田间条件下小麦和玉米秸秆腐解过程中微生物群落的变化
——BIOLOG 分析*

王晓玥[1,2,4]　蒋瑀霁[1,2]　隋跃宇[3]　孙　波[1,2†]

(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 国家红壤改良工程技术研究中心,中国科学院红壤生态实验站,江西鹰潭　335211)
(3 中国科学院东北地理与农业生态研究所,哈尔滨　150040)
(4 中国科学院研究生院,北京　100049)

摘　要　对秸秆分解微生物演变机理的研究是调控秸秆还田、提高农田地力的理论基础。本试验基于土壤置换试验平台,利用 BIOLOG 方法研究在寒温带、中温带和中亚热带气候下,埋于黑土、潮土和红壤中的小麦和玉米秸秆在腐解过程中微生物对碳源利用的变化规律。试验中利用网袋法区分直接分解秸秆微生物。试验结果发现秸秆腐解微生物的碳源代谢活性(Average Well Color Development AWCD 值表示)在腐解 0.5 a 和 1 a 后表现出一定的随气候变化规律,即随温度和降雨量的增加而降低。其中 0.5 a 为海伦(0.765 ± 0.060) > 封丘(0.737 ± 0.165) > 鹰潭(0.326 ± 0.076),1 a 为海伦(0.630 ± 0.092) > 封丘(0.319 ± 0.096) > 鹰潭(0.291 ± 0.029),但这种趋势在腐解 2 a 后减弱。气候条件是影响秸秆腐解微生物碳源代谢活性的主要因素,其次是腐解时间和土壤类型。主成分分析表明在腐解 0.5 a 后海伦、封丘地区的微生物群落代谢特征与鹰潭差异较大,而 1 a 后封丘和鹰潭的微生物群落代谢特征与海伦的差异较大,腐解 2 a 后不同气候条件下的秸秆腐解微生物对碳源的利用趋于一致,均对含氮化合物利用较多。

关键词　小麦秸秆;玉米秸秆;腐解;BIOLOG;气候;土壤置换试验
中图分类号　S154.3　　**文献标识码**　A

秸秆还田是增加土壤有机质、提高农田地力的重要方式[1-2],同时也影响了温室气体的排放[3]。对秸秆分解微生物群落结构、功能和演替规律的研究将为农田地力提升提供重要的理论基础。秸秆自身的性质和环境因素会导致微生物群落多样性的差异:Baumann 等[4]的研究表明在腐解过程中,分解植物残体的微生物群落结构与植物残体的化学结构特别是芳香碳和含氧烷基碳表现出一定的相关性。土壤 pH 从 5.2 至 4.4,分解不同凋落物的微生物生物量逐渐减少,微生物的优势种群也在发生变化[5]。在适合的温度范围内,温度升高秸秆降解微生物生物量和微生物活性增加,利于秸秆腐解[6]。降水导致的干湿交替会影响分解者的活性,也会导致分解秸秆微生物中厌氧菌和好氧菌的交替[7]。Bastian 等[8]的研究表明在小麦秸秆腐解过程中,分解前期和后期的微生物优势菌群不同。然而,现阶段的研究主要关注的是可控试验条件下(如温室)秸秆的腐解[6],对于田间条件下不同影响因素之间的交互作用考虑较少。另外,对于秸秆腐解微生物群落结构的研究较多,而腐解过程中微生物对碳源的代谢活性变化的研究则较少。同时,许多研究将秸秆与土壤混合以研究秸秆腐解过程中微生物群落的变化[9],但这种方法无法区分直接分解秸秆微生物和利用土壤中有机质的微生物。本试验基于置换试验平台,利用网袋法与 BIOLOG 分析研究气候、土壤类型和秸秆类型等因素对分解秸秆微生物群落变化的影响。

* 国家重点基础研究发展规划项目(2011CB100506)、国家自然科学基金项目(40871123)和国家科技支撑计划(2011BAD41B01)资助
† 通讯作者,E-mail: bsun@ issas. ac. cn
作者简介:王晓玥(1986—),女,辽宁沈阳人,硕士研究生,主要从事土壤微生物研究。E-mail: xywang@ issas. ac. cn
收稿日期:2011 - 10 - 29;收到修改稿日期:2012 - 04 - 02

1 材料与方法

1.1 试验平台及供试材料

土壤置换试验始于2005年10月,设置于中国科学院在黑龙江海伦、河南封丘和江西鹰潭的农业生态试验站。这三个试验站分别处于半湿润的寒温带季风气候区、半湿润的暖温带季风气候区和湿润的中亚热带季风气候区。从中国东部南北热量梯度带上的主要农业区选择3种土壤:黑龙江海伦黄土母质发育的黑土(黏化湿润均腐土,Phaeozem),河南封丘黄河冲积物发育的潮土(淡色潮润雏形土,Cambisol)和江西鹰潭第四纪红黏土发育的红壤(黏化湿润富铁土,Acrisol),分别置换至3个气候条件下。研究区气候条件和土壤性质见表1,其中土壤基本理化性质于腐解实验开始前测定(2008年4月)。试验小区规格及置换方式参见文献[10],秸秆原样基本理化性质见表2。腐解物料:本试验选用玉米秸秆和小麦秸秆作为腐解物料。为区分利用秸秆的微生物与利用土壤中有机质的微生物,用双层200目的尼龙网做成15 cm×10 cm的装样袋,以隔离土壤。每袋装入100 g烘干后截成长约5 cm的秸秆,于2008年5月埋入小区,尼龙袋竖直放置在5~15 cm深度的土壤中,在小区中间线两侧分别均匀埋入小麦、玉米秸秆各18袋。

