

淮南煤矿复垦区土壤腐殖质特征及其与重金属的关系

何梦竹, 许芳芳, 高兆慧, 李玉成, 王宁, 张学胜

(安徽大学 资源与环境工程学院, 合肥 230601)

摘 要:选择淮南典型煤矿复垦区不同土地利用方式下(菜地、玉米—小麦地、林地和荒地)的土壤作为研究对象,运用单因素方差分析和内梅罗综合污染指数调查了其腐殖质组成特征与重金属污染状况并探究两者间关系,为修复矿区复垦土壤提供依据。结果表明:土壤腐殖质含量、腐殖化程度和稳定性依菜地>玉米—小麦地>林地>荒地的次序从最佳向最差过渡。不同土地利用方式下土壤胡敏素(HM)的组成不同, HM 各组分有机碳含量为 $HMr > HMi > HMc$;且施用有机肥土壤较不施肥土壤中 HM 各组分的含量明显增加。复垦区土壤中 Cu 和 Cd 含量均高于土壤背景值, Zn 含量低于土壤背景值, 土壤处于轻度污染状态。施用有机肥提高复垦土壤肥力的同时,需控制有机肥中重金属含量,以降低土壤重金属污染风险。

关键词:土地复垦; 土地利用方式; 理化性质; 腐殖质; 重金属

中图分类号: S153.6; X53

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2017)01-0317-05

Characteristics of Soil Humus and Correlation with Heavy Metals in Reclaimed Land in Huainan Coal Mine

HE Mengzhu, XU Fangfang, GAO Zhaohui, LI Yucheng, WANG Ning, ZHANG Xuesheng

(School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230601, China)

Abstract: The typical reclaimed land area in Huainan Coal Mine was chosen as the site. We used one-way ANOVA and Nemerow Synthetical Pollution Index to investigate the composition characteristics of humus and the status of heavy metals pollution in soil. The relationship between them was also discussed under different land use patterns (vegetable field, corn-wheat field, woodland and bare land). This study can provide the significant basis for remediation the reclaimed land. The results showed that the rank of humus contents, humification degrees and stability decreased in the order: vegetable field>corn-wheat field>woodland>bare land. The composition of soil humin (HM) was various under different land use patterns, the sequence of carbon content in humin composition was $HMr > HMi > HMc$. The contents of HM fractions significantly increased with application of organic fertilizer. The concentrations of Cu and Cd in soil from the reclaimed land were higher than those in the reference soil, while the concentration of Zn was lower than normal, the soils were in light pollution status. The organic fertilizer could be used to improve soil fertility. However, the contents of heavy metal in organic fertilizer should be controlled in terms of avoiding soil pollution.

Keywords: reclaimed land; land use patterns; physical and chemical properties; humus; heavy metals

长期采煤造成矿区大面积土地塌陷,而复垦土壤又具有结构破坏、有机质缺乏等特点,致使矿区土壤肥力低下^[1]。同时,采煤活动、耕作和施肥的差异等不同程度地提高了矿区土壤重金属的含量。土壤重金属通过富集作用进入食物链,从而危害人体健康^[2]。因此,研究如何提高矿区复垦土壤的肥力并控制重金属污染具有重要意义。

土壤有机质是土壤重要组成成分,腐殖质是土壤有机质的主体。腐殖质中含有大量植物必需营养元素,对提高植物和微生物生理活性,促进土壤良好结构形成及增加土壤蓄水、保水和保肥能力等方面具有重要作用^[3-4]。腐殖质含有大量的羧基、羟基等官能团,对重金属有较强的吸附、络合作用,进而对重金属在土壤中的迁移转化行为有重要影响。

收稿日期:2016-02-25

修回日期:2016-03-22

资助项目:国家自然科学基金(41172121);淮南矿业集团有限责任公司攻关项目“煤矿区采煤沉陷综合治理及生态城镇建设一体化研究”(HNKY-JTJS-2013-41)

