

黄土区几种土壤培养过程中可溶性有机碳、氮含量及特性的变化^{*}

赵满兴^{1,3} Kalbitz Karsten² 周建斌^{1†}

(1 西北农林科技大学资源环境学院, 陕西杨凌 712100)

(2 Department of Soil Ecology, Bayreuth Institute for Terrestrial Ecosystem Research, University of Bayreuth, 95440 Bayreuth, Germany)

(3 延安大学生命科学学院, 陕西延安 716000)

摘 要 对不同地域农田和林地土壤进行 35 d 好气培养研究,结果表明:不同土壤培养过程中可溶性有机碳(SOC)含量呈明显下降,而可溶性有机氮(SON)含量却呈明显增加趋势。不同农田土壤相比,在培养起始时和培养过程中红油土 SOC 和 SON 的平均含量均高于黑垆土和淋溶褐土;同为黑垆土,林地土壤 SOC 和 SON 含量均明显高于相应农田土壤。与起始值相比,土壤培养后提取的可溶性有机物的 UV280 和 HIX_{em} (Humification index) 值均明显增加,其中 HIX_{em} 值在培养的第 8 天和第 35 天时呈显著增加趋势。随着培养过程的持续,SOC/SON 比值逐渐下降。相关分析发现,培养第 35 天时 SOC 的减少幅度与 UV 280 增加比例呈显著正相关;培养第 8 天时 SOC 的减少比例与起始 HIX_{em} 值呈显著负相关。说明 UV280 和 HIX_{em} 值可以在一定程度上反映可溶性有机物种类和结构特性的变化。

关键词 土壤矿化;可溶性有机碳;可溶性有机氮;UV280 吸收;HIX_{em}

中图分类号 S153.6; S155.4⁺3 **文献标识码** A

土壤可溶性有机碳、氮(Soluble organic carbon or nitrogen, SOC 和 SON)虽仅占土壤有机碳、氮的很小一部分^[1],但近年来的研究表明,它是土壤有机碳、氮库中最活跃的组分之一^[2]。SOC 与土壤生态系统有机碳的迁移、固持和二氧化碳的释放有密切联系^[3]。SON 是土壤中可溶性氮的重要组分,农田土壤 SON 的含量与矿质氮相当^[4,5],林地中这一比例可高达 90%以上^[6~8];说明土壤 SON 的含量与土壤氮素迁移和供应的关系也不可忽视。因此,不同生态系统特别是林地土壤中 SOC、SON 含量及其特性的研究是人们关注的问题之一^[9,10]。利用 SOC、SON 对不同光谱(UV 和荧光)吸收特性的不同,评价其结构的复杂程度和分解的难易程度是研究的一个热点问题。采用的指标包括利用荧光发射光谱测得的可溶性有机物的腐殖化指数^[11]和 UV 法测得的可溶性有机物在 280 nm 下的吸收值等^[12,13]。与复

杂的分组方法相比,光谱法是评价土壤可溶性有机物结构简便快速的方法^[14~16]。

黄土高原南部农业生产地区,具有悠久的农耕历史,为了提高产量和培肥地力,农民有施用有机肥的习惯,形成了比较肥沃的土壤^[17]。目前,黄土高原正在实施以退耕还林还草等为中心的生态环境建设,使得进入土壤的有机质的种类、数量和质量等正在发生变化,这无疑会对土壤碳、氮库产生不同的影响。SOC、SON 作为土壤有机碳、氮中活性最高的组分之一,在黄土高原不同土壤中的含量及其转化特性是值得研究的问题。但目前国内关于这一方面的研究尚少见报道。

因此,本文研究了该区不同土壤培养过程中可溶性有机碳、氮含量的变化,并采用 UV 和荧光光谱法评价了 SOC、SON 结构的变化,旨在确定可溶性有机物在土壤碳、氮转化中的作用。

^{*} 国家自然科学基金项目(30370288、40571087、40773057 和 30230230)、中德合作科研项目(DAAD 和 CSC)、西北农林科技大学拔尖人才支持计划(2006)和延安大学科研项目(YD2007-61)资助

[†] 通讯作者, E-mail: jbzhou@public.xa.sn.cn

作者简介: 赵满兴(1971~),男,陕西合阳人,讲师,博士,主要从事土壤与植物营养研究。E-mail: zhaomanxing@163.com

收稿日期:2006-11-13;收到修改稿日期:2006-12-31

1 材料与方法

1.1 研究区概况

供试土壤于 2005 年 9 月分别采自黄土高原南部陕西省由北向南的永寿县、杨凌区和周至县 3 个不同地域,土壤类型分别为黑垆土、红油土和淋溶褐土,按系统分类分别属普通钙积干润均腐土、普通土垫旱耕人为土和普通筒育干润淋溶土。气候类型均为暖温带大陆性季风气候,属半湿润易旱地区。其中永寿县地处渭北旱塬西部,年平均气温 10.8 ,

年平均降水量 610 mm。杨凌区年平均气温 12.9 ,年平均降水量 632 mm。周至县地处秦岭北麓,年平均气温 13.2 ,年平均降水量 674 mm。

1.2 样品采集

在上述每个地区各选择 3 块农田,采集 0~20 cm 土层土壤样品;农田种植作物为玉米。同时在永寿县选择 3 块林龄在 40 a 左右的刺槐林地,分别采集 0~20 cm 土层土壤样品。采样时在每块样地采多点混合样品,剔除残留的根茬等,充分混匀,自然风干,过 2 mm 筛。采用常规分析方法分析土壤理化性质(表 1)。

