟剂配施尿素(IN)、施用腐熟剂配施尿素与葡萄糖(INC),其中IC、IN和INC处理以满足腐熟剂中微生物对碳、氮的需求而设置。

供试土壤取自江苏省姜堰市,所在田块长期稻麦轮作,土壤风干过2 mm筛备用,其基本性状为:有机碳 $16.95\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、全氮 $2.47\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、碱解氮 $231\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、速效磷 $17\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、速效钾 $240\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。试验容器为不透底的塑料盆钵,每盆钵装风干土400 g,供试小麦秸秆采自与土壤同样的田块,小麦秸秆的基本性状为:有机碳 $449.43\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、全氮 $3.36\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、全磷 $1.56\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、全钾 $4.52\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$;小麦秸秆经粉碎至4 mm左右,每盆钵加秸秆8 g,与土壤充分混匀;每处理盆钵数为27个,总计135个。供试秸秆腐熟剂由本研究室于常温下筛选获得,该腐熟剂为微生物混合菌群,包括细菌、真菌与放线菌(详细资料未公开),有效菌数为 $8.42\times 10^9\text{ cfu}\cdot\text{mL}^{-1}$ 。秸秆腐熟剂在施用腐熟剂处理(I、IC、IN和INC)中以液态形式施用,其用量为每盆

10 mL,在CK处理盆钵中施用10 mL经高温灭菌不接种微生物混合菌的培养液,以抵消施用腐熟剂处理中由腐熟剂所引入的养分;施用葡萄糖处理中(IC与INC)葡萄糖用量为每盆0.8 g;施用尿素处理(IN与INC)中尿素施用量按其纯氮量占秸秆重1.8%施用,用量为每盆0.308 g;所有处理施用的无机磷、钾肥用量一致,而IN与INC中施用尿素。

所有盆钵置于恒温箱中暗室培养,保持温度为 $25\text{ }^{\circ}\text{C}$,每隔7 d称重法加水保持土壤湿度为其田间最大持水量的80%~60%。土壤采样时间为第15、30、45、60、75、90 d,其中在15、45、75 d时每处理分别采样3盆,而在30、60、90 d采样时每处理分别采样6盆(3盆用于秸秆重量损失分析,3盆用于土壤分析),土壤采样时进行破坏性采样,将土壤充分混匀,仔细捡去秸秆残体,部分鲜样保存于冰箱中用于微生物群落及活性分析,部分土壤样品风干用于养分分析。

1.2 分析方法

秸秆残留率测定采用土壤筛分法:将土壤与秸秆混合物全部倾倒入0.5 mm筛上,用水冲洗,直至筛上无土壤颗粒为止,将筛上的秸秆用水转移至烧杯中, $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 烘干至恒重,为秸秆残留量,秸秆残留量与秸秆的初始重量比值为秸秆残留率。细菌、真菌、放线菌计数采用稀释平板法,细菌为牛肉膏蛋白胨培养基,真菌为马丁氏培养基,放线菌为高氏一号培养基。微生物量碳氮(MBC/MBN)测定采用氯仿熏蒸浸提法^[9-10]。土壤基础呼吸(BR)测定采用 $28\text{ }^{\circ}\text{C}$ 恒温培养24 h碱液吸收法。Biolog碳源法测定采用Eco板进行(Biolog inc.)。土壤养分测定采用常规分析方法^[11]:土壤有机碳(SOC)采用重铬酸钾容量法-外加热法,土壤全氮(TN)采用半微量凯氏定氮法,土壤全磷(TP)采用 $\text{HClO}_4\text{-H}_2\text{SO}_4$ 消煮-钼锑抗比色法,土壤碱解氮(Avail N)采用碱解扩散法,土壤速效磷(Avail P)采用 NaHCO_3 浸提-钼锑抗比色法,土壤速效钾(Avail K)采用 NH_4OAc 浸提-火焰光度法。

1.3 数据处理及统计

数据整理及统计采用Excel和SPSS(11.0)软件进行;处理间差异采用邓肯法;Biolog群落差异采用主成分分析法;Biolog碳源总体反应应用AWCD表示,其计算表达式为: $AWCD=[\sum(C-R)]/31$,其中C是所测得31个反应孔的吸光值,R是对照孔的吸光值。微生物群落多样性指数取48 h时OD值进行计算,Biolog碳源利用丰富度(S)指各孔OD值经对照孔OD值校正后相对吸光值大于零的孔数;Shannon多