第一作者:何梦竹(1990—),女,安徽安庆人,硕士研究生,研究方向为矿区土壤修复。E-mail:hemz77@163.com

通信作者:李玉成(1963—),男,安徽合肥人,博士,教授,主要从事生物地球化学研究。E-mail:li-yucheng@163.com

目前,针对淮南矿区复垦土壤肥力和重金属污染研究较多^[5-7],但通常局限于对单一情况的研究。不同土地利用方式下土壤腐殖质和重金属间相互作用的研究鲜有报道。淮南潘集东辰生态园位于采煤塌陷区,经煤矸石充填复垦后,开发成集养殖业、农业、林木业、观光旅游业等为一体的生态农业观光园。本文选择生态园中不同土地利用方式下(菜地、玉米—小麦地、林地和荒地)的土壤作为研究对象,调查其腐殖质组成特征,初步评价土壤重金属污染状况,并深入探讨其相互之间的关系,旨在为提高复垦土壤肥力及控制重金属污染提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

淮南矿区地处安徽省中部(116°21'05"—117°12'30"E, 32°23'20"—33°00'26"N)、淮河中游,属暖温带半湿润大陆性季风气候区,气候特征显著,四季分明。年平均气温 14.3~16.4℃,全年最热月为 7 月,月平均气温 28.1℃。年平均降水 965 mm,每年的 6—8 月为丰水期,降水量约占年降水的 50%,年蒸发量为 1 603 mm。区内光、热、水资源丰富,适宜耕作。

东辰生态园改造前是经过 30 a 开采而形成的采煤塌陷区,自 2007 年开始综合治理,修复年限已有 8 a。选择淮南市潘集区潘集镇东辰生态园作为研究区,供试土样为塌陷区复垦土壤以及未复垦对照土壤,复垦方式包括挖深垫浅和煤矸石充填两种。研究区复垦土地除部分水域外,其余均为农业用地。该类型土地采用煤矸石充填后覆以预先剥离的有机表层土,不同利用方式土地覆土厚度均为 20 cm 且来源一致,土壤在多样地的物理、化学和生物特性基本一致。样地间距在 20 m 左右,气候、气温和降水等因素对 4 种样地的影响可不计。坡度平缓,地表径流对多样地的影响无差异。

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集 2014 年 12 月 3—4 日,于安徽省淮南市潘集东辰生态园内选取菜地(C)、林地(L)、玉米—小麦地(Y)和荒地(H)4 种典型样地采集土样。其中,菜地包括种植时间均为 2 a 的白菜地(C₁, C₂);玉米—小麦地(Y)种植时间为 3 a;林地包括 5 a 香樟树林(L₁)与 2 a 红叶石楠林(L₂);荒地(H)为对照。菜地和玉米—小麦地在耕作播种前均进行翻耕并在土壤表面施用有机肥。有机肥来自生态园内养殖场猪粪与农作物秸秆沤肥。

采用“S”形采样法布点。C₁(30 m×15 m)设 6 个样点;C₂(15 m×5 m)设 5 个样点;L₁(20 m×10 m)、L₂(20 m×10 m)分别设 3 个样点;Y(40 m×30 m)设 7 个样点;

H(20 m×10 m)设 3 个样点,共采集土样 27 个。去除土壤表层的未完全腐化枯落物,采用环刀采集表层(0—10 cm)原状土测土壤容重等指标。每个样点按对角线五点混合法分别取 0—10 cm 层混合土样 1 kg,剔除其中可见的植物根系、未分解枯落物、砾石及土壤动物,密封带回实验室冷冻干燥、过筛,测理化性质。

1.2.2 试验方法 土壤粒径采用激光粒度分析仪测定;土壤 pH 值采用酸度计测定(水土比为 2.5:1);土壤含水率采用恒温箱烘干法测定;土壤容重、总孔隙度和毛管孔隙度采用环刀法测定;非毛管孔隙度采用差减法获得;具体方法参照《土壤理化分析》^[8]。

土壤有机碳(SOC)采用重铬酸钾外加热法测定。采用腐殖质组成修改法提取和分离腐殖质各组分^[9]。可提取腐殖物质(HE)、胡敏酸(HA)、铁结合态胡敏素(HMi)、黏粒结合态胡敏素(HMc)和不溶性胡敏素(HMr)的含碳量采用重铬酸钾比色法测定;富里酸(FA)含碳量采用差减法获得。