表1 实验小区气候条件和0~20 cm土壤的基本化学性质

Table 1 Climate conditions and basic chemical properties of soils in the experiment field

站点 Site	年均温 AMT (℃)	年降雨量 AMP (mm)	土壤类型 Soil type	pH	有机质 Orgainc Matter ($g\ kg^{-1}$)	全氮 Total N ($g\ kg^{-1}$)	全磷 Total P ($g\ kg^{-1}$)	全钾 Total K ($g\ kg^{-1}$)	有效磷 Available P ($mg\ kg^{-1}$)	速效钾 Available K ($mg\ kg^{-1}$)	硝态氮 NO_3^--N ($mg\ kg^{-1}$)	铵态氮 NH_4^+-N ($mg\ kg^{-1}$)
海伦 Hailun	1.5	500~600	黑土 Phaeozem	6.06	52.99	2.47	0.27	13.62	31.13	150.1	14.79	21.80
			潮土 Cambisol	8.16	8.72	0.51	0.20	12.39	8.23	57.9	12.66	16.87
			红壤 Acrisol	4.97	8.30	0.62	0.07	6.91	41.33	119.5	14.70	23.21
封丘 Fengqiu	13.9	605	黑土 Phaeozem	5.94	49.65	2.43	0.25	14.85	26.34	141.7	21.28	21.08
			潮土 Cambisol	8.23	8.35	0.66	0.18	12.99	11.8	68.87	23.67	15.16
			红壤 Acrisol	5.02	8.53	0.83	0.08	6.93	35.33	219.4	17.62	19.15
鹰潭 Yingtan	17.8	1795	黑土 Phaeozem	5.97	51.01	2.52	0.32	16.79	25.26	172.3	10.25	21.78
			潮土 Cambisol	8.20	9.00	0.97	0.26	13.58	13.91	80.80	7.91	16.85
			红壤 Acrisol	4.98	8.28	0.79	0.07	7.93	27.46	180.5	2.04	19.49

表2 小麦玉米秸秆原样基本理化性质

Table 2 The basic chemistry property of maize and wheat straw before decomposition

秸秆样品 Original straw	全碳 Total C($g\ kg^{-1}$)	全氮 Total N($g\ kg^{-1}$)	全磷 Total P($g\ kg^{-1}$)	全钾 Total K($g\ kg^{-1}$)	碳氮比 C/N
小麦秸秆 Wheat straw	431.0	7.47	0.41	16.29	57.72
玉米秸秆 Maize straw	446.1	6.24	0.34	12.04	71.51

1.2　采样和分析方法

在秸秆腐解 0.5 a、1 a 和 2 a 后,在每个小区中分别取出装有两种秸秆的尼龙网袋各 3 袋,装入自封袋中,于保温箱中带回实验室。将尼龙袋中的秸秆取出称重后,一部分烘干并用粉碎机磨碎进行理化性质的测定;另一部分保存在 4℃冰箱中进行 BIOLOG 分析。

秸秆全碳、全氮、全磷和全钾的测定参见文献[11]。

BIOLOG 测定:根据 Garland 和 Mills[12] 改进方法,使用 BIOLOG 生态测试板(BIOLOG Eco Plate™),利用底物产生氧化还原电势的变化导致四氮唑蓝染料颜色发生变化的原理,对微生物群落功能多样性进行测定。具体方法为,称取相当于 0.10 g 干土重的新鲜秸秆样品,加入到 49.9 ml 0.85%(w/v)的灭菌 NaCl 溶液中,振荡 30 min 后取出以 4000 r min^{-1}的速度离心 1 min,吸取 1 ml 上悬液,用灭菌的 0.85% NaCl 溶液稀释 10 倍,吸取稀释液接种到 ECO 板,每孔接种量 150 μl。将接种后的 ECO 板于 25℃培养,每隔 24 h 时在 590 nm 波长下测定吸光度(OD)值,持续 6 d。

1.3　数据分析

平均颜色变化率(average well color development,AWCD)可以评判微生物群落的整体活性即对碳源利用的总能力:

$$AWCD = \frac{\sum (A_i - A_{A1})}{31}$$

式中,A_i为第 i 孔的相对吸光度,A_{A1}为 A1 孔的相对吸光度[12];

选取 72 h 的 AWCD,采用 SPSS 13.0 对微生物的碳源利用进行主成分分析。并对气候、土壤性质和秸秆性质与微生物碳源代谢活性进行相关分析和通径分析。腐解后秸秆残体的养分含量,微生物的碳源利用活性的差异显著性分析采用 SPSS 13.0 计算($p = 0.05$,Turkey)。采用 R 语言 2.7.1 分析气候、土壤性质和秸秆性质对微生物的碳源利用活性影响的相对大小(邻接树分析)。