表 1 供试土壤基本理化特性

Table 1 Chemical and physical properties of the soil samples collected

地点 Site	土壤类型 Soil type	编号 No.	pH (H ₂ O)	全碳 Total C (g kg ⁻¹)	全氮 Total N (g kg ⁻¹)	碳氮比 C/N	黏粒 Clay (%)	粉粒 Silt (%)	砂粒 Sand (%)	田间持水量 Water holding capacity (%)
永寿	黑垆土	1 [#]	7.51	8.81	1.11	8.00	29.5	60.1	10.4	43.4
Yongshou	Typ-Isohumols	2 [#]	7.59	12.9	1.23	10.4	28.2	53.3	18.5	37.4
		3 [#]	6.65	8.86	1.17	7.60	33.1	58.4	8.52	45.0
		4 [#] -F	6.32	15.1	1.73	8.70	33.9	54.7	11.4	56.8
		5 [#] -F	7.73	26.5	1.85	14.3	31.2	60.8	7.96	51.7
		6 [#] -F	7.68	28.0	1.72	16.3	29.2	59.5	11.2	54.8
杨凌	红油土	7 [#]	7.60	16.2	1.16	14.0	36.5	61.1	2.44	48.5
Yangling	Typ-EumrOrthic	8 [#]	7.71	16.6	1.06	15.7	37.9	60.0	2.05	45.8
	Anthrosols	9 [#]	7.74	20.2	1.27	15.9	28.7	60.5	10.8	49.9
周至	淋溶褐土 Typic	10 [#]	7.65	10.2	1.14	9.00	37.6	60.2	2.20	49.7
Zhouzhi	Hapli-Ustic	11 [#]	7.64	7.92	1.03	7.70	31.9	61.9	6.15	46.3
	Argosols	12 [#]	5.48	8.49	1.17	7.30	40.3	55.1	4.63	46.4

注: 4[#]-F、5[#]-F 和 6[#]-F 为 3 个林地土样, 其余均为农地土样(下同) Note: 4[#]-F, 5[#]-F and 6[#]-F represent soil samples from forest land, and the rest represent soil samples from crop fields. It is the same in the following tables

1.3 研究方法

1.3.1 培养实验 称 30 g 风干的供试土壤于 250 ml 玻璃瓶里,调节土壤含水量为田间持水量的 50%。轻轻盖上瓶盖,保持培养过程的通气状况。每个土样重复 9 次。在 20℃ 下培养 0、8 和 35 d 时,每个土样取 3 个重复,加入 150 ml 5 mmol L⁻¹CaCl₂ 溶液,然后置于往复振荡机上振荡 30 min,静置 1 h 后,将上清液过 0.45 μm 滤膜,得到待测滤液(若不能立即测定,将其放置在 -20℃ 冰柜保存)。

1.3.2 分析方法 测定滤液中 SOC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和总可溶性氮(Total soluble nitrogen, TSN)含量,以及滤液的 UV280 吸收和荧光吸收特性。其中:可溶性有机碳(SOC)采用 TOC-5050 分析仪测

定;总可溶性氮(TSN)用 3%碱性过硫酸钾在 120℃ 下氧化 30 min 后,与 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 同时用连续注射流动分析仪测定。可溶性有机氮(SON) = TSN - NO₃⁻-N - NH₄⁺-N^[18]。UV 在 280 nm 处的吸光值(UV280)采用 UVIKON 930 型的光谱仪测定^[18, 19];荧光吸收采用 SFM 25 型荧光光谱仪测定,计算腐殖化指数 HIX_{em}(Humification index)^[11]。

1.3.3 计算与统计分析 HIX_{em}定义为长波区域(435~480 nm)的面积除以短波区域(300~345 nm)的面积^[11, 12]。土壤可溶性有机氮 SON 根据土壤全氮和可溶性无机氮(NH₄⁺-N + NO₃⁻-N)的差值得^[20]。

所有数据用 EXCEL 和 SAS 8.0 version 进行统计

分析。

2 结果与分析

2.1 培养过程中土壤可溶性有机碳、氮含量的变化

2.1.1 培养过程中土壤 SOC 含量的变化 由表 2 可以看出,随着培养时间的持续,土壤 SOC 含量呈降低趋势。与起始土壤相比,培养第 8 天时土壤 SOC 含量下降比例在 53.8 %~73.2 %之间,第 35 天时 SOC 含量下降幅度在 65.9 %~73.3 %之间。培养前 8 天中土壤 SOC 含量的下降显著高于培养第 8~35 天间 SOC 含量的下降,说明土壤中大部分的 SOC 在培养的前期发生矿化作用。

同一地区、不同土地利用方式即农田和林地相

比,起始时林地土壤 SOC 的含量显著高于农田,平均较农田土壤高近 1 倍,这与林地土壤有机质含量高有关。培养第 8 天时,林地土壤 SOC 含量的降低幅度(73.2 %)显著高于农田土壤(53.8 %)。由培养的第 8 天到第 35 天,农田土壤 SOC 平均含量继续下降,但幅度明显降低;而林地土壤 SOC 含量并未下降,反而有所增加,反映了土地利用方式不同对土壤 SOC 影响的不同。

不同地点农田土壤相比,起始时杨凌红油土 SOC 平均含量最高,其次为周至淋溶褐土,永寿黑垆土最低。培养第 8 天时,红油土、淋溶褐土 SOC 含量的降低幅度相对较高;但到第 35 天时,不同地点土壤 SOC 的含量虽有差异,但未达显著水平。反映了农田土壤 SOC 特性的类似性。

表 2 不同培养时间土壤 SOC 含量的变化
Table 2 Change in SOC contents in soils different in incubation time (mg kg⁻¹ soil)

