

生态修复对采矿废弃地土壤性质的影响

张燕, 高翔, 潘叶, 杨晓辉

(南京大学 地理与海洋科学学院, 南京 210023)

摘要:以南京幕府山采矿废弃地生态修复为例,探讨生态修复如何影响采矿废弃地土壤的性质。研究表明:生态修复在先的废弃地土壤有机质含量相对高,因修复模式不同,同一时期修复的土壤有机质含量存在差异;土壤pH值与土壤容重主要取决于修复覆盖的土壤性质,且随修复时间增加,容重降低,而修复植被的生长也影响土壤pH值与土壤容重;土壤水文效应则主要取决于覆土厚度,其次是土壤孔隙度,而土壤孔隙度与土壤容重也与修复植被有关。

关键词:采矿废弃地;生态修复;土壤性质;土壤水文效应;南京幕府山

中图分类号:S153

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2017)02-0173-05

Effects of Ecological Restoration on Soil Properties of Abandoned Lands in Mining Area

ZHANG Yan, GAO Xiang, PAN Ye, YANG Xiaohui

(School of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing 210023, China)

Abstract: Based on a case study of ecological restoration of abandoned lands in mining area of Mufu Mountain in Nanjing, the influences of ecological restoration on the soil properties of abandoned lands in mining area were analyzed. The results showed that the earlier ecologically restored abandoned lands were, the higher soil organic matter content was; the soil organic matter contents were different at the same restoration period due to different restoration modes; soil pH and soil bulk density mainly depended on the properties of the cover soil, soil bulk density decreased with the increase of the restoration duration; and vegetation growth in abandoned lands of the mining area also affected soil pH and soil bulk density; hydrological effects of soil primarily depended on the thickness of cover soil, followed by soil porosity, and the soil porosity and soil bulk density were related to the vegetation restoration.

Keywords: abandoned lands in mining area; ecological restoration; properties of soil; hydrological effects of soil; Mufu Mountain in Nanjing

土壤是植被健康生长的重要生态因子,对植被恢复起着重要作用,同时,修复植被也会影响土壤理化性质,相同修复时间、不同地点或不同修复时间、相同地点的土壤性质不同,不同修复措施(覆土厚度、植被类型)对土壤性质的影响也不同。因此,研究生态修复对土壤性质的影响(养分及水文效应),可掌握生态修复过程中土壤性状的变化,为植被恢复提供理论依据。

现有很多关于林地土壤养分及土壤水文效应的研究^[1-4],主要是针对人工林在某一时刻土壤养分、土壤pH值^[1-2]及水源涵养能力^[3-4]在空间上的水平差异或是垂直差异;国外以修复历史较长、不同类型矿

区的植物物种的组成和变化、土壤结构和养分含量变化等作为监测指标,研究矿区生态修复的实际效果^[5-6],国内对煤矿排土场复垦后的土壤肥力评价^[7-8]与质量演变研究较多^[9-10],但针对城市采石矿山废弃地生态修复多年后的真实修复效果的监测与评价研究较少,对其生态修复地土壤理化性质及其土壤水文效应的研究更少。我们在南京幕府山通过野外调查、实地观测、采样和室内分析,对不同立地、不同修复时期的土壤性质(如土壤pH值、有机质、容重、水分等)的差异性进行了系统分析,以揭示不同生态修复模式及修复时间对幕府山矿山废弃地土壤性质的影响,并

着重对比不同修复措施的生态修复效果,以期为实现植被恢复与重建及抚育管理提供指导,对类似城市矿山废弃地生态修复提供参照。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

幕府山位于江苏省南京市主城区北部长江之滨(118°44′58″—118°51′06″E,32°07′47″—32°10′00″N),属北亚热带湿润气候;土壤为黄棕壤,因成土母质为石灰岩,土壤呈中性或偏碱性;植被具有暖温带和亚热带的双重特点^[11-12]。幕府山有优质的白云石与石灰石,这里的采石业曾经是南京的重要产业,采石超过 21 亿 t,为南京经济做出了贡献。但 50 多年大规模无序开采,夷平了海拔 205 m 的主峰,还留下一个 50 万 m² 的深陷大坑,导致岩石裸露、植被退化、地表蓄水能力下降,生态环境破坏;采矿活动在幕府山留下了大量人为地形,主要有缓坡与平地、阶梯状平台、边坡、绝壁类型。自 1998—2001 年,南京市政府先后关停全部 9 个采石