2　结果分析与讨论

2.1　秸秆腐解过程中养分元素的变化

秸秆的腐解情况用养分元素的变化表示(表 3),秸秆中养分含量的变化幅度越大说明秸秆腐解越快。从腐解时间来看,随着腐解时间的增加秸秆全碳含量和全钾含量逐渐减少,同时全氮含量逐渐增加。玉米秸秆的全磷含量随腐解时间的增加而增加,小麦秸秆的全磷含量则表现为随腐解时间的增加而减少。从秸秆种类来看,小麦秸秆养分含量增加或减少的幅度大于玉米秸秆。不同土壤中,玉米秸秆的全碳含量为黑土(434.5 ± 20.0,0.5 a;384.2 ± 20.0,2 a)低于潮土(457.9 ± 4.6,0.5 a;411.8 ± 19.4,2 a)和红壤(456.3 ± 3.8,0.5 a;418.5 ± 10.1),全氮含量为黑土(11.5 ± 4.2,0.5 a;18.9 ± 5.1,2 a)低于潮土(9.7 ± 3.1,0.5 a;16.4 ± 3.9,2 a)和红壤(9.1 ± 1.8,0.5 a;15.4 ± 4.5,2 a)。小麦秸秆的全碳、全氮含量没有表现出一定规律。而在不同气候条件下,玉米秸秆全碳的含量表现为封丘(441.2 ± 20.6,0.5 a;402.6 ± 24,2 a)和鹰潭的(448.9 ± 16.7,0.5 a;390.4 ± 19.9,2 a)低于海伦地区的(458.6 ± 3.7,0.5 a;421.6 ± 12.5,2 a),而全氮含量为封丘(12.6 ± 2.4,0.5 a;20.9 ± 2.1,2 a)和鹰潭的(10.9 ± 1.8,0.5 a;17.8 ± 2.4,2 a)高于海伦地区(6.7 ± 0.3,0.5 a;12.1 ± 1.2,2 a)。不同气候下小麦秸秆的趋势与玉米秸秆的相似。而全磷和全钾的含量在不同土壤和气候条件下没有特定的趋势。研究表明秸秆残体的全氮全碳含量与秸秆腐解速度显著相关[13]。较高的温度下微生物活性高,秸秆腐解较快[6],海伦地区温度低,因此其秸秆腐解较慢,养分元素的变化也较慢。而封丘与鹰潭的养分元素变化相差不大,甚至玉米秸秆的部分处理中还表现为封丘的大于鹰潭的。这是因为鹰潭的降雨量较大,抑制秸秆腐解。Tian 等[14]的研究发现秸秆在降雨量大的地区的腐解速度小于其在降雨量小的地区的腐解速度,特别是初始 C/N 高的秸秆,降雨量大对其腐解的抑制更为明显。

2.2　微生物碳源代谢活性

平均颜色变化率(AWCD)表征微生物群落碳源利用率,反映了土壤微生物碳源代谢的活性。培养开始后每隔 24 h 测定每个孔的吸光度值,计算 AWCD 值。图 1 显示各处理在 72 h 的 AWCD 值,玉米和小麦样品在相同处理下的 AWCD 值相近且趋势相同,不同土壤类型在相同气候下 AWCD 值也相近且趋势相同。显著性分析表明,在南北气候样带上,腐解 0.5 a 和 1 a 样品的 AWCD 值表现出一定的随气候变化规律,即随温度和降雨量的增加而降低。其中 0.5 a 为海伦(0.765 ± 0.060) > 封丘(0.737 ± 0.165) > 鹰潭(0.326 ± 0.076),1 a 为海伦(0.630 ± 0.092) > 封丘(0.319 ± 0.096) > 鹰潭