地点 Site	土壤编号 Soil No.	初始含量 Initial content (mg kg ⁻¹)	第 8 天 8th day		第 35 天 35th day	
			含量 Content (mg kg ⁻¹)	降幅 Decreased (%)	含量 Content (mg kg ⁻¹)	降幅 Decreased (%)
永寿 Yongshou	1 [#]	40.3 ±5.5	25.3 ±1.2	37.2 ±5.6	13.2 ±4.0	67.2 ±9.3
	2 [#]	50.7 ±4.3	23.0 ±8.1	54.6 ±12.3	11.2 ±0.6	77.9 ±1.5
	3 [#]	46.5 ±5.0	14.1 ±2.0	69.7 ±7.8	22.1 ±0.1	52.5 ±5.2
	均值 Mean	45.8 c	20.8 ab	53.8 b	15.5 a	65.9 a
	4 [#] -F	85.3 ±2.8	25.1 ±2.8	70.6 ±3.0	28.7 ±4.1	66.4 ±4.8
	5 [#] -F	97.2 ±6.5	23.1 ±4.3	76.2 ±3.2	24.7 ±0.1	74.6 ±1.7
	6 [#] -F	76.8 ±1.3	20.9 ±1.9	72.8 ±2.8	27.0 ±0.1	64.8 ±0.6
杨凌 Yangling	均值 Mean	86.4 a	23.0 a	73.2 a	26.8 a	68.6 a
	7 [#]	65.2 ±6.7	24.8 ±1.5	62.0 ±3.6	13.2 ±2.4	79.8 ±3.7
	8 [#]	57.5 ±3.1	27.6 ±0.1	52.0 ±2.6	14.2 ±1.1	75.3 ±2.9
	9 [#]	75.8 ±9.5	24.7 ±3.4	67.4 ±5.8	26.6 ±2.6	64.9 ±7.9
周至 Zhouzhi	均值 Mean	66.2 b	25.7 a	60.5 ab	18.0 a	73.3 a
	10 [#]	64.5 ±6.5	17.5 ±2.1	72.9 ±5.8	24.1 ±0.2	62.6 ±3.6
	11 [#]	54.5 ±4.5	20.2 ±2.8	62.9 ±8.4	16.1 ±0.3	70.5 ±3.1
	12 [#]	60.0 ±1.5	15.3 ±1.3	74.5 ±1.9	10.9 ±2.5	81.8 ±4.5
	均值 Mean	59.7 bc	17.7 b	70.1 ab	17.0 a	71.6 a

注: SOC 减少比例(%)=(起始含量-第 8 天(或者第 35 天含量))×100/起始含量;表中同列中不同字母表示差异达显著水平(n=12);下同
Note: SOC decrease (%) = [initial content - content on the 8th day (or the 35th day)] ×100/ initial content. Different letters in each column indicates significant difference. The same in the following tables

2.1.2 培养过程中土壤 SON 含量的变化 不同土壤培养过程中 SON 含量呈明显的增加趋势(表 3)。与起始土壤相比,培养第 8 天时土壤 SON 含量增加比例在 6.60 %~81.5 %之间;到第 35 天时,SON

含量增加比例在 17.5 %~128 %之间。

同一地区,农田和林地利用方式相比,起始时林地土壤 SON 的含量也显著高于农田,平均较农田土壤高 1 倍多,这也与林地土壤有机质含量高

有关。培养后,无论是培养 8 d 或 35 d,农田土壤 SON 含量的增加幅度显著高于林地土壤,如培养 8 d 时农田土壤 SON 含量平均增加幅度达 81.5%,而林地土壤仅为 6.60%。这可能与林地土壤有机质的 C/N 较高(表 1),所含难分解组分比例多有关。

不同地点农田土壤相比,培养起始时杨凌红油土 SON 平均含量最高,周至淋溶褐土和永寿黑垆土 SON 含量相近。培养第 35 天时,不同地点土壤 SON 的含量虽有差异,但未达显著水平。从土壤 SON 含量的增加幅度看,周至淋溶褐土和永寿黑垆土的高于杨凌红油土。

表 3 不同培养时间土壤 SON 含量的变化

Table 3 Change in SON contents in soils different in incubation time (mg kg⁻¹ soil)

地点 Site	土壤编号 Soil No.	起始含量 Initial content (mg kg ⁻¹)	第 8 天 8th day		第 35 天 35th day	
			含量 Content (mg kg ⁻¹)	增幅 Increased(%)	含量 Content (mg kg ⁻¹)	增幅 Increased(%)
永寿 Yongshou	1 #	2.93 ±0.35	4.43 ±0.45	51.2 ±1.9	5.52 ±0.11	88.4 ±3.4
	2 #	3.63 ±0.20	5.10 ±0.35	40.5 ±3.1	6.09 ±0.31	67.8 ±5.0
	3 #	1.69 ±0.29	4.27 ±0.11	153 ±13	5.48 ±0.22	224 ±4
	均值 Mean	2.75 b	4.60 bc	81.5 a	5.70 a	127 a
	4 #-F	5.02 ±0.16	5.37 ±0.64	7.08 ±1.22	7.06 ±0.25	40.6 ±2.8
	5 #-F	7.05 ±0.27	7.47 ±0.50	6.05 ±0.45	7.62 ±0.17	8.09 ±0.73
	6 #-F	6.31 ±0.50	6.75 ±0.63	6.97 ±1.32	6.54 ±0.42	3.65 ±1.00
杨凌 Yangling	均值 Mean	6.13 a	6.53 a	6.60 a	7.07 a	17.5 a
	7 #	4.11 ±0.34	5.21 ±0.55	26.8 ±3.5	6.08 ±0.12	47.9 ±11.4
	8 #	2.60 ±0.16	5.11 ±0.26	96.5 ±8.2	6.22 ±0.30	139 ±8
	9 #	5.13 ±0.46	6.70 ±0.20	30.6 ±8.3	7.43 ±0.05	44.8 ±14.4
周至 Zhouzhi	均值 Mean	3.95 ab	5.67 ab	51.3 a	6.58 a	77.3 a
	10 #	2.40 ±0.36	4.19 ±0.33	74.6 ±8.1	6.55 ±0.43	173 ±16
	11 #	2.19 ±0.16	3.47 ±0.45	58.4 ±2.6	5.71 ±0.30	161 ±10
	12 #	2.63 ±0.29	3.47 ±0.11	31.9 ±7.6	3.92 ±0.14	49.0 ±3.8
	均值 Mean	2.41 b	3.71 c	55.0 a	5.39 a	128 a