土壤中重金属全量采用四酸(HCl—HNO₃—HF—HClO₄)消解,ICP—MS 测定。为保证分析结果的可靠性,分析过程中加入国家土壤标准物质(GSS—3)进行质量控制,回收率为 90%~115%,每 3 个土壤样品随机挑选 1 个做平行样(重复做 3 次);每批样品做空白样;结果符合质控要求。试验所用试剂均为优级纯,试验用水为超纯水。

1.2.3 数据统计分析 用 Origin 8.0 和 SPSS 19.0 统计分析软件进行数据处理分析。对不同土地利用方式下的土壤理化性质、有机碳、腐殖质各组分数据及其分配比例进行单因素方差分析(one-way ANOVA),多重比较采用最小显著差法(LSD)($\alpha=0.05$)。采用内梅罗综合污染指数法评价土壤重金属污染等级, Pearson 相关系数分析不同土地利用方式下土壤有机碳、腐殖质各组分与重金属间的相关性。

2 结果与分析

2.1 土壤基本理化性质

土壤砂粒与粉粒之和为 76.85%~87.78%,黏粒为 12.22%~23.15%,属于粉砂质黏壤土。pH 值表现为荒地最高,人工种植植被、施肥可使土壤 pH 值逐步趋于中性。土壤总孔隙度范围为 42.50%~50.69%,与土壤容重具有相反趋势。土壤容重与总孔隙度是土壤基础物理性质指标,直接影响土壤的持水性和透水性^[10]。由表 1 可知各土地利用方式均降低了土壤容重,提高了土壤总孔隙度和非毛管孔隙度,表明复垦土壤逐步趋向原状土,土壤渗水性和通气性增强,土壤功能提升。

表 1 不同土地利用方式下土壤基本理化性质

类型	土壤质地			pH 值	含水率/ (g·cm ⁻³)	容重/%	总孔隙度/ %	毛管 孔隙度/%	非毛管 孔隙度/%
	砂粒/%	粉粒/%	黏粒/%						
C ₁	17.22±1.37a	59.64±3.02b	23.15±1.76a	7.37±0.16b	31.36±5.88a	1.31±0.06b	50.69±2.39a	38.45±3.10a	12.24±2.83a
C ₂	25.50±1.64a	61.09±2.02b	13.35±0.68b	7.43±0.57b	28.75±0.68a	1.46±0.03a	45.01±1.34b	37.94±6.34a	7.07±6.59a
L ₁	20.45±1.41a	62.29±0.21a	17.27±1.63b	8.06±0.03a	24.04±2.49b	1.48±0.01a	42.76±0.93b	37.74±2.90a	5.02±3.12b
L ₂	21.98±1.70a	62.08±0.17a	15.94±1.73b	7.82±0.20a	25.19±4.21b	1.51±0.13a	42.93±4.59b	36.94±3.44a	5.98±6.11b
Y	18.61±1.78b	64.71±2.56a	16.67±2.33b	7.69±0.26b	26.81±2.51b	1.48±0.06a	45.18±1.25b	40.31±2.82a	5.65±3.02b
H	25.44±1.05a	66.27±0.23a	12.22±1.27b	8.08±0.01a	28.50±0.48a	1.53±0.01a	42.50±0.45b	39.52±0.49a	2.98±0.93b

注:(1)砂粒(2~0.2 mm),粉粒(0.2~0.002 mm),黏粒(<0.002 mm);(2)表中数值表示平均值±标准差,同列中不同字母代表不同土地利用方式间的差异达显著水平。

2.2 不同土地利用方式下土壤腐殖质特征

土壤腐殖质组成中,胡敏酸(HA)、富里酸(FA)和胡敏素(HM)的含量及其所占比例直接关系到土壤肥力。由表 2 可知,不同土地利用方式下土壤有机碳与腐殖质各组分含量差异显著。与 H 对照相比,C₁,C₂,L₁,L₂ 和