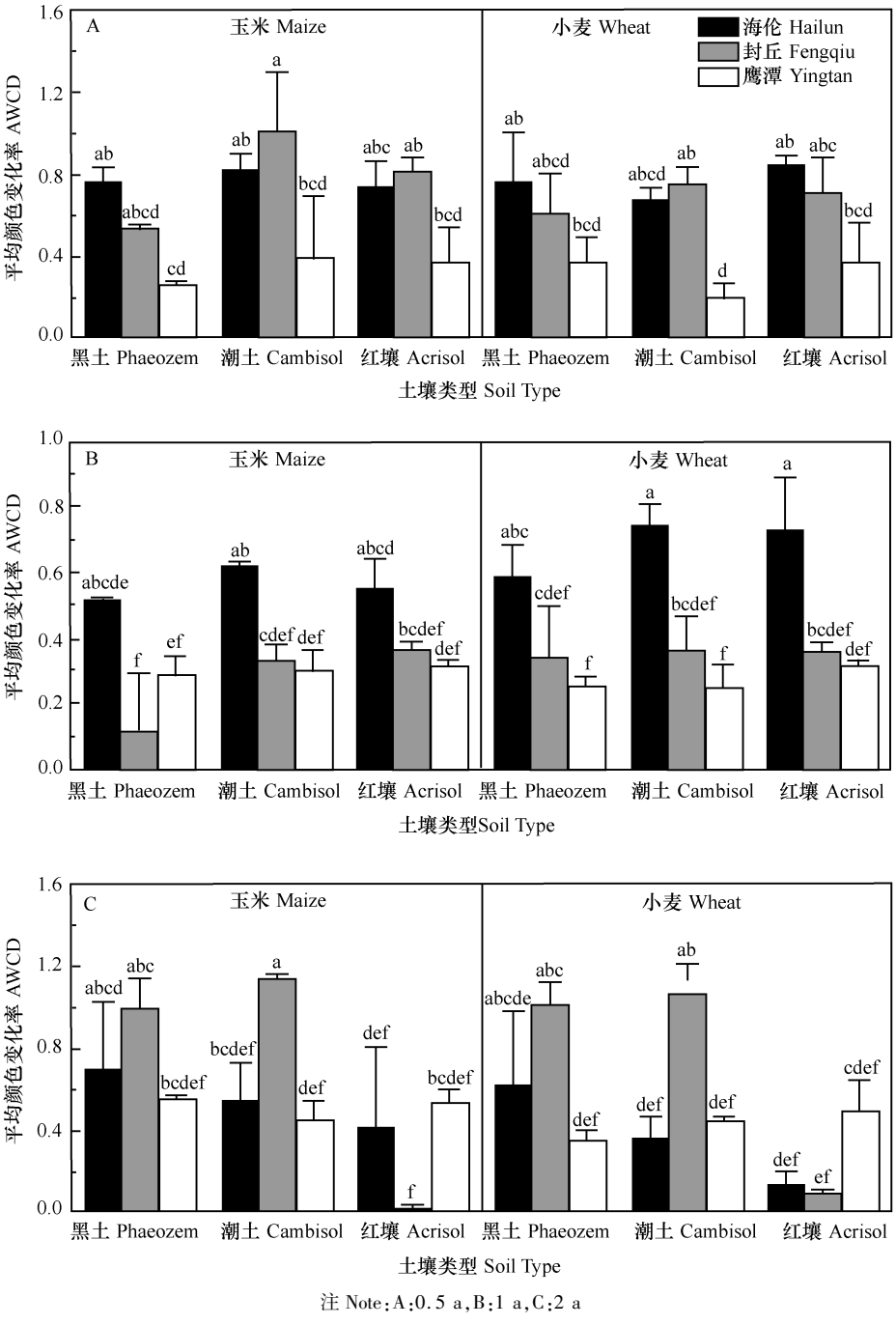
表 3 玉米小麦秸秆在不同气候带和不同土壤中腐解 0.5 a 和 2 a 后的养分元素含量

Table 3 The basic chemistry property of maize and wheat straws after decomposed in different soils under different climate conditions (after decomposed for half year and two years)

秸秆 Straw	地点 Location	土壤类型 Soil type	全碳 Total C (g kg^{-1})		全氮 Total N (g kg^{-1})		全磷 Total P (g kg^{-1})		全钾 Total K (g kg^{-1})	
			0.5 a	2 a	0.5 a	2 a	0.5 a	2 a	0.5 a	2 a
玉米秸秆 Maize straw	海伦 Hailun	黑土 Phaeozem	456.6	407.2	6.83	13.35	0.41	0.86	3.44	0.91
		潮土 Cambisol	462.9	427.7	6.45	11.97	0.84	0.73	3.52	0.82
		红壤 Acrisol	456.3	429.8	6.94	10.90	0.41	0.65	3.67	1.87
	封丘 Fengqiu	黑土 Phaeozem	417.4	374.9	14.98	23.32	0.90	1.20	3.02	1.52
		潮土 Cambisol	453.8	417.6	12.69	19.38	0.71	0.80	2.86	1.09
		红壤 Acrisol	452.5	415.2	10.25	19.96	0.69	1.02	3.81	1.51
	鹰潭 Yingtan	黑土 Phaeozem	429.7	370.7	12.83	19.98	0.90	1.13	3.51	2.68
		潮土 Cambisol	457.0	390.2	9.86	17.99	0.53	0.86	1.67	1.85
		红壤 Acrisol	460.0	410.4	10.00	15.29	0.64	0.87	2.06	1.19
小麦秸秆 Wheat straw	海伦 Hailun	黑土 Phaeozem	409.5	326.2	13.03	18.29	1.22	1.10	7.22	1.82
		潮土 Cambisol	409.6	359.4	14.74	16.44	0.76	0.98	2.31	1.80
		红壤 Acrisol	377.4	351.6	12.17	17.96	1.10	1.11	6.71	2.43
	封丘 Fengqiu	黑土 Phaeozem	389.3	354.7	20.63	19.75	1.82	1.21	4.95	1.69
		潮土 Cambisol	373.0	345.9	20.07	20.12	1.70	1.18	4.81	2.21
		红壤 Acrisol	372.8	333.7	18.68	19.89	1.72	1.23	12.65	2.38
	鹰潭 Yingtan	黑土 Phaeozem	366.0	325.9	19.59	18.83	1.50	0.93	3.11	2.74
		潮土 Cambisol	381.2	299.3	20.07	19.42	1.64	1.33	2.64	2.84
		红壤 Acrisol	376.0	330.5	20.28	20.26	1.58	0.96	2.68	2.09