样性指数 $H = -\sum P_i(\ln P_i)$, $P_i = (C-R)/\sum (C-R)^{[12]}$ 。

2 结果与分析

2.1 接种腐熟剂后土壤微生物菌落数及生物量的变化

试验进行至第 30 d 时,所有处理土壤中可培养的 3 大菌的菌落数依次为细菌>放线菌>真菌;相比于 CK,I 与 IC 处理的细菌、真菌与放线菌数量未发生显著变化,INC 处理的细菌数量显著增加($P<0.05$),IN 与 INC 处理的真菌数量显著增加($P<0.05$),IN 与 INC 处理的放线菌数量未发生显著变化(表 1)。第 60 d 时,不同处理间细菌数量未有显著差异,INC 处理的菌落数相比于第 30 d 时明显下降,I 与 IN 处理的真菌数量显著多于 CK($P<0.05$),而 IN 与 INC 处理的放线菌数量显著多于 CK($P<0.05$)。第 90 d 时,INC 处理的细菌数量显著多于对照,I 与 IC 处理的真菌数量显著少于 CK 处理($P<0.05$),IC、IN 与 INC 处理的放线菌数量显著少于 CK 处理($P<0.05$)。总之,施用秸秆腐熟剂 30 d 时,土壤中细菌与真菌数量有增加趋势,特别是腐熟剂与尿素配合施用,而在 60 d 与 90 d 时 3 大菌的数量变化不规则。

第 30 d 与 60 d 时所有处理的 MBC 含量分别介于 315~382 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 890~1 020 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 间,两个观测时段不同处理间差异均不显著;第 90 d 时,施用腐熟剂配施尿素与葡萄糖显著增加了 MBC 含量($P<$

0.05),而施用葡萄糖也有助于增加 MBC 含量(IC>I、INC>IN, $P<0.05$),如表 2 所示。

所有处理的 MBN 含量均是在第 30 d 时较低,60 d 时最高,90 d 时下降;施用腐熟剂不施尿素(I 与 IC)在所有观测时段未使土壤 MBN 含量发生显著变化,而施用腐熟剂配施尿素(IN 与 INC)土壤的 MBN 含量在第 30 d 和 60 d 时均显著增加($P<0.05$),90 d 时差异消失,似乎表明尿素的施用影响 MBN 含量变化且其影响随时间而逐渐减弱。

相比于 CK,I 处理只在第 30 d 时显著减小了 MBC/MBN 值($P<0.05$);IC 处理在所有观测时段未显著改变 MBC/MBN 值;施用腐熟剂配施尿素在第 30 d 与 60 d 时均显著减小了土壤的 MBC/MBN 值($P<0.05$),90 d 时差异消失,MBC/MBN 值的变化深受同期 MBN 含量变化的影响(表 2)。

2.2 微生物群落基础呼吸与代谢熵的变化

表征土壤微生物群落对所在基质利用活性的基础呼吸不论在何种处理中,均是第 60 d 时的值最高,而第 30 d 和 90 d 时的值较低(表 3)。在所有观测时段,单施腐熟剂不施尿素未显著改变土壤的基础呼吸,而施腐熟剂时配施尿素均显著降低了土壤的基础呼吸($P<0.05$),两种腐熟剂施用方式下配施葡萄糖均未影响基础呼吸。

代谢熵($q\text{CO}_2$)在所有处理中均是随时间快速降

表 1 接种腐熟剂后土壤中微生物菌落数的变化

Table 1 Changes of microbial numbers in soils as influenced by microbial inoculants

处理	细菌(Bacteria)/ $\times 10^7$ cfu $\cdot\text{g}^{-1}$			真菌(Fungi)/ $\times 10^4$ cfu $\cdot\text{g}^{-1}$			放线菌(Actinomycete)/ $\times 10^5$ cfu $\cdot\text{g}^{-1}$		
	30 d	60 d	90 d	30 d	60 d	90 d	30 d	60 d	90 d
CK	4.29(1.14)b	4.47(0.80)a	3.04(1.12)bc	2.02(1.21)c	0.28(0.09)c	2.19(0.78)a	7.45(2.78)a	2.58(0.46)b	7.66(1.25)a
I	3.35(0.80)b	3.89(0.85)a	3.24(1.06)b	3.55(0.95)bc	1.14(0.13)a	0.41(0.10)b	6.91(1.47)a	4.34(1.00)ab	8.40(0.14)a
IC	5.50(1.51)b	2.82(0.13)a	1.82(0.62)bc	5.12(1.52)abc	0.53(0.15)bc	0.60(0.31)b	4.52(0.73)a	3.22(0.35)ab	3.30(1.03)c
IN	6.34(2.02)b	4.29(0.94)a	2.00(1.27)c	8.55(2.44)a	0.90(0.34)ab	2.34(0.78)a	6.91(1.68)a	5.08(1.65)a	2.83(0.76)c
INC	10.08(1.18)a	4.32(1.22)a	5.28(0.41)a	6.77(0.75)ab	0.71(0.07)abc	1.56(0.54)ab	6.63(1.15)a	5.16(1.47)a	5.80(0.25)b

注:平均值 $\pm$ 标准差($n=3$),同列不同字母表示处理间差异显著($P<0.05$),下同。Numbers are means of three replicates with one deviation in parentheses. In each row, values followed by different letters are significantly different at $P<0.05$ using Duncan' test, the same below.