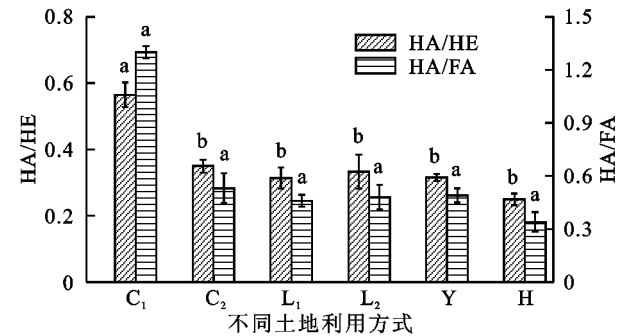
Y 的有机碳(SOC)含量分别增加 9.8,3.8,1.7,1.1,3.6 倍;HA 含量分别增加 16.8,5.0,2.0,3.0,4.0 倍;FA 含量分别增加 2.2,2.8,1.1,1.7,2.4 倍。HM 含量分别增加 11.6,4.5,2.1,1.3,4.1 倍。各指标含量均以施有机肥的 C₁,C₂ 和 Y 较高。

表 2 不同土地利用方式下土壤腐殖质含量特征 g/kg

类型	SOC	C _{HE}	C _{HA}	C _{FA}	C _{HM}
C ₁	15.03±2.71a	1.26±0.23a	0.71±0.40a	0.55±0.11a	12.55±2.42a
C ₂	6.70±2.22b	0.70±0.21b	0.24±0.18b	0.46±0.21a	5.47±2.07b
L ₁	3.71±0.13c	0.37±0.01c	0.12±0.04b	0.25±0.02b	3.13±0.09b
L ₂	2.97±1.10d	0.48±0.14bc	0.16±0.07b	0.32±0.11b	2.30±0.40c
Y	6.42±1.49bc	0.61±0.13b	0.20±0.05b	0.41±0.06b	5.07±1.40b
H	1.39±0.22d	0.16±0.04d	0.04±0.10b	0.12±0.03c	1.00±0.10c

注:表中数值表示平均值±标准差,同列中不同字母代表不同土地利用方式间的差异达显著水平。

以 PQ(HA 在腐殖酸 HE 中的比例)和 HA/FA(胡敏酸与富里酸比值)来反映腐殖质构成(图 1)^[11]。结果表明,PQ 以 C₁ 最高(0.56),其后为 C₂,Y,L₂,L₁(0.31~0.35),H 最低(0.25)。HA/FA 以 C₁ 最高(1.29),其后为 C₂,Y,L₂,L₁(0.46~0.53),H 最低(0.34)。其他样地 HA/FA 均小于 1,为低腐殖化程度土壤。



注:图中不同字母代表不同土地利用方式间的差异达显著水平,下同。

图 1 不同土地利用方式下土壤腐殖质结构特征

综上可知,不同土地利用方式下,C₁ 土壤腐殖质含量最高,腐殖化程度最高,稳定性最高;C₂,Y 土壤腐殖质含量、腐殖化程度及稳定性均为中上等水平;L₁,L₂ 土壤腐殖质含量、腐殖化程度及稳定性呈中等水平;H 土壤腐殖质含量最低且腐殖化程度最低、稳定性最差。

Pallo 修改法将 HM 分成 HMi(铁结合态胡敏素)、HMc(黏粒结合态胡敏素)和 HMr(不溶性胡敏素)。本文选择 HMi/HM,HMc/HM,HMi/HMc,(HMi+HMc)/HM 和 HMr/HM 作为 HM 组成的表征指标。

不同土地利用方式下土壤胡敏素各组分有机碳的绝对含量见图 2。C_{HMi} 以 C₁ 最高(2.38 g/kg),其后为 C₂,Y,L₁,L₂(0.43~0.95 g/kg),H 最低(0.14 g/kg)。C_{HMc} 以 C₁ 最高(1.06 g/kg),其后为 C₂,Y,L₁,L₂(0.15~0.53 g/kg),H 最低(0.08 g/kg)。C_{HMr} 以 C₁ 最高(7.66 g/kg),其后为 C₂,Y,L₁,L₂(1.58~3.86 g/kg),H 最低(0.76 g/kg)。土壤胡敏素各组分有机碳含量为 HMr>HMi>HMc,且各组分有机碳含量表现为菜地>玉米—小麦地>林地>荒地。