(0.291 ±0.029);而腐解 2 a 的样品在气候样带上的规律减弱,即黑土和潮土中为封丘腐解秸秆微生物的 AWCD 值最高,而在红壤中封丘腐解秸秆微生物的 AWCD 值最低。相关分析结果表明:三个腐解时期的 AWCD 值与秸秆及秸秆残体的理化性质无显著相关性(表 4)。腐解 0.5 a 和 1 a 的 AWCD 值与腐解期均温、采样月温度以及腐解期月均降雨量等气候因素呈显著负相关,但腐解 2 a 后 AWCD 值则与气候因素没有相关性。与土壤理化性质的关系,仅在腐解 0.5 a 后硝态氮与 AWCD 值呈显著正相关,有效磷在腐解 2 a 后与 AWCD 值呈显著正相关。用邻接树法进一步分析各因素对微生物碳源代谢活性的影响,结果表明气候、腐解时间、土壤类型和秸秆类型分别解释不同处理下 AWCD 值差异的 37.4%、33.5%、21.4% 和 7.67%。说明气候对微生物碳源代谢活性的影响最大,腐解时间次之,土壤类型和秸秆类型对微生物碳源代谢活性的影响较小。

对不同时期的小麦玉米秸秆腐解微生物的碳源代谢活性分别做通径分析,结果表明,腐解期均温通过秸秆中全氮含量对 AWCD 值产生较大的负向效应,说明气候是通过影响秸秆残体中养分含量的变化来影响微生物对碳源的利用。研究表明秸秆总碳含量与纤维素半纤维素含量成正比,总氮含量与纤维素半纤维素含量成反比[13]。在水热条件好的地区秸秆腐解较快,全碳的减少和全氮的增加较快,说明在水热条件好的地区易分解物质的减少和难分解物质的累积较快。在利用 BIOLOG 法测定微生物活性时,水热条件好的地区秸秆经过分解后残留物中养分含量少、容易利用的碳源少,因此微生物活性低[15],最终导致 AWCD 值表现出随水热条件增加而降低的趋势。腐解 2 a 后不同气候和土壤条件下的秸秆总碳含量减少,说明随着腐解时间增加,易腐解的纤维素和半纤维素减少,难分解的复杂化合物不断积累。而残留碳中复杂化合物的分解不是由微生物驱动的[16],因此经过长期分解后,微生物碳源代谢活性随水热条件增加而降低的趋势减弱。



注 Note:A:0.5 a,B:1 a,C:2 a

图 1　玉米小麦秸秆在不同气候带和不同土壤中腐解 0.5 a、1 a、2 a 后微生物的 AWCD 值(72 h)

Fig. 1　Microbial activity (AWCD, 72 h) in different soils under different climate conditions during the decomposition of wheat and maize straw

2.3　主成分分析

主成分分析结果(图 2)表明气候条件对微生物群落功能多样性有显著影响,不同土壤类型下的微生物群落功能多样性则没有显著差别。同一时期的小麦和玉米样品的 PCA 图谱相似,且在三个时期表现出相似的变化趋势。图 2A 和图 2B 显示腐解 0.5 a 后 PC1 轴将海伦封丘的样品点与鹰潭的分开。图 2C 和 2D 显示腐解 1 a 后封丘的小麦玉米样品与鹰潭的相近,而与海伦的相距较远。在腐解 2 a 后,如图 2E 和 2F 所示,三个地区代表小麦玉米的样品点基本都集中在第一象限靠近原点的位置,说明分解小麦和玉米的微生物功能趋同。

通过统计六大类碳源中与第一主成分具有较高相关性的碳源数(表 5),可以反映秸秆腐解过程中微生物对底物利用的变化。腐解 0.5 a 后,碳水化合物与海伦封丘地区的小麦和玉米秸秆分解

表 4 秸秆腐解 0.5a、1a、2a 后 AWCD 值(72 h)与研究区气候条件以及秸秆、土壤理化性质的相关关系

Table 4 Correlation analysis of AWCD with climate conditions, straw chemical properties and soil properties after decomposed for 0.5, 1 and 2 years

腐解期 Decomposition period (a)	秸秆全碳 Total C in straw	秸秆全氮 Total N in straw	秸秆全磷 Total P in straw	秸秆全钾 Total K in straw	均温 Average temperature	降雨量 Precipitation	土壤硝态氮 Nitrate in soil	土壤有效磷 Available P in soil
0.5	0.234	-0.366	-0.238	0.354	-0.693**	-0.863**	0.693**	-0.315
1	0.201	-0.428	-0.179	0.341	-0.895**	-0.575*	0.035	-0.32
2	0.103	0.191	0.032	-0.349	0.105	-0.286	0.462	0.549*

注:* 和 ** 分别表示 $p<0.05$ 和 0.01 显著水平 * and ** are significant at $p<0.05$ and 0.01 probability levels respectively;均温指腐解期间平均气温 Average temperature denotes the average air temperature during decomposition period;降雨量指腐解期间累积降雨量 Precipitation denotes the accumulative precipitation during decomposition period.