表 2 接种腐熟剂后土壤微生物量的变化

Table 2 Changes of soil microbial biomass carbon and nitrogen as influenced by microbial inoculants

处理	微生物量碳(MBC)/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$			微生物量氮(MBN)/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$			微生物量碳氮比(MBC/MBN)		
	30 d	60 d	90 d	30 d	60 d	90 d	30 d	60 d	90 d
CK	357.39(70.61)a	890.98(29.72)a	865.26(20.17)bc	52.25(22.24)b	203.35(20.77)b	108.87(9.72)a	6.87(0.34)a	4.42(0.59)a	8.00(0.85)a
I	315.82(48.61)a	1 020.56(101.83)a	817.80(11.88)c	81.28(12.76)ab	209.67(23.43)b	121.54(11.45)a	3.89(0.01)b	4.87(0.06)a	6.90(0.55)a
IC	352.83(5.08)a	915.42(105.26)a	923.95(39.36)ab	58.87(3.43)b	192.87(24.30)b	113.30(16.96)a	6.00(0.26)a	4.76(0.33)a	7.34(0.02)a
IN	357.65(8.07)a	894.71(36.09)a	900.99(50.15)b	122.71(0.43)a	265.10(7.06)a	147.16(40.01)a	3.08(0.30)b	3.38(0.22)b	6.46(1.91)a
INC	382.66(76.00)a	977.77(72.91)a	988.08(45.72)a	114.17(28.37)a	291.16(11.18)a	140.00(21.06)a	3.53(1.31)b	3.63(0.41)b	7.17(1.18)a

低,相比于对照,在所有观测时段,除施用腐熟剂与葡萄糖在第30 d时显著增大 $q\text{CO}_2$,单施腐熟剂不施尿素未对 $q\text{CO}_2$ 产生影响;施腐熟剂时配施尿素在第60和90 d均显著降低了 $q\text{CO}_2$ ($P<0.05$),第30 d时无影响;两种腐熟剂施用方式下配施葡萄糖亦未影响 $q\text{CO}_2$ (表3)。

2.3 Biolog 测定中AWCD动态变化

土壤中加入腐熟剂后,Biolog Eco板31孔碳源测定的以AWCD表征的相应土壤中的微生物群落活性出现差异,在3个观测时段,施用腐熟剂的所有处理在培养期内的AWCD值均大于对照处理,尤以第90 d时明显,表明秸秆腐熟剂施用增强了土壤微生物对Biolog碳源的综合利用能力;IC处理相比于I处理的AWCD值在第30 d时略有升高,在第60 d时差异较明显,而在第90 d时差异消失,INC处理的AWCD值高于IN处理,且差异随观测时段的延长而增大,表明腐熟剂施用时代施葡萄糖有助于增强土壤微生物对Biolog碳源的综合利用能力;施用尿素使AWCD值在所有观测时段均下降($\text{IN}<\text{I}$, $\text{INC}<\text{IC}$),尤以第90 d时明显(图1),似乎显示尿素对土壤微生物群落产生一定的负作用。

本试验中土壤混施秸秆施用腐熟剂后微生物群落对Biolog碳源的综合利用能力有随时间而逐步下降的趋势,体现在所有处理不同观测时段的AWCD值均为第30 d和60 d时较大且数值接近,第90 d时较小,CK处理的AWCD值在所有观测时段均最小,而IC处理的AWCD值在所有观测时段均最大。

2.4 微生物群落碳源利用差异主成分分析

Biolog Eco板测定中的31孔碳源为不同的反应底物,可表征为不同的指标,各孔OD值经主成分提取后可得公因子,公因子1与公因子2均对应于所代表的碳源,若公因子值较大,则该处理对公因子所代表的碳源的利用程度高。由图2知,添加秸秆的土壤中施用腐熟剂后,土壤中微生物群落对碳源的利用出现了明显分异,在所有的观测时段,均是对照处理的PC1与PC2得分较低,而施用腐熟剂处理的PC1与PC2得分较高,且I与IC较接近,而IN与INC较接近。