表 4 不同培养时间土壤 SOC/ SON 的变化

Table 4 Change in SOC/ SON ratio with incubation

地点 Site	土壤编号 Soil No.	初始 SOC/ SON Initial SOC/ SON	第 8 天 8th day		第 35 天 35th day	
			SOC/ SON	降幅 Decreased(%)	SOC/ SON	降幅 Decreased(%)
永寿 Yongshou	1 #	13.7 ±0.3	5.41 ±0.40	60.6 ±1.4	2.39 ±0.70	82.5 ±4.8
	2 #	14.0 ±0.5	4.42 ±1.33	68.8 ±8.1	1.80 ±0.11	87.1 ±0.3
	3 #	27.7 ±2.1	3.28 ±0.38	88.1 ±1.4	3.94 ±0.22	85.9 ±0.1
	均值 Mean	18.5 a	4.37 a	72.4 a	2.71 a	85.2 a
	4 #-F	17.0 ±0.2	7.65 ±1.84	54.7 ±13.1	4.07 ±0.59	75.9 ±3.9
	5 #-F	13.8 ±0.5	3.28 ±0.38	76.8 ±3.4	3.80 ±0.10	72.5 ±0.1
	6 #-F	12.2 ±0.9	3.10 ±0.43	74.6 ±1.7	4.18 ±0.33	65.6 ±0.1
杨凌 Yangling	均值 Mean	14.3 a	4.68 a	68.7 a	4.02 a	71.3 b
	7 #	15.9 ±0.6	6.76 ±0.43	57.9 ±8.6	2.16 ±0.42	86.2 ±2.6
	8 #	22.2 ±1.0	5.20 ±0.31	76.6 ±0.9	2.69 ±0.14	87.8 ±0.8
	9 #	14.8 ±1.0	3.71 ±0.47	75.0 ±4.8	3.59 ±0.35	75.7 ±3.3
周至 Zhouzhi	均值 Mean	17.6 a	5.22 a	69.8 a	2.81 a	83.2 a
	10 #	29.4 ±4.8	4.23 ±0.87	85.7 ±4.2	3.50 ±0.22	88.1 ±0.2
	11 #	25.0 ±2.8	5.72 ±1.21	77.2 ±5.4	2.90 ±0.20	88.4 ±1.5
	12 #	23.0 ±2.3	10.8 ±0.8	53.0 ±0.7	2.78 ±0.59	87.8 ±1.4
	均值 Mean	22.5 a	6.93 a	72.0 a	3.06 a	88.1 a

2.2 培养过程中土壤 SOC/ SON 比值的变化

土壤提取液的 SOC/ SON 在一定程度上反映了可溶性有机物的组成特性。由于培养过程中土壤 SOC 含量下降而 SON 含量增加,因此,培养过程中土壤 SOC/ SON 呈明显的降低趋势(表 4),尤其以培养第 8 天时最为明显。

同一土壤类型,林地与农田相比,培养起始时农田土壤 SOC/ SON 有高于林地土壤的趋势,而培养结束时林地的土壤 SOC/ SON 却高于农田土壤。但统计分析发现,这种差异并未达显著水平。不同农田土壤间的 SOC/ SON 的差异也未达显著水平。

2.3 培养过程中土壤可溶性有机物结构特性的变化

2.3.1 UV280 吸收特性的变化 与培养起始时土壤可溶性有机物的 UV 吸收值相比,除个别土壤

外,溶液的 UV 吸收值均明显增加(表 5)。一般认为,UV280 吸收值与可溶性有机物中结构相对复杂的芳香类化合物的含量有关,UV280 吸收值高,说明芳香类化合物的含量相对丰富^[21~25]。由此可见,随着培养过程的进行,土壤可溶性有机物中结构相对复杂的芳香类化合物含量呈增加趋势。

同一地区,农田和林地利用方式相比,在培养的各个阶段林地土壤可溶性有机物的 UV280 吸收值的平均值均高于农田土壤,其中培养第 8 天时,二者间的差异达显著水平。

不同地区农田土壤相比,培养起始时红油土和黑垆土的 UV280 吸收值间无显著差异,但均显著高于淋溶褐土的 UV280 吸收值。而培养第 8 天和第 35 天时,依然是红油土和黑垆土的 UV280 吸收值较淋溶褐土的高,但 3 类土壤 UV280 吸收值的差异未达显著水平。