微生物相关性较高;鹰潭地区分解小麦玉米秸秆的微生物则与氨基酸和多聚物有较高相关性。腐解 1 a 后,碳水化合物与各地区腐解两种秸秆的微生物都有较高相关性,鹰潭和封丘地区分解小麦玉米的微生物还与多聚物有较高相关性。腐解 2 a 后,三个地区秸秆分解的微生物对碳源的利用趋同,氨基酸与玉米小麦秸秆分解微生物相关性较高。另外,玉米秸秆分解微生物还与碳水化合物有较高相关性,小麦秸秆分解微生物与胺类也有较高相关性。这表明腐解 0.5 a 和 1 a 秸秆的微生物对碳源的利用受气候的影响显著,腐解 2 a 后气候对微生物群落功能多样性没有显著影响,且腐解过程中微生物对碳源的利用随腐解时间的不同而有所差异。

表 5 六大类碳源中与第一主成分具有较高相关性的碳源数

Table 5 Number of carbon source related to principle component 1(个)

时间 Period(a)	秸秆种类 Straw type	地点 Site	碳水化合物 Carbohydrates	羧酸 Carboxylic acid	多聚物 Polymer	酚酸 Phenolic acids	胺类 Amine	氨基酸 Amino acids
0.5	玉米 Maize	海伦 Hailun	5	0	0	0	0	0
		封丘 Fengqiu	5	0	0	0	0	0
		鹰潭 Yingtan	0	1	2	0	0	2
	小麦 Wheat	海伦 Hailun	2	0	0	0	0	0
		封丘 Fengqiu	2	0	0	0	0	0
		鹰潭 Yingtan	0	0	2	0	1	1
1	玉米 Maize	海伦 Hailun	1	1	0	0	1	2
		封丘 Fengqiu	2	0	2	0	0	0
		鹰潭 Yingtan	2	0	2	0	0	0
	小麦 Wheat	海伦 Hailun	3	1	0	0	0	0
		封丘 Fengqiu	1	1	2	0	0	0
		鹰潭 Yingtan	1	1	2	0	0	0
2	玉米 Maize	海伦 Hailun	1	0	0	0	0	1
		封丘 Fengqiu	1	0	0	0	0	1
		鹰潭 Yingtan	1	0	0	0	0	1
	小麦 Wheat	海伦 Hailun	0	0	0	0	1	2
		封丘 Fengqiu	0	0	0	0	1	2
		鹰潭 Yingtan	0	0	0	0	1	2

注:0.5 a 的数据选取载荷因子 >0.7 的,1 a 和 2 a 的数据选取载荷因子 >0.5 的 Note: for half year decomposition, load factors >0.7 were selected; for one and two years decomposition, loading factors >0.5 were selected

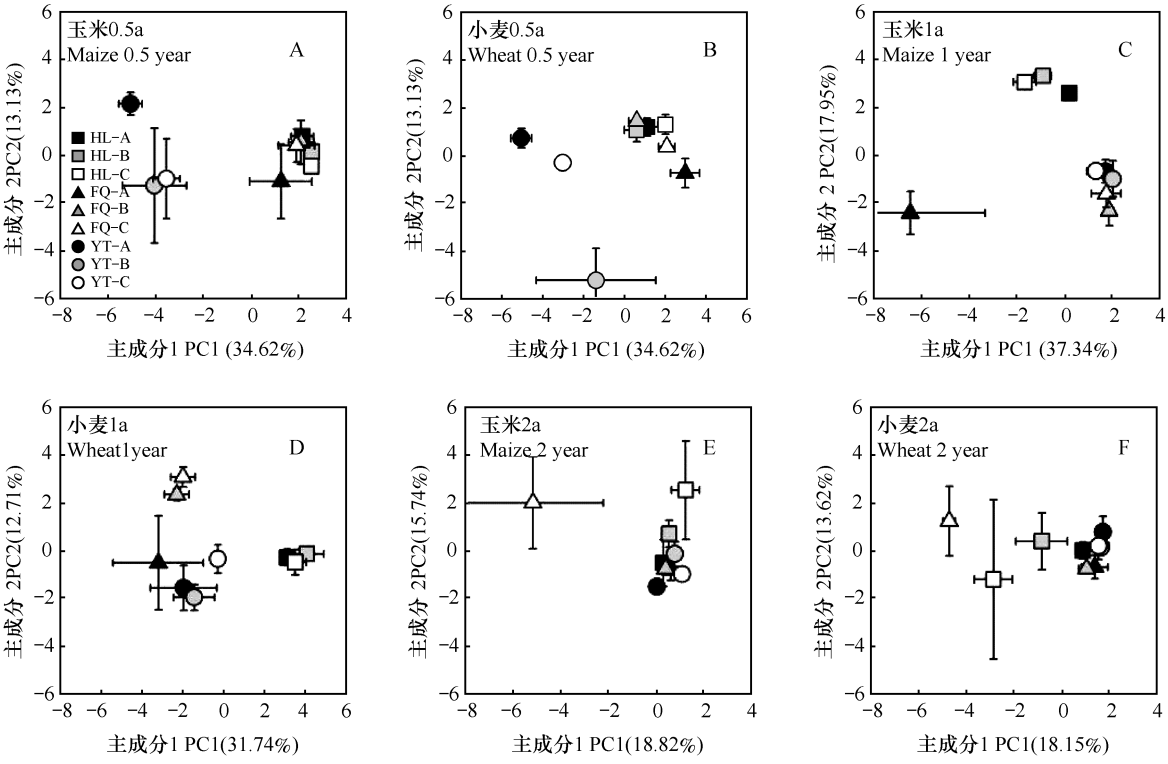


图 2　在不同气候条件下玉米小麦秸秆腐解微生物群落碳源利用的主成分分析(HL-A,海伦黑土;HL-B,海伦潮土;HL-C,海伦红壤;FQ-A,封丘黑土;FQ-B,封丘潮土;FQ-C,封丘红壤;YT-A,鹰潭黑土;YT-B,鹰潭潮土;YT-C,鹰潭红壤)