2.5 土壤微生物群落多样性指数变化

腐熟剂以不同方式加入土壤后,土壤微生物群落Shannon多样性指数(H)及丰富度(S)在所有观测时段均有不同程度的增大,特别是施用腐熟剂不施尿素

表 3 接种腐熟剂后土壤微生物呼吸及代谢熵变化
Table 3 Changes of soil basil respiration and microbial respiration quotient as influenced by microbial inoculants

处理	基础呼吸(BR)/mg CO ₂ -C·kg ⁻¹ ·d ⁻¹			代谢熵($q\text{CO}_2$)/μg CO ₂ -C·mg ⁻¹ C _{mic} ·h ⁻¹		
	30 d	60 d	90 d	30 d	60 d	90 d
CK	69.35(0.78)a	108.41(12.42)a	61.61(9.35)a	7.29(0.11)b	5.08(0.74)a	2.96(0.42)a
I	75.65(6.07)a	103.18(4.55)a	68.70(2.33)a	8.25(0.69)ab	4.23(0.31)abc	3.50(0.11)a
IC	77.23(4.33)a	102.41(0.53)a	67.22(12.58)a	8.90(0.58)a	4.70(0.55)ab	3.22(0.42)a
IN	59.87(5.01)b	80.29(4.65)b	40.02(4.47)b	7.65(1.08)ab	3.75(0.31)bc	1.85(0.11)b
INC	55.87(0.70)b	82.06(0.46)b	43.43(3.95)b	7.07(0.54)b	3.41(0.28)c	1.70(0.09)b

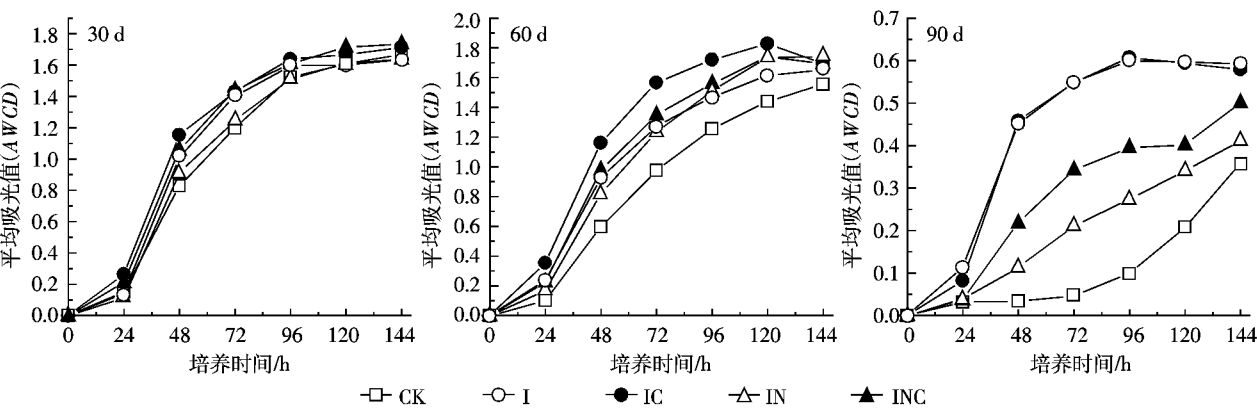


图 1 接种腐熟剂后土壤 Biolog 平均吸光值日动态
Figure 1 Dynamic of average well color density of Biolog under different treatments