不同土地利用方式下土壤胡敏素各组分的相对含量见图 3。HMi 占 HM 的 13.83%~20.56%,HMc 占 HM 的 4.90%~9.91%,HMr 占 HM 的 62.69%~76.22%。由 HMi/HMc 值可知,HMi 含量是 HMc 的 1.78~2.86 倍。(HMi+HMc)/HM 范围为 18.73%~29.89%,土壤中溶性胡敏素的总含量占有机碳含量的 15.78%~22.91%。(HMi+HMc)/HM 最高为 L₂,最低为 L₁,可见相同的利用

方式对胡敏素组分含量亦会产生不同程度的影响。

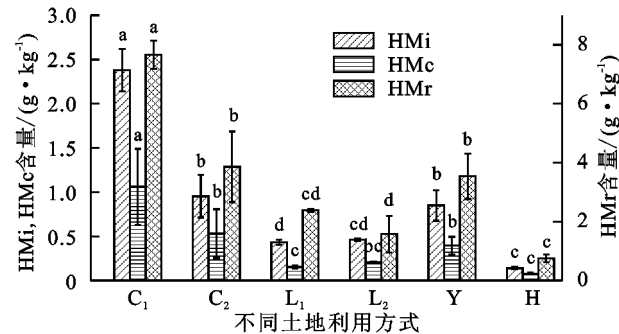


图 2 不同土地利用方式下胡敏素各组分有机碳的绝对含量

2.3 土壤重金属含量及其与有机碳、腐殖质各组分间关系

与淮南市背景值相比,研究区土壤 Cu 和 Cd 含量均有不同程度的升高。但 Zn 含量低于土壤背景值,可能是由于不同土地利用方式下植物对土壤中的锌有

一定的吸收转运用^[12]。各重金属含量均未超过国家土壤环境质量二级标准。用内梅罗综合污染指数法评价研究区的污染指数,结果表明各利用方式土壤属轻度污染(荒地属尚清洁),研究区土壤存在潜在重金属污染风险(表 3)。

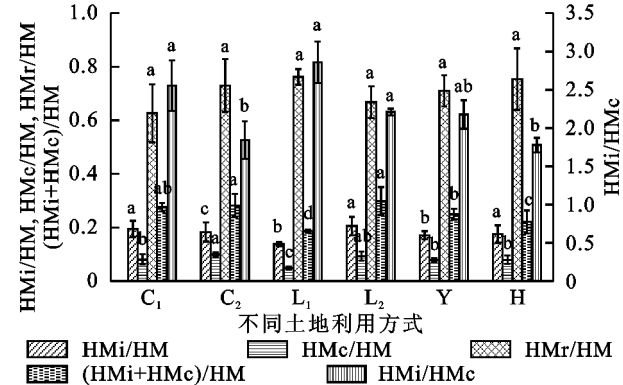


图 3 不同土地利用方式下胡敏素各组分有机碳的相对含量

表 3 不同土地利用方式下土壤重金属含量及污染评价

指标	Cu/(mg·kg ⁻¹)	Zn/(mg·kg ⁻¹)	Cd/(mg·kg ⁻¹)	内梅罗指数	污染等级划分
C ₁	33.55	80.50	0.11	1.62	轻度污染
C ₂	29.15	67.84	0.09	1.62	轻度污染
L ₁	25.05	63.63	0.07	1.13	轻度污染
L ₂	26.77	65.44	0.08	1.23	轻度污染
Y	28.79	66.96	0.09	1.31	轻度污染
H	25.43	62.72	0.07	1.00	尚清洁
淮南市背景值	24.16	80.81	0.06	—	—
国家二级标准	100	250	0.30	—	—

由表 4 可知,重金属 Cu,Zn 和 Cd 与土壤有机碳、腐殖质各组分均呈极显著正相关($p<0.01$),表明土壤有机碳与腐殖质各组分是影响重金属元素积累的重要因素之一。重金属 Cu,Zn 和 Cd 间呈极显

著正相关,反映了 Cu,Zn 和 Cd 等重金属的富集是一种复合状态,说明其污染来源是相似的^[13]。土壤有机碳与腐殖质组分间呈显著正相关,可见不同土地利用方式下腐殖质各组分间关系紧密。

表 4 土壤重金属含量与有机碳、腐殖质各组分的相关性分析($n=27$)