Fig. 2　Principal component analysis (PCA) of carbon utilization of maize and wheat straw decomposition microbial community under different climate conditions over time (HL-A, Hailun Phaeozem; HL-B, Hailun Cambisol; HL-C, Hailun Acrisol; FQ-A, Fengqiu Phaeozem; FQ-B, Fengqiu Cambisol; FQ-C, Fengqiu Acrisol; YT-A, Yingtan Phaeozem; YT-B, Yingtan Cambisol; YT-C, Yingtan Acrisol)

微生物群落功能多样性受气候影响是由于温度和降水的增加,会导致土壤温度和湿度的增加。这不但会影响土壤中一些微生物群落的生长繁殖和生理机能[17],还会影响可溶性有机物的含量以及秸秆分解快慢,造成底物供给差异,使微生物群落活性和功能不同[14,18]。Dilly 等[19]的研究也表明在年均温和降雨量有差异的德国南、北、中部的秸秆腐解微生物群落表现出不同。而腐解 2 a 后,除海伦地区的玉米秸秆(C/N 在 30 左右)外,其他处理下秸秆残体的 C/N 在 20 左右,研究表明秸秆腐解后的 C/N 降低到 20 时说明秸秆的腐殖化程度已经较高[20-21],说明三个气候条件下容易被微生物利用的组分均已大部分被分解,剩下的是难分解的组分,而水热条件对分解难分解组分的微生物群落影响较小[9]。

土壤类型对微生物群落功能多样性的影响不显著,其原因可能是虽然土壤的 pH 有较大差异,但秸秆腐解过程产生的代谢产物影响秸秆表面的 pH,使其保持在 7 左右[22],与土壤本身的 pH 关系不大。Kunito 等[23]指出秸秆类型对微生物群落功能多样性有显著影响,与本研究结论相反,可能是由于 Kunito 研究的是腐解早期(2 周内)底物中已被微生物利用的物质丰富且差异较大,而本试验中腐解时间长容易被微生物利用的物质减少,故秸秆的影响不显著。

3　结　论

通过对小麦玉米秸秆在不同气候条件下三种土壤中腐解过程的研究,结果表明秸秆腐解微生物的碳源代谢活性表现为随水热条件的增加而降低,但这种趋势在腐解 2 a 后减弱。邻接树法分析发现气候条件是影响秸秆腐解微生物碳源代谢活性的主要因素。同样,主成分分析表明在腐解 0.5 a 和 1 a 后微生物群落功能多样性在不同气候区也表现出明显差异,而在不同土壤类型中差异较小,腐解 2 a 后不同气候条件下的秸秆腐解微生物对碳源的利用表现出一定相似性。

参 考 文 献

[1] 窦森,李凯,崔俊涛, 等. 土壤腐殖物质形成转化与结构特征研究进展. 土壤学报, 2008, 45(6): 1 148—1 158. Dou S, Li K, Cui J T, et al. Advancement in the study on formation, transformation and structural characteristics of soil humic substances(In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2008, 45(6): 1 148—1 158

[2] 马力,杨林章,肖和艾, 等. 施肥和秸秆还田对红壤水稻土有机碳分布变异及其矿化特性的影响. 土壤, 2011, 43(6): 883—890. Ma L, Yang L Z, Xiao H A, et al. Effects of fertilization and straw returning on distribution and mineralization of organic carbon in paddy soils in subtropical China(In Chinese). Soils, 2011, 43(6): 883—890

[3] Zhang X Y, Zhang G B, Ji Y, et al. Straw application altered CH_4 emission, concentration and ^{13}C-isotopic signature of dissolved CH_4 in a rice field. Pedosphere, 2012, 22(1): 13—21

[4] Baumann K, Marschner P, Smernik R J, et al. Residue chemistry and microbial community structure during decomposition of eucalypt, wheat and vetch residues. Soil Biol Biochem, 2009, 41(9): 1 966—1 975

[5] Merilä P, Malmivaara-Lämsä M, Spetz P, et al. Soil organic matter quality as a link between microbial community structure and vegetation composition along a successional gradient in a boreal forest. Appl Soil Ecol, 2010, 46(2): 259—267

[6] Feng X, Simpson M J. Temperature and substrate controls on microbial phospholipid fatty acid composition during incubation of grassland soils contrasting in organic matter quality. Soil Biol Biochem, 2009, 41(4): 804—812

[7] Kimura M, Asakawa S. Comparison of community structures of microbiota at main habitats in rice field ecosystems based on phospholipid fatty acid analysis. Biol Fertility Soils, 2006, 43(1): 20—29