表 5 不同培养时间可溶性有机物 UV280 吸收特性的变化

Table 5 Variation of UV 280 characteristics of SOM with incubation

地点 Site	土壤编号 Soil No.	初始 UV280	第 8 天 8th day		第 35 天 35th day	
		Initial UV280	UV280		UV280	
		(L10 mg C ⁻¹ cm ⁻¹)	(L 10 mg C ⁻¹ cm ⁻¹)	增幅 Increased(%)	(L 10 mg C ⁻¹ cm ⁻¹)	增幅 Increased(%)
永寿 Yongshou	1 #	0.065 ±0.007	0.044 ±0.003	- 32.3 ±1.4	0.134 ±0.008	106 ±7
	2 #	0.074 ±0.011	0.063 ±0.001	- 14.9 ±2.4	0.135 ±0.036	82.4 ±3.1
	3 #	0.055 ±0.005	0.076 ±0.011	38.2 ±3.6	0.025 ±0.006	- 54.5 ±3.8
	均值 Mean	0.065 a	0.061 b	- 3.10 b	0.094 a	44.7 a
	4 #-F	0.068 ±0.002	0.114 ±0.012	67.6 ±5.7	0.077 ±0.008	13.2 ±6.7
	5 #-F	0.075 ±0.007	0.153 ±0.023	104 ±17	0.104 ±0.030	38.7 ±6.3
	6 #-F	0.077 ±0.007	0.155 ±0.013	101 ±38	0.129 ±0.028	67.5 ±10.6
	均值 Mean	0.073 a	0.141 a	91.0 a	0.107 a	39.8 a
杨凌 Yangling	7 #	0.071 ±0.006	0.082 ±0.008	15.5 ±4.4	0.114 ±0.001	60.0 ±1.0
	8 #	0.063 ±0.004	0.065 ±0.002	3.18 ±0.14	0.080 ±0.014	27.0 ±5.1
	9 #	0.068 ±0.004	0.127 ±0.018	86.8 ±19.8	0.095 ±0.010	39.7 ±4.6
	均值 Mean	0.067 a	0.091 ab	35.1 ab	0.095 a	42.4 a
周至 Zhouzhi	10 #	0.050 ±0.008	0.096 ±0.014	92.0 ±23.3	0.050 ±0.001	0.00 ±0.73
	11 #	0.038 ±0.006	0.040 ±0.003	5.32 ±1.13	0.049 ±0.013	28.9 ±3.4
	12 #	0.039 ±0.001	0.061 ±0.001	56.4 ±0.8	0.058 ±0.003	48.7 ±6.3
	均值 Mean	0.042 b	0.066 b	51.2 ab	0.056 a	25.9 a

2.3.2 腐殖化指数 HIX_{em}的变化 由表 6 可以看出,随着培养过程的进行,不同土壤可溶性有机物的 HIX_{em}值均明显增加。与培养起始时相比,培养第 8 天时不同土壤可溶性有机物 HIX_{em}值的平均增加幅度在 44.4 %~157 %之间,培养第 35 天时的增加幅

度在 91.4 %~180 %之间。HIX_{em}值反映了土壤可溶性有机物的矿化降解特性^[26]。培养过程中土壤可溶性有机物 HIX_{em}值的增加,与随着培养过程的进行,土壤可溶性有机物中易降解的组分发生分解,而较难分解组分含量的比例相对增加有关。

同为黑垆土,农田和林地利用方式相比,培养起始时农田土壤可溶性有机物 HIX_{em} 的平均值高于林地土壤;而培养第 8 天和第 35 天时,林地土壤可溶性有机物 HIX_{em} 的平均值却高于农田土壤。说明培养过程中林地土壤可能向溶液中释放了更多的结构相对复杂的可溶性有机物。

不同地区农田土壤相比,杨凌红油土可溶性有机物 HIX_{em} 值相对最高,其次为永寿黑垆土,周至淋溶褐土最低。方差分析表明,培养起始时 3 类土壤的 HIX_{em} 值间无显著差异;而培养第 8 天和第 35 天时,红油土和黑垆土的 HIX_{em} 值间无显著差异,但均显著高于淋溶褐土的 HIX_{em} 值。

表 6 不同培养时间可溶性有机物 HIX_{em} 值的变化
Table 6 Changes in humification index (HIX_{em}) of SOM with incubation

地点 Site	土壤编号 Soil No.	初始 HIX_{em} Initial HIX_{em}	第 8 天 8th day		第 35 天 35th day	
			HIX_{em}	增幅 Increased(%)	HIX_{em}	增幅 Increased(%)
永寿 Yongshou	1 [#]	5.26 ±0.80	8.40 ±0.61	59.7 ±17.8	10.5 ±1.6	99.6 ±32.9
	2 [#]	6.92 ±0.44	8.60 ±1.57	24.3 ±7.3	12.6 ±0.9	82.5 ±2.7
	3 [#]	3.12 ±0.16	5.10 ±0.29	63.5 ±3.3	5.99 ±0.30	92.0 ±1.1
	均值 Mean	5.10 a	7.37 ab	44.4 a	9.39 ab	91.4 a
	4 [#] -F	3.69 ±0.28	7.98 ±0.47	116 ±8	9.05 ±0.31	145 ±13
	5 [#] -F	3.88 ±0.14	11.0 ±0.6	183 ±17	12.0 ±1.0	208 ±25
	6 [#] -F	4.29 ±0.24	11.5 ±0.3	168 ±22	12.3 ±1.2	187 ±12
	均值 Mean	3.95 a	10.2 a	157 a	11.1 ab	180 a
杨凌 Yangling	7 [#]	6.22 ±0.27	9.02 ±0.84	45.0 ±8.1	12.7 ±0.6	104 ±2
	8 [#]	5.02 ±0.14	8.98 ±0.18	78.9 ±2.4	11.8 ±0.4	135 ±5
	9 [#]	5.39 ±0.83	10.8 ±0.5	101 ±25	13.4 ±0.7	149 ±26
	均值 Mean	5.54 a	9.60 ab	73.2 a	12.63 a	129.2 a
周至 Zhouzhi	10 [#]	2.55 ±0.49	7.20 ±1.15	182 ±47	9.41 ±0.34	269 ±57
	11 [#]	3.50 ±1.46	6.37 ±0.14	82.0 ±2.7	8.02 ±0.70	129 ±18
	12	3.77 ±0.47	4.68 ±0.13	24.1 ±4.5	5.39 ±0.04	43.0 ±8.7
	均值 Mean	3.27 a	6.08 b	85.8 a	7.61 b	147 a

3 讨 论

3.1 培养过程中 SOC、SON 含量变化的关系及其效应

土壤中的 SOC 和 SON 是土壤有机物转化和微生物代谢活动的中间产物,其含量的高低是土壤微生物对有机物分解与利用的综合反映。本研究发现,随着培养过程的进行,土壤中 SOC 含量显著降低(表 2),其中以培养 0~8 d 间的降幅最为明显,说明培养起始阶段土壤中的 SOC 易被土壤微生物分解而发生矿化作用。国内外一些研究发现^[27, 28],土壤风干对土壤有机质矿化有明显的促进作用(即干土效应)。由于本实验培养时采用的风干土壤,因此,培养起始阶段(第 0~8 天)SOC 含量的显著降低