指标	Cu	Zn	Cd	SOC	HA	FA	HMi	HMc	HMt
Cu	1								
Zn	0.858**	1							
Cd	0.895**	0.858**	1						
SOC	0.828**	0.866**	0.901**	1					
HA	0.708**	0.781**	0.780**	0.910**	1				
FA	0.669**	0.598**	0.772**	0.731**	0.431**	1			
HMi	0.886**	0.908**	0.933**	0.970**	0.874**	0.705**	1		
HMc	0.731**	0.780**	0.837**	0.957**	0.865**	0.738**	0.895**	1	
HMt	0.866**	0.864**	0.914**	0.980**	0.904**	0.691**	0.968**	0.899**	1

注:*表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关;**表示在 0.01 水平(双侧)上极显著相关。

3 讨论

土地利用及土地利用方式变化对土壤有机碳有较大的影响,而植被物种的组成和土地管理措施都会影响土壤有机碳的质量和数量^[14-17]。本研究表明,土壤有机碳与腐殖质各组分有机碳含量按高低顺序依

次为菜地、玉米—小麦地、林地和荒地。这是因为菜地和玉米—小麦地施加有机肥后,土壤中年轻腐殖质形成较多,有利于土壤腐殖质的更新和活化。不同土地利用方式下土壤胡敏酸增加幅度较荒地大,长期施用有机肥对胡敏酸积累有显著促进作用。HA/FA 比值越大,说明腐殖质的活性越高,品质越好。这与

已有报道的长期施用有机肥可以提高土壤胡敏酸、富里酸和胡敏素碳含量以及 HA/FA 的比值结论一致^[18-19]。林地土壤表层之下的树木根系粗大,难以分解,而有机质含量主要来源于动植物残体及土壤微生物,故有机碳含量较低^[20-21]。土壤有机碳和腐殖质各组分含碳量一般随植被种植年限增加而增加,但本研究中 5 a 树龄的 L₁ 的腐殖酸、胡敏酸和富里酸含碳量低于 2 a 树龄的 L₂。一方面可能是因为植被的不同,导致土壤固定有机碳能力有差异;另一方面可能是因为 L₂ 内新建有溪地农业种鸡场,鸡粪滤液随地表径流渗入土壤导致偏差。荒地地表未有植被覆盖,有机质来源缺乏,其土壤有机碳和腐殖质各组分含量较低。胡敏素是土壤中稳定的腐殖质组分,有研究表明林地土壤胡敏素的绝对含量要高于农地,而相对含量则相反^[22]。但本研究显示农地(菜地和玉米—小麦地)胡敏素的绝对含量高于林地,推测有机肥的施用可使土壤胡敏素及其组分数量增加。比较不同土地利用方式下土壤中同一 HM 组分的相对含量,发现不溶性 HM(HMr)组分高于溶性 HM 组分(HMi 和 HMc),说明不同土地利用方式下土壤胡敏素组成存在区别。基于以上分析,可见有机肥的施用能显著提高矿区复垦土壤肥力和改善土壤质量。

由于耕作、施肥、管理习惯以及受采矿活动影响程度不同,导致同一种重金属含量在不同土地利用方式下有差异。除 Zn 外,各利用方式下土壤中 Cu 和 Cd 均超过淮南市土壤背景值。已有研究表明淮南矿区煤矸石中 Cu 和 Cd 的含量均超过当地土壤背景值,煤矸石风化形成的土壤中重金属 Cu、Zn 和 Cd 有明显积累的现象^[23]。可知煤矸石是复垦区土壤重金属的重要来源。研究显示土壤有机碳、腐殖质各组分与重金属含量呈极显著正相关,表明土壤有机质是影响重金属含量的重要因素。因有机质常与黏土矿物作用,形成的矿质有机复合胶体对金属元素形成螯合物或难溶络合物而被固定于土壤中。土壤中有有机质的含量和组成对土壤重金属的化学行为和环境效应可产生重要影响,但对土壤重金属有效性的作用尚未明确。一般认为,随着土壤有机质含量的上升,土壤中重金属元素的生物活性下降。本研究发现施用有机肥的菜地和玉米—小麦地各重金属含量较高,且随有机质含量的增加,土壤中重金属富集作用增强。同时,刘景等^[24]的研究表明,16 a 连续施用有机肥的土壤中 Cu 和 Cd 全量随时间呈显著上升趋势,土壤有机质对重金属有明显的“活化作用”。王飞等^[25]、朱泉雯^[26]研究发现有机肥中 Cu、Zn 和 Cd 均存在不同程度的超标。本研究土壤中 Cu、Zn 和 Cd 均呈极显