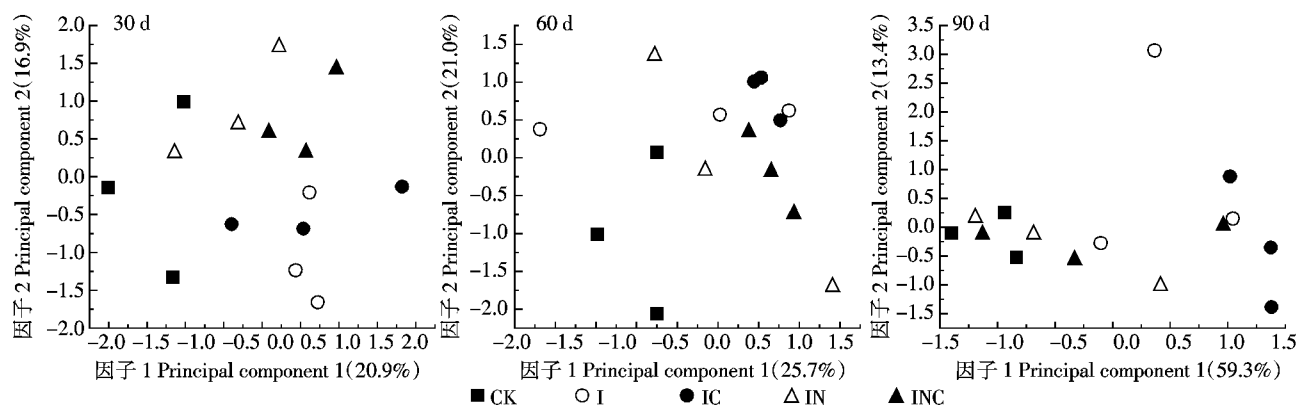


图2 不同处理在31种碳源利用主成分分析所提取公因子上的载荷图

Figure 2 Ordination plot produced from PCA of all soils. Scores of each sample for the first and second PCs are plotted

时(I与IC);施用腐熟剂时配施尿素使土壤微生物群落的 Shannon 多样性指数在所有观测时段均有减小的趋势(IN<I, INC<IC),似乎表明尿素对土壤微生物产生一定的毒害作用;所有处理的 Shannon 多样性指数与丰富度均有随观测时段减小的趋势,尤以第90 d时下降明显,而不同处理间无显著差异(表4)。

2.6 接种腐熟剂后土壤中秸秆残留率变化

小麦秸秆混施入土壤后,所有处理的秸秆残留率均随时间逐步下降,尤以前30 d的降幅大,培养结束时,秸秆残留率为22%至42%(图3)。相比于对照处理,在所有观测时段,I处理加快了小麦秸秆在土壤中的降解。而IC处理培养75 d均不利于秸秆的降解,在培养结束时影响消失。IN与INC处理均可加速小麦秸秆在土壤中的降解,在接种腐熟剂配施尿素的基础上,施用葡萄糖并不对秸秆降解产生明显影响。

2.7 土壤养分含量变化

小麦秸秆施入土壤经90 d后,各处理土壤有机碳的含量无显著差异(表5);单施用腐熟剂不施尿素(I与IC)没有显著影响土壤全氮含量;相比于CK,IN与INC土壤的全氮含量显著增加($P<0.05$),而IN与INC间无显著差异。I处理与CK相比未使土壤全磷含量发生显著变化,而IC、IN与INC处理均使土壤全

磷含量显著增加($P<0.05$),在施用腐熟剂和施用腐熟剂与尿素基础上再配施葡萄糖有利于土壤全磷含量的增加,但差异均未达显著水平。

与对照相比,单施用腐熟剂和施用腐熟剂配施葡萄糖使土壤碱解氮的含量略有增加,施用腐熟剂配施尿素的两种处理(IN与INC)均使土壤碱解氮的含量显著增加($P<0.05$),碱解氮含量的变化表明腐熟剂与葡萄糖施用不对其产生影响,而尿素的添加对其影响明显。相比于对照,所有施用腐熟剂处理均显著提高

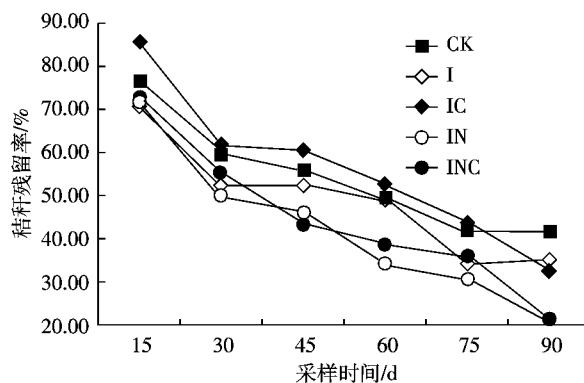


图3 接种腐熟剂后土壤中秸秆残留率动态变化

Figure 3 Changes of straw residual rate in soils as influenced by microbial inoculants

表4 接种腐熟剂后土壤微生物群落多样性指数变化

Table 4 Changes of soil microbial community diversity index as influenced by microbial inoculants

处理	Shannon 多样性指数(H)			丰富度(S)		
	30 d	60 d	90 d	30 d	60 d	90 d
CK	3.00(0.06)b	2.90(0.12)c	2.33(0.07)c	29(1)a	24(3)b	21(2)b
I	3.11(0.04)a	3.11(0.03)a	2.96(0.01)a	30(1)a	29(2)a	26(1)a
IC	3.15(0.01)a	3.15(0.02)a	3.17(0.01)a	30(2)a	31(0)a	29(2)a
IN	3.02(0.03)b	2.95(0.04)bc	2.62(0.12)b	29(1)a	31(0)a	26(2)a
INC	3.15(0.05)a	3.05(0.02)ab	2.39(0.15)bc	30(1)a	30(1)a	23(2)b