可能与一直保持湿润的土壤有所不同。
与土壤 SOC 的变化不同,研究的不同土壤 SON 含量在培养过程中均呈增加趋势(表 3)。Jones 等^[30]研究发现,3 种草地土壤在 56 d 的培养过程中,有两种土壤 SON 含量无明显变化,而另一土壤 SON 含量显著增加。提出可将土壤中的 SON 分为两种组分,一类为以游离氨基酸和蛋白质为主的低分子量的易分解组分,另一类为以富含腐殖物质的大分子物质的难分解组分,前者周转速度快,后者缓慢,两者的比例决定了一定时期内土壤中 SON 的转化特性和数量变化^[30~33]。土壤 SOC 和 SON 反映了土壤中可溶性有机物的含量和特性的变化,培养过程中 SOC 含量降低,而 SON 含量不降反升,反映了培养过程中土壤可溶性有机物组分的变化有所不同。

土壤 SON 含量增加的原因可能包括:(1)微生物分解土壤有机物的代谢过程中向介质中释放了一定数量的可溶性有机物;(2)死亡的微生物体的贡献;(3)随着微生物对有机物的分解,释放的含氮化合物数量增加。

研究发现,培养过程中土壤 SOC 含量减少,SON 含量增加。由于 SOC 和 SON 在土壤中的吸附和迁移特性不同^[34, 35],这无疑会影响到土壤中较为活跃的组分在土壤中的去向,由此可能带来的可溶性有机态养分的损失问题值得关注。

3.2 培养过程中可溶性有机物结构特性的变化及其意义

近年来,可溶性有机物对 UV280 和荧光的吸收特性被认为是评价其结构复杂程度和分解特性的一种简便方法^[21, 25]。这类方法的理论基础是不同有机物所含的基团对不同类型和长度的光谱具有各自的吸收特性。本研究发现,随着培养过程的进行,提取的可溶性有机物的 UV280 和 HIX_{em} 值也呈有规律的变化,即与培养起始值相比,土壤可溶性有机物的 UV280 值和 HIX_{em} 值均显著增加,这与其他学者^[26]的结论相一致。出现这一现象与培养过程中可溶性有机物中易于降解的组分被微生物分解,使得结构相对复杂的芳环物质比例的相对增高有关。培养过程中 HIX_{em} 值的升高,反映了随着土壤矿化进程的推进,可溶性有机物中疏水性组分和酚类组分的比例在增加。可见,UV280 和 HIX_{em} 值可以在一定程度上反映培养过程中可溶性有机物种类的变化情况。

培养过程中供试土壤可溶性有机物的 HIX_{em} 值均在增加(表 6),而可溶性有机物 UV280 吸收值的变化有所不同,虽然与培养起始值相比,UV280 吸收值增加,但培养的第 8 天和第 35 天相比,不同土壤 UV280 吸收值的变化有所不同。相关分析发现,培养第 8 天提取的 SOC 的减少幅度与起始 UV280 值、UV280 增加幅度间的关系均未达到显著水平,而第 35 天提取的 SOC 减少幅度与 UV280 增加比例呈显著正相关($r = 0.597$, $n = 12$, $p < 0.01$),与起始 UV280 值间的关系相关不显著($r = 0.028$, $n = 12$, $p > 0.05$),这与 Kalbitz 等^[36]的研究结论一致。培养第 8 天提取的 SOC 含量降低的幅度与起始 HIX_{em} 值间呈显著的负相关关系($r = -0.619$, $n = 12$, $p < 0.01$),而第 35 天提取的 SOC 降低幅度与起始 HIX_{em} 值、 HIX_{em} 增加比例间的负相关均未达到显著水平。因此,有必要扩大研究土壤的种类和数量,进一步研究可溶性有机物的 UV280 和 HIX_{em} 值与其结构之间

的关系。

3.3 不同土壤 SOC、SON 含量及其光谱吸收特性差异的原因

供试土壤采自黄土高原南部不同地区,利用方式也存在差异。由测定结果看(表 2,表 3),土壤 SOC 和 SON 含量存在明显差异。同一土壤类型,在培养起始时和培养的不同阶段林地土壤 SOC 和 SON 含量均明显高于农田土壤,这与林地土壤有机质含量较高有关。这一结论与其他学者的研究结果相类似^[37]。同时,比较培养过程中提取的可溶性有机物的 UV280 吸收值(表 5)看,林地土壤与农田土壤也存在差异。由培养第 8 天至第 35 天时,林地土壤 UV280 吸收值降低,而农田土壤却有所增加,反映了土地利用方式对土壤中可溶性有机物组分的影响也有所不同。

不同农田土壤相比,杨凌红油土的 SOC 和 SON 的平均含量均高于永寿黑垆土和周至的淋溶褐土,红油土可溶性有机物的 UV280 和 HIX_{em} 值也较黑垆土和淋溶褐土高。这反映了气候、施肥等耕作栽培措施对土壤可溶性有机物特性影响的不同。供试的 3 种土壤,杨凌红油土的耕作历史最为悠久,由于长期施用有机肥,在自然土壤剖面中形成了厚度不等的覆盖层^[17],因此,土壤 SOC 和 SON 含量较其他两类土壤高;培养的不同阶段土壤可溶性有机物的 UV280 和 HIX_{em} 值也较其他两类土壤高,说明可溶性有机物的腐殖化程度也相对较高。培养起始时和培养的不同阶段周至淋溶褐土 SOC 和 SON 含量、土壤可溶性有机物的 UV280 和 HIX_{em} 值相对最低,这一方面可能与这类土壤耕种时间短、有机肥施用量少有关;另一方面,可能与这类土壤所处的水热条件好、有机质的分解和淋溶相对较强有联系。