著正相关,表明重金属污染来源相似。综上推测,复垦区土壤重金属的另一重要来源为园区养殖场猪粪与秸秆沤得的有机肥。因此,在修复矿区复垦土壤时,需对有机肥进行相关处理后再作农用。

4 结 论

与荒地相比,有植被覆盖的土地利用方式均不同程度地改善了复垦土壤的理化性质,提升了复垦土壤的功能。施用有机肥的菜地和玉米—小麦地土壤较不施肥的土壤腐殖质含量、腐殖化程度和稳定性高。施肥对复垦土壤腐殖质的增加有显著作用,但同时也增加了土壤重金属的输入量,提高了土壤重金属污染的潜在风险。施有机肥提高复垦土壤肥力时,需控制有机肥中重金属含量,方能避免土壤重金属的二次污染。

参考文献:

- [1] 黎炜. 煤矿充填复垦区土壤肥力质量变化与地下水重金属污染研究[D]. 北京:中国矿业大学,2011.
- [2] 张慧,付强,赵映慧. 松嫩平原北部土壤重金属空间分异特征及生态安全评价[J]. 水土保持研究,2013,20(2): 165-169.
- [3] Fleischer S. Interaction between N and C in soil has consequences for global carbon cycling [J]. Journal of Resources and Ecology, 2012,3(1):16-19.
- [4] 董扬红,曾全超,安韶山,等. 黄土高原不同林型植被对土壤活性有机碳及腐殖质的影响[J]. 水土保持学报, 2015,29(1):143-148.
- [5] 魏婷婷. 淮南煤矿复垦区土壤肥力空间分析与评价[D]. 安徽淮南:安徽理工大学,2011.
- [6] 熊鸿斌,胡海文,王振祥,等. 淮南煤矿区土壤重金属污染分布特征及污染溯源研究[J]. 合肥工业大学学报:自然科学版,2015,38(5):686-693.
- [7] 江培龙,方风满,张杰琼,等. 淮南煤矿复垦区土壤重金属含量分布及潜在生态风险评价[J]. 水土保持通报, 2013,33(6):161-165.
- [8] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海:上海科学技术出版社,1978.
- [9] 李凯,窦森. 不同类型土壤胡敏素组成的研究[J]. 水土保持学报,2008,22(3):116-119.
- [10] 刘艳丽,李成亮,高明秀,等. 不同土地利用方式对黄河三角洲土壤物理特性的影响[J]. 生态学报,2015,35(15):5183-5190.
- [11] 王鑫,王金成,刘建新. 不同恢复阶段人工沙棘林土壤腐殖质组成及性质[J]. 水土保持通报,2014,34(5):49-54.
- [12] 董丽娜. 土壤锌的迁移及其影响因素研究[D]. 陕西杨凌:西北农林科技大学,2008.
- [13] 叶丽丽,王翠红,邹玲,等. 长沙市郊蔬菜土壤重金属含量及其与土壤肥力的关系[J]. 湖南农业科学,2009(10):32-35.

的灾害,也会导致物质生产功能下降,经济发展缓慢。

根据上述研究结果,建议烟台市合理规划建设用地,继续实施退耕还林还草战略,提高森林覆盖率,减少水土流失,控制耕地和湿地的减少速度,防止优质耕地流失,对于涸的受破坏的湿地进行适当恢复和有效重建,促进资源和经济的可持续发展。

参考文献:

[1] 马小峰,赵冬至,张丰收,等. 海岸线卫星遥感提取方法研究进展[J]. 遥感技术与应用,2007,22(4):575-580.

[2] 杨英力. 利用卫星影像判绘海岸线[J]. 海洋测绘,2004,24(3):49-51.

[3] 高义,王辉,苏奋振,等. 中国大陆海岸线近 30 a 的时空变化分析[J]. 海洋学报:中文版,2013,35(6):31-42.

[4] 宫立新,金秉福,李健英. 近 20 年来烟台典型地区海湾海岸线的变化[J]. 海洋科学,2008,32(11):64-68.