表 5 接种腐熟剂后土壤养分含量变化

Table 5 Nutrient content in soils as influenced by microbial inoculants

处理	有机碳(SOC)/g·kg ⁻¹	全氮(TN)/g·kg ⁻¹	全磷(TP)/g·kg ⁻¹	碱解氮(Avail N)/mg·kg ⁻¹	速效磷(Avail P)/mg·kg ⁻¹	速效钾(Avail K)/mg·kg ⁻¹
CK	20.24(0.60)a	2.08(0.05)b	1.71(0.13)c	236.95(5.48)b	17.26(0.23)c	270.25(2.76)b
I	19.93(0.94)a	2.03(0.08)b	1.79(0.10)bc	248.25(12.27)b	18.95(0.35)b	272.23(3.71)b
IC	19.92(0.41)a	2.04(0.01)b	1.97(0.05)ab	247.45(11.38)b	18.47(0.17)b	266.44(8.84)b
IN	19.68(0.59)a	2.25(0.01)a	1.90(0.04)ab	284.10(6.93)a	20.68(0.86)a	292.59(8.06)a
INC	19.73(0.52)a	2.20(0.01)a	1.98(0.01)a	275.45(9.40)a	20.95(1.26)a	285.94(2.47)a

了土壤中速效磷的含量 ($P<0.05$), 特别是 IN 与 INC 处理, 即施用腐熟剂与尿素均可显著增加土壤速效磷含量, 而葡萄糖的施用不对土壤速效磷含量产生影响。相比于 CK, I 与 IC 处理的土壤速效钾含量未有显著变化, IN 与 INC 处理的土壤速效钾含量显著增加 ($P<0.05$), 即土壤中小麦秸秆在施用腐熟剂时添加尿素可显著增加土壤速效钾含量。

3 讨论与结论

混施秸秆的土壤中施用腐熟剂特别是同时施用腐熟剂与尿素经 30 d 时, 土壤中的细菌和真菌数量较对照多, 似乎表明腐熟剂中微生物具有较强的定殖与扩繁能力, 由于土壤中的大多数微生物是未培养的或不可培养的^[3], 在第 60 d 与 90 d 时, 上述现象消失或变化不规则, 体现了微生物菌剂接种作用的消失或土壤微生物群落变化的复杂性。土壤微生物量碳表征土壤中微生物的数量, 已有文献表明土壤微生物对进入土壤秸秆碳的利用周转速度要快于原有土壤的, 但土壤原有碳仍是土壤微生物活动所需能量和养分的主要来源^[4], 试验中 MBC 含量在采样前期的差异不明显而在终期时出现差异, 可能是源于土壤中有机质组成和含量的差异所致。尿素的施用影响 MBN 含量变化, 但其影响随时间而逐渐减弱的原因可能是不施用尿素处理中秸秆腐解, 或土壤有机氮矿化增加氮的供应而使不同处理间微生物可利用的土壤氮含量随时间趋于一致所致。微生物量碳氮比可反映微生物群落的结构信息, 一般情况下细菌的微生物量碳氮比较低, 真菌较高, 放线菌介于二者之间^[5]。试验中施用尿素的处理中微生物量碳氮比在前期显著下降, 表明其微生物群落中细菌所占比例的增加。

基础呼吸用于表征土壤中微生物群落对土壤有机碳的矿化能力, 试验中测定的呼吸只是土壤本身的呼吸, 不包括未腐解秸秆的呼吸, 与他人所测定的是土壤秸秆混合物呼吸全部值不同^[6]。基础呼吸在只施用腐熟剂的处理中没有显著变化, 而在施用腐熟剂与

尿素的土壤中显著降低, 表明氮肥对土壤微生物群落的生理生化过程产生影响, 进而影响到土壤微生物基础呼吸, 这与朱培立等^[7]通过 ¹⁴C 试验证实的无机氮施用促进了秸秆碳的矿化, 而增加了土壤固有碳的固持, 减少了土壤固有碳的呼吸释放的结论一致。代谢熵 $q\text{CO}_2$ 值表征单位微生物生物量的呼吸, 即单位微生物对土壤有机碳的利用能力, 由于土壤中“年轻微生物”的 $q\text{CO}_2$ 值常要高于“年老微生物”的^[8], 所有处理的 $q\text{CO}_2$ 值随培养时间均趋于减小, 施用腐熟剂的处理在第 30 d 时较高, 第 60 d 时降低, 而第 90 d 时又升高的变化表明了秸秆降解过程中微生物群落变化的复杂性, 施用腐熟剂与尿素在 60 d 与 90 d 时的 $q\text{CO}_2$ 值下降较快也表明其微生物群落在相同时间更易趋于“稳定或老化”。