可见,通过对不同土壤 SOC 和 SON 含量及其光谱吸收特性(UV280 和 HIX_{em} 值)的研究,为评价不同气候、植被和耕作栽培措施对土壤可溶性有机物这一活跃组分的含量及其结构特性的变化提供了一种有效的研究手段。

4 结 论

1) 不同土壤培养过程中 SOC 含量呈明显下降,而 SON 含量却呈明显增加趋势。不同农田土壤相比,在培养起始时和培养的不同阶段红油土 SOC 和 SON 的平均含量均高于黑垆土和淋溶褐土;同为黑垆土,林地土壤 SOC 和 SON 含量均明显高于相应农

田土壤。反映了气候、植被和栽培措施等对土壤 SOC 和 SON 含量的影响。

2) 与起始值相比,土壤培养后提取的可溶性有机物的 UV280 和 HIX_{em} 值均明显增加,其中 HIX_{em} 值在培养的第 8 天和第 35 天时呈明显的增加趋势。随着培养过程的持续,SOC/SON 比值逐渐下降。这些均反映了培养过程中可溶性有机物种类及结构的变化。

3) 培养过程中 UV280 值的增加幅度与 SOC 含量的减少幅度呈显著正相关,培养起始时可溶性有机物的 HIX_{em} 值与培养第 8 天时 SOC 的减少呈显著负相关,说明 UV280 和 HIX_{em} 值可以在一定程度上反映可溶性有机物种类和结构特性的变化。

致 谢 感谢德国拜罗伊特大学土壤生态研究所中心实验室全体人员在实验分析方面给予的帮助。

参 考 文 献

- [1] Zsolnay A. Dissolved humus in soil waters. In: Piccolo A. ed. Humic Substances in Terrestrial Ecosystems. Amsterdam: Elsevier, 1996. 171 ~ 223
- [2] 王晶, 张旭东, 解宏图, 等. 现代土壤有机质研究中新的量化指标概述. 应用生态学报, 2003, 14(10): 1 809 ~ 1 812. Wang J, Zhang X D, Xie H T, *et al.* New quantificational indexes in modern study of soil organic matter (In Chinese). Chin. J. Appl. Ecol., 2003, 14(10): 1 809 ~ 1 812
- [3] 李忠佩, 张桃林, 陈碧云. 可溶性有机碳的含量动态及其与土壤有机碳矿化的关系. 土壤学报, 2004, 41(4): 544 ~ 552. Li Z P, Zhang T L, Chen B Y. Dynamics of soluble organic carbon and its relation to mineralization of soil organic carbon (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(4): 544 ~ 552
- [4] Murphy D V, Macdonald A J, Stockdale E A, *et al.* Soluble organic nitrogen in agricultural soils. Bio. Fertil. Soils, 2000, 30: 374 ~ 387
- [5] Mengel K, Schneider B, Kosegarten J. Nitrogen compounds extracted by electroultrafiltration (EUF) or $CaCl_2$ solution and their relationship to nitrogen mineralization in soils. Plant Nutr. Soil Sci., 1999, 162: 139 ~ 148
- [6] Stevens P A, Wannop C P. Dissolved organic nitrogen and nitrate in an acid forest soil. Plant and Soil, 1987, 102: 137 ~ 139
- [7] Smith S J. Soluble organic nitrogen losses associated with the recovery of mineralized nitrogen. Soil Sci. Soc. Am. J., 1987, 51: 1 191 ~ 1 194
- [8] Qualls R G, Haines B L, Swank W T. Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. Ecology, 1997, 72: 254 ~ 266
- [9] Park J H, Kalbitz K, Matzner E. Resource control on the production of dissolved organic carbon and nitrogen in a deciduous forest floor. Soil Biol. Biochem., 2002, 34: 813 ~ 822
- [10] Gatzel S, Kalbitz K, Dalva M, *et al.* Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. Geoderma, 2003, 113: 397 ~ 411
- [11] Zsolnay A, Baigar E, Jimenez M, *et al.* Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. Chemosphere, 1999, 8: 45 ~ 50
- [12] Kalbitz K, Geyer W, Geyer S. Spectroscopic properties of dissolved humic substances-A reflection of land use history in a fen area. Biogeochem., 1999, 7: 219 ~ 238
- [13] Kalbitz K, Geyer S, Geyer W. A comparative characterization of dissolved organic matter by means of original aqueous samples and isolated humic substances. Chemosphere, 2000, 40: 1 305 ~ 1 312
- [14] Senesi N. Molecular and quantitative aspects of the chemistry of fulvic acid and its interactions with metal ions and organic chemicals. Part II. The fluorescence spectroscopy approach. Anal. Chim. Acta., 1990, 232: 77 ~ 106
- [15] Møbed J J, Hemmingsen S, Autry J L, *et al.* Fluorescence characterization of IHSS humic substances: Total luminescence spectra with absorbance correction. Environ. Sci. Technol., 1996, 30: 3 061 ~ 3 065
- [16] Kalbitz K, Geyer W. Humification indices of water-soluble fulvic acids derived from synchronous fluorescence spectra: Effects of spectrometer type and concentration. Plant Nutr. Soil Sci., 2001, 164: 259 ~ 265
- [17] 郭兆元主编. 陕西土壤. 北京: 科学出版社, 1992. Guo Z Y, ed. Soil of Shaanxi (In Chinese). Beijing: Science Press, 1992
- [18] McKnight D M, Harnish R, Wershaw R L, *et al.* Chemical characteristics of particulate, colloidal, and dissolved organic material in Loch Vale Watershed, Rocky Mountain National Park. Biogeochemistry, 1997, 16: 99 ~ 124
- [19] Chin Y P, Aiken G, Loughlin E O. Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. Environ. Sci. Technol., 1994, 28: 1 853 ~ 1 858
- [20] 周建斌, 李生秀. 碱性过硫酸钾法测定溶液中全氮含量法氧化剂的选择. 植物营养与肥料学报, 1998, 4(3): 299 ~ 304. Zhou J B, Li S X. Choosing of a proper oxidizer for alkaline persulfate oxidation to determining total nitrogen in solution (In Chinese). Plant Nutrition and Fertilizer Science, 1998, 4(3): 299 ~ 304
- [21] Parlanti E, Würz K, Geoffroy L, *et al.* Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs. Org. Geochem., 2000, 31: 1 765 ~ 1 781
- [22] Hongve D, van Hees P A W, Lundstrom U S. Dissolved components in precipitation water percolated through forest litter. Eur. J. Soil Sci., 2000, 51: 667 ~ 677
- [23] Zsolnay A, Steindl H. Geovariability and biodegradability of the water-extractable organic material in an agricultural soil. Soil Biol. Biochem., 1991, 23: 1 077 ~ 1 082
- [24] Moran M A, Sheldon Jr W M, Zepp R G. Carbon loss and optical properties changes during long-term photochemical and biological degradation of estuarine dissolved organic matter. Limnol. Oceanogr., 2000, 45: 1 254 ~ 1 264
- [25] Pinney M L, Westerhoff P K, Baker L. Transformation in dissolved