[8] Bastian F, Bouziri L, Nicolardot B, et al. Impact of wheat straw decomposition on successional patterns of soil microbial community structure. Soil Biol Biochem, 2009, 41(2): 262—275

[9] Vanhala P, Karhu K, Tuomi M, et al. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in southern and northern areas of the boreal forest zone. Soil Biol Biochem, 2008, 40(7): 1 758—1 764

[10] 孙波, 郑宪清, 胡锋,等. 水热条件与土壤性质对农田土壤硝化作用的影响. 环境科学, 2009, 30(001): 206—213. Sun B, Zheng X Q, Hu F, et al. Effect of temperature, rainfall and soil properties on farmland soil nitrification(In Chinese). Environmental Science, 2009, 30(001): 206—213

[11] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 1999. Lu R K. Analytical methods for soil and agricultural chemistry(In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999

[12] Garland J L, Mills A L. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization. Appl Environ Microbiol, 1991, 57(8): 2 351

[13] Preston C M, Trofymow J A, the Canadian Intersite Decomposition Experiment Working Group. Variability in litter quality and its relationship to litter decay in Canadian forests. Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique, 2000, 78(10): 1 269—1 287

[14] Tian G, Badejo M, Okoh A, et al. Effects of residue quality and climate on plant residue decomposition and nutrient release along the transect from humid forest to Sahel of West Africa. Biogeochemistry, 2007, 86(2): 217—229

[15] Kemmitt S, Lanyon C, Waite I, et al. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass—A new perspective. Soil Biol Biochem, 2008, 40(1): 61—73

[16] Fierer N, Schimel J, Holden P. Influence of drying-rewetting frequency on soil bacterial community structure. Microb Ecol, 2003, 45(1): 63—71

[17] Avrahami S, Liesack W, Conrad R. Effects of temperature and fertilizer on activity and community structure of soil ammonia oxidizers. Environ Microbiol, 2003, 5(8): 691—705

[18] Thomsen I K, Schjønning P, Jensen B, et al. Turnover of organic matter in differently textured soils: II. Microbial activity as influenced by soil water regimes. Geoderma, 1999, 89(3/4): 199—218

[19] Dilly O, Bloem J, Vos A, et al. Bacterial diversity in agricultural soils during litter decomposition. Appl Environ Microbiol, 2004, 70(1): 468

[20] Nicolardot B, Recous S, Mary B. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C: N ratio of the residues. Plant Soil, 2001, 228(1): 83—103

[21] Garcia C, Hernandez T, Costa F, et al. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. Comm Soil Sci Plant Anal, 1992, 23(13/14): 1 501—1 512

[22] 李湘, 魏秀英, 董仁杰,等. 秸秆微生物降解过程中不同预处理方法的比较研究. 农业工程学报, 2006, 10(1): 110—116. Li X, Wei X Y, Dong R J, et al. A study of degradation efficiency of corn straw pretreated with different methods(In Chinese). Transactions of CSAE, 2006, 10(1): 110—116

[23] Kunito T, Nagaoka K. Effects of plant litter type and additions of nitrogen and phosphorus on bacterial community-level physiological profiles in a brown forest soil. Microbes Environ, 2009, 24(1): 68—71

CHANGES OF MICROBIAL COMMUNITIES DURING DECOMPOSITION OF WHEAT AND MAIZE STRAW: ANALYSIS BY BIOLOG

Wang Xiaoyue[1,2,4]　Jiang Yuji[1,2]　Sui Yueyu[3]　Sun Bo[1,2†]

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

(2 *National Engineering Research and Technology Center for Red Soil Improvement*, *Red Soil Ecological Experiment Station*, *Chinese Academy of Sciences*, *Yingtan*, *Jiangxi* 335211, *China*)

(3 *Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology*, *Chinese Academy of Sciences*, *Harbin* 150040, *China*)

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

Abstract The study on microbial mechanism of straw decomposition process is the theoretical basis of regulation straw returning and enhancing of fertility on farmland. Reciprocal translocation experiment was set to investigate the changes of metabolic activity (expressed as AWCD, Average Well Color Development) during decomposition in Phaeozem, Cambisol and Acrisol under cold temperate, warm temperate and mid-subtropic climate conditions. Litter bag method avoiding soil entering was used to identify microbial communities responsible for straw decomposition. The results showed that the AWCD decreased with the increase of temperature and rainfall during half and one year decomposition. AWCD in 0.5 year showed that Hailun (0.765 ± 0.060) > Fengqiu (0.737 ± 0.165) > Yingtan (0.326 ± 0.076), AWCD in 1 year showed that Hailun (0.630 ± 0.092) > Fengqiu (0.319 ± 0.096) > Yingtan (0.291 ± 0.029). However the tendency was weak after two-year decomposition. Climate condition is the key factor that influenced the microbial carbon utilization activity. In addition, by principal component analysis, the microbial metabolic properties in Hailun and Fengqiu were quite different from that in Yingtan after 0.5 year, and the microbial metabolic properties in Fengqiu and Yingtan were quite different from that in Hailun. After two-year decomposition the microbial metabolic properties became similar under different climate conditions, which all had largely utilization to nitrogen compounds.

Key words Wheat straw; Maize straw; Decomposition; BIOLOG; Climate; Soil transplantation experiment