[5] 刘荣,高敏华,谢峰. 基于 Logistic 回归模型的土地利用格局模拟分析:以新疆吐鲁番市为例[J]. 水土保持研究,2009,16(6):74-78.

[6] 吴桂平. 不同尺度转换方式对土地利用格局模拟的影响效应研究[J]. 水土保持研究,2010,17(5):75-79.

[7] 陶明刚. Landsat-TM 遥感影像岸线变迁解译研究:以

九龙江河口地区为例[J]. 水文地质工程地质,2006,33(1):107-110.

[8] 柯丽娜,王权明. 基于 RS 的辽宁省海岸线 1990—2005 年动态变化及驱动力分析[J]. 海洋开发与管理,2012,29(7):54-56.

[9] 李猷,王仰麟,彭建,等. 深圳市 1978 年至 2005 年海岸线的动态演变分析[J]. 资源科学,2009,31(5):875-883.

[10] 罗章仁. 香港填海造地及其影响分析[J]. 地理学报,1997(3):220-227.

[11] 朱高儒,许学工. 填海造陆的环境效应研究进展[J]. 生态环境学报,2011,20(4):761-766.

[12] 孙美仙,张伟. 福建省海岸线遥感调查方法及其应用研究[J]. 台湾海峡,2004,23(2):213-218.

[13] 马小峰,赵冬至,邢小罡,等. 海岸线卫星遥感提取方法研究[J]. 海洋环境科学,2007,26(2):185-189.

[14] 张景奇. 遥感图形应用处理与分析[M]. 北京:清华大学出版社,2002.

[15] Costanza R. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997,387(15):253-260.

[16] 谢高地,鲁春霞,冷允法,等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. 自然资源学报,2003,18(2):189-196.



(上接第 321 页)

[14] Donnelly S. Land-use portfolios and the management of private landholdings in south-central Indiana [J]. Regional Environmental Change, 2011,11(1):97-109.

[15] 汪明霞,朱志锋,刘凡,等. 江汉平原不同土地利用方式下农田土壤有机碳组成特点[J]. 水土保持研究,2012,19(6):24-28.

[16] 刘占仁,王立志. 不同土地利用方式对土壤养分及肥力的影响[J]. 水土保持研究,2012,19(6):72-76.

[17] 沈艳,傅瓦利,蓝家程,等. 岩溶山地不同土地利用方式土壤颗粒有机碳和矿物结合态有机碳的分布特征[J]. 水土保持研究,2012,19(6):1-6.

[18] 陈毛华,徐阳春. 蚓粪与猪粪堆肥配合对腐殖质组成变化和产量的影响[J]. 华北农学报,2014,29(2):233-238.

[19] 崔婷婷,窦森,杨铁因,等. 秸秆深还对土壤腐殖质组成和胡敏酸结构特征的影响[J]. 土壤学报,2014,51(4):718-725.

[20] 宋希娟,王克林,刘淑娟,等. 桂西北喀斯特地区不同土地利用方式土壤的有机碳含量及养分特征[J]. 湖南农

业大学学报:自然科学版,2013,39(6):655-659.

[21] Qiu L P, Zhang X C, Cheng J M. Effects of land-use type on soil organic matter and carbon management index in Ziwuling area [J]. China Environmental Science, 2009,29(1):84-89.

[22] Saikh H, Datta M, Gupta S K. The soil humin carbon and its indication of humification [J]. Journal of the Indian Society of Soil Science, 1999,47(4):710-715.

[23] 蔡峰,刘泽功,林柏泉,等. 淮南矿区煤矸石中微量元素的研究[J]. 煤炭学报,2008,33(8):892-897.

[24] 刘景,吕家珑,徐明岗,等. 长期不同施肥对红壤 Cu 和 Cd 含量及活化率的影响[J]. 生态环境学报,2009,18(3):914-919.

[25] 王飞,赵立欣,沈玉君,等. 华北地区禽畜粪便有机肥中重金属含量及溯源分析[J]. 农业工程学报,2013,29(19):202-208.

[26] 朱泉雯. 重金属在猪饲料—粪污—沼液中的变化特征[J]. 水土保持研究,2014,21(6):284-289.