- organic carbon through constructed wetlands. *Water Res.*, 2000, 34: 1 897 ~ 1 911
- [26] Kalbitz K, Schmerwitz J, Schwesig D, *et al.* Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. *Geoderma*, 2003, 113: 273 ~ 291
- [27] 沈其荣, 沈振国, 史瑞和. 有机肥氮素的矿化特征及其化学组成的关系. *南京农业大学学报*, 1992, 15(1): 59 ~ 64. Shen Q R, Shen Z G, Shi R H. The characteristics of mineralization of nitrogen in organic manure and its relation to chemical composition of organic manure (In Chinese). *Journal of Nanjing Agricultural University*, 1992, 15(1): 59 ~ 64
- [28] Kuzakov Y, Friedel J K, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.*, 2000, 32: 1 485 ~ 1 498
- [29] Chow A T, Tanji K K, Gao S D, *et al.* Temperature, water content and wet-dry cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils. *Soil Biol. Biochem.*, 2006, 38: 477 ~ 488
- [30] Jones D L, Shannon D, Murphy D, *et al.* Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biol. Biochem.*, 2004, 36: 749 ~ 756
- [31] Antia N J, Harrison P J, Oliveira L. The role of dissolved organic nitrogen in phytoplankton nutrition, cell biology and ecology. *Phycologia*, 1991, 30: 1 ~ 89
- [32] Jones D L, Kemmitt S J, Wright D, *et al.* Rapid intrinsic rates of amino acid biodegradation in soils are unaffected by agricultural management strategy. *Soil Biol. Biochem.*, 2005, 37: 1 267 ~ 1 275
- [33] Christou M, Avramides E J, Jones D L. Dissolved organic nitrogen dynamics in a Mediterranean vineyard soil. *Soil Biol. Biochem.*, 2006, 38: 2 265 ~ 2 277
- [34] Kaiser K, Zech W. Sorption of dissolved organic nitrogen by acid subsoil horizons and individual mineral phases. *European Journal of Soil Science*, 2000, 51: 403 ~ 411
- [35] Ussiri D A N, Johnson C E. Sorption of organic carbon fractions by Spodosol mineral soil horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2004, 68: 253 ~ 262
- [36] Kalbitz K, Schwesig D, Schmerwitz J, *et al.* Changes in properties of soil-derived dissolved organic matter induced by biodegradation. *Soil Biol. Biochem.*, 2003, 35: 1 129 ~ 1 142
- [37] 焦坤, 李忠佩. 红壤稻田土壤溶解有机碳含量动态及其生物降解特征. *土壤*, 2005, 37(3): 272 ~ 276. Jiao K, Li Z P. Dynamics and biodegradation of dissolved organic carbon in paddy soils derived from red clay (In Chinese). *Soils*, 2005, 37(3): 272 ~ 276

VARIATION OF CONTENT AND STRUCTURAL CHARACTERISTICS OF DISSOLVED ORGANIC CARBON AND NITROGEN IN SOLUBLE ORGANIC MATTER DURING MINERALIZATION OF SEVERAL SOILS IN THE LOESS REGION

Zhao Manxing^{1,3} Kalbitz Karsten² Zhou Jianbin^{1†}

(1 College of Resource & Environmental Sciences, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

(2 Department of Soil Ecology, Bayreuth Institute for Terrestrial Ecosystem Research, University of Bayreuth, 95440 Bayreuth, Germany)

(3 College of Life Sciences, Yan'an University, Yan'an, Shaanxi 716000, China)

Abstract Soil samples, collected from farmlands and woodlands in different areas of the Loess Plateau, were incubated aerobically in the lab for 35 days. Results show that the concentration of soluble organic carbon (SOC) in the samples decreased, while the concentration of soluble organic nitrogen (SON) increased significantly during incubation. Typ- Eum-Orthic Anthrosols was much higher than Typic Hapli-Ustic Argosols and Typ- Ishumusols in SOC and SON at the beginning of and throughout the incubation. In the case of Typ- Ishumusols, woodland was significantly higher than farmland in SOC and SON. Incubation significantly increased UV280 and HIX_{em} values of soluble organic matter. The rising trend of the latter was especially significant on the 8th day and the 35th day. The SOC/ SON ratio of the samples gradually declined with the incubation going on. It was discovered through correlation analysis that the increase in UV280 value was positively correlated with the decrease in SOC on the 35th day, and that remarkable negative relationship between initial HIX_{em} and the decrease in SOC on the 8th day, which suggests that UV280 and HIX_{em} are suitable indicators that may to a certain extent reflect changes in types and structures of SOM in the soil.

Key words Soil mineralization; Soluble organic carbon (SOC); Soluble organic nitrogen (SON); UV280 absorption; Humification index (HIX_{em})