Biolog 测定中的 $AWCD$ 值表征微生物群落对 31 孔外源碳的整体利用能力, 它提供了相同碳源下不同微生物群落利用能力相比较的可能性, 一般认为, 较高的 $AWCD$ 值表明微生物群落对外源有机质的活性高。由于腐熟剂含有大量的可降解秸秆的微生物, 施入土壤后经历不同时间仍能不同程度地保持其特有微生物种群的活力, 体现在相应处理土壤的 $AWCD$ 值均高于对照, 与 Gaiind 等^[9]发现秸秆混施时接种真菌利于土壤微生物群落活性提高类似, 由于接种大量腐熟菌也使土壤微生物群落的 Shannon 多样性指数增大。由于在土壤中接种腐熟剂时添加葡萄糖利于秸秆腐熟菌的定殖与扩繁, 相应处理的 $AWCD$ 值较高 (IC>I 和 INC>IN); 过多的尿素输入似乎并不利于提高土壤微生物群落对单一碳源的综合利用能力。由微生物群落对 31 孔碳源利用方式的主成分分析表明: 3 个观测期 5 种处理的土壤微生物群落碳源利用方式发生了明显分异, 体现在对单一碳源或某类碳源利用的分异上, 说明腐熟剂不同施用方式对土壤微生物群落组成产生了深刻影响。

秸秆腐熟剂含有相当多的活性微生物, 因而其进入土壤后, 增加了土壤中可降解秸秆的微生物数量,

促使秸秆残留率在培养结束时均下降,在施用腐熟剂的同时配施尿素则显著加快了秸秆的腐解进程,与他人的结果一致^[20-21],而在单施腐熟剂或腐熟剂与尿素基础上再配施葡萄糖并未对秸秆腐解产生影响。秸秆在土壤中的腐解可增加土壤中的养分含量,秸秆有机碳作为新鲜有机物施入土壤后,一部分直接被微生物呼吸所释放,一部分增殖为微生物或形成土壤腐殖质,同时由于土壤微生物群落组成及活性的变化又影响到原有土壤有机碳的矿化,加之本试验时间较短且初始土壤有机碳含量较高,因而在上述因素综合作用下,处理间土壤有机碳含量未发生显著变化。

土壤全氮含量因秸秆腐解而引起的变化与土壤有机碳的变化类似,而IN与INC处理中全氮含量的显著增加主要归功于尿素的施用。土壤中的全磷含量由于秸秆腐解剂施用后加快了秸秆磷的腐解而增加,特别是施用腐熟剂配施尿素时。单施用腐熟剂对土壤碱解氮的影响不大,主要是由于秸秆本身含氮较低且处理时间短,而施用腐熟剂时配施尿素显著增加碱解氮含量的原因主要是尿素进入土壤后的转化贡献所致。在所有施用腐熟剂的处理中土壤速效磷的含量相比于对照显著增加,特别是腐熟剂与尿素同时施用时。单施腐熟剂未引起土壤速效钾含量的提高,主要是因为秸秆中钾大多较易淋失,单施用腐熟剂还未对秸秆中结合较紧密的钾的释放产生影响,而施用腐熟剂的同时再施用尿素使秸秆中固定的钾释放加快,因而土壤速效钾含量显著增加。

总之,腐熟剂单独或与尿素混合施用于土壤后,土壤中可培养的细菌和真菌菌落数在前期较多,微生物量碳氮含量则均未因腐熟剂的施入而发生规律性变化。腐熟剂与尿素配合施用均使土壤的基础呼吸和微生物代谢熵显著下降,也即相应微生物群落对土壤有机碳的利用能力下降。腐熟剂单施或与尿素配合施用于土壤后,均使以Biolog测定中AWCD表征的微生物群落活性提高、土壤的Shannon多样性指数增大,同时土壤微生物群落组成也发生显著变化。施用腐熟剂特别是配施尿素使小麦秸秆的腐解速度加快,经90d后土壤中的全磷、碱解氮、速效磷及速效钾的含量也因秸秆腐熟剂的不同施用方式而有不同程度的增加,施用腐熟剂的同时配施尿素可显著增加土壤全氮、全磷、碱解氮、速效磷与速效钾的含量。

参考文献:

- [1] 张凡,李长生,王政.耕作措施对陕西耕作土壤碳储量的影响模拟[J].第四纪研究,2006,26(6):1021-1028.
- [2] 马俊永,李科江,曹彩云,等.有机-无机肥长期配施对潮土土壤肥力和作物产量的影响[J].植物营养与肥料学报,2007,13(2):236-241.
- [3] 谭德水,金继运,黄绍文,等.不同种植制度下长期施钾与秸秆还田对作物产量和土壤钾素的影响[J].中国农业科学,2007,40(1):133-139.
- [4] 段亮,常江,段增强.地表管理与施肥方式对太湖流域旱地磷素流失的影响[J].农业环境科学学报,2007,26(3):813-818.
- [5] 单玉华,蔡祖聪,韩勇,等.淹水土壤有机酸积累与秸秆碳氮比及氮供应的关系[J].土壤学报,2006,43(6):941-947.
- [6] 李日强,王爱英,孔令冬.一株纤维素分解菌的分离选育[J].山西大学学报(自然科学版),2006,29(3):317-320.
- [7] 崔宗均,李美丹,朴哲,等.一组高效稳定纤维素分解菌复合系MC1的筛选及功能[J].环境科学,2002,23(3):36-39.
- [8] 黄得扬,陆文静,王洪涛,等.高效纤维素分解菌在蔬菜-花卉秸秆联合好氧堆肥中的应用[J].环境科学,2004,25(2):145-149.
- [9] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19(6):703-707.
- [10] Brookes P C, Landman A, Pruden G, et al. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure

- microbial biomass nitrogen in soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17(6):837-842.
- [11] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社, 2007:30-107.
BAO Shi-dan. Soil agro-chemistry analysis methods[M]. Beijing: Agricultural Press, 2007:30-107.
- [12] Zak J C, Willig M R, Moorhead D L, et al. Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1994, 26(9):1101-1108.
- [13] 赵勇, 李武, 周志华, 等. 秸秆还田后土壤微生物群落结构变化的初步研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(6):1114-1118.
ZHAO Yong, LI Wu, ZHOU Zhi-hua, et al. Changes of microbial community structure in straw amended soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(6):1114-1118.
- [14] 王志明, 朱培立, 黄东迈, 等. 秸秆碳的田间原位分解和微生物量碳的周转特征[J]. 土壤学报, 2003, 40(3):446-453.
WANG Zhi-ming, ZHU Pei-li, HUANG Dong-mai, et al. Straw carbon decomposition in situ in field and characteristics of soil biomass carbon turnover[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(3):446-453.
- [15] Lovell R D, Jarvis S C, Bardgett R D. Soil microbial biomass and activity in long-term grassland: effects of management changes[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1995, 27(7):969-975.
- [16] 张庆忠, 吴文良, 王明新, 等. 秸秆还田和施氮对农田土壤呼吸的影响[J]. 生态学报, 2005, 25(11):2883-2887.
ZHANG Qing-zhong, WU Wen-liang, WANG Ming-xin, et al. The effects of crop residue amendment and N rate on soil respiration[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(11):2883-2887.
- [17] 朱培立, 王志明, 黄东迈, 等. 无机氮对土壤中有机碳矿化影响的探讨[J]. 土壤学报, 2001, 38(4):457-463.
ZHU Pei-li, WANG Zhi-ming, HUANG Dong-mai, et al. Effect of inorganic nitrogen on mineralization of organic carbon ($^{14}\text{C}+^{12}\text{C}$) in soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2001, 38(4):457-463.
- [18] Anderson T H, Domsch K H. The metabolic quotient for CO_2 ($q\text{CO}_2$) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, 25:393-395.
- [19] Gai S, Nain L. Chemical and biological properties of wheat soil in response to paddy straw incorporation and its biodegradation by fungal inoculants[J]. *Biodegradation*, 2007, 18:495-503.
- [20] 张电学, 韩志卿, 刘微, 等. 不同促腐条件下玉米秸秆直接还田的生物学效应研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(6):742-749.
ZHANG Dian-xue, HAN Zhi-qing, LIU Wei, et al. Biological effect of maize stalk return to field directly under different accretion decay conditions[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2005, 11(6):742-749.
- [21] 冯伟, 潘根兴, 强胜, 等. 长期不同施肥方式对稻田轮作田土壤杂草种子库多样性的影响[J]. 生物多样性, 2006, 14(6):461-469.
FENG Wei, PAN Gen-xing, QIANG Sheng, et al. Influence of long-term fertilization on soil seed bank diversity of a paddy soil under rice/rape rotation[J]. *Biodiversity Science*, 2006, 14(6):461-469.