场与 4 个垃圾场^[11];针对不同地形的特点,采用了不同的修复模式:对由长期倾倒矿渣、建筑与生活垃圾堆积而成的缓坡与平地,采用客土覆盖后穴植的修复模式;对采矿形成的阶梯状裸岩平台,采用人工打大穴、客土栽植的修复模式;对由废弃尾矿(碎石残渣)堆积而成的边坡及由采矿形成的裸露岩石边坡,采用鱼鳞坑整地、客土覆盖、大密度栽植小苗木的修复模式;对采石场宕口形成的绝壁,采用凿石挖槽覆土及轮胎织网覆土后垂直绿化的修复模式。历经 15 a 实施 10 期生态修复工程及森林抚育,已将昔日满目疮痍的矿场修复成了景色秀美的南京幕燕风景名胜区的一部分。

1.2 土壤采样点布设

根据幕府山自然状况及生态修复工程时序与布局,在现场踏勘的基础上,布设了 19 个样地。采样点的基本情况见表 1。废弃地修复所用覆土均是研究区外运来的客土,其中样点 S06 土壤为南京玄武湖隧道施工弃土;S07,S08,S09 土壤为南京玄武湖隧道施工弃土与黄土的混合;其余均为用黄土覆盖。

表 1 南京幕府山土壤采样点基本情况

样地	经度 E/(°)	纬度 N/(°)	坡度/(°)	坡向/(°)	修复年份	修复工程	土层厚度/m	郁闭度/盖度	群落类型
S01	118.770	32.117	6	263	1999	第一期	0.37	0.76	青檀、盐肤木
S02	118.785	32.123	11	348	2000	第二期	0.81	0.70	女贞、海桐、黄馨
S03	118.785	32.122	9	339	2000	第二期	0.40	0.70	女贞、海桐、黄馨
S04	118.800	32.119	8	113	2001	第三期	0.85	0.60	石楠、银杏
S05	118.800	32.121	25	326	2002	第四期	1.03	0.65	女贞、石楠、檫木等
S06	118.792	32.126	9	333	2002	第四期	1.03	0.50	杨树、金丝桃
S07	118.794	32.130	26	329	2003	第五期	0.91	0.40	栎树、乌柏、柳树
S08	118.799	32.123	30	325	2003	第五期	0.91	0.70	雪松
S09	118.782	32.124	7	30	2004	第六期	0.98	0.40	乌柏、黄馨、榉树
S10	118.784	32.129	8	116	2005	第七期	0.56	0.65	枫香
S11	118.778	32.125	8	131	2005	第七期	0.56	0.30	柳树、女贞、刺槐等
S12	118.772	32.119	6	351	2006	第八期	1.00	0.75	杨树、女贞、紫薇等
S13	118.800	32.133	6	10	2007	第九期	0.75	0.40	榉树、银杏、女贞等
S14	118.786	32.127	10	197	2008	第十期	0.25	0.30	铜钱树、十大功劳等
S15	118.769	32.117	32	217	1950 年前	自然杂木林	0.45	0.75	盐肤木、构树
S16	118.774	32.121	5	18	2006	自然恢复草地	0.15	0.75	马兰头、牵牛花
S17	118.776	32.123	6	297	2006	自然恢复林地	1.00	0.40	柳树
S18	118.786	32.132	4	315	2007	人工草地	0.25	0.78	狗牙根
S19	118.795	32.126	45	187	2010	边坡治理	0.20	0.25	黄馨等

1.3 土壤样品采集

土壤调查采用剖面法。在各样地内挖 1 个土壤剖面,测量土层厚度。据现场观察,样地土壤均没有明显分层现象,故在 0—30 cm 土层采集约 1 kg 土壤,装入布带,在实验室对土壤进行风干、分检、研磨、过筛,以备土壤理化性质分析使用。同时,用体积为 100 cm³ 环刀采集原状土,密封后带回实验室。

1.4 土壤理化性质测试

用比重计法测土壤机械组成,用电极法测土壤 pH 值,用高温外热重铬酸钾氧化—容量法测有机质含量^[13];土壤水文效应用环刀中的原状土壤,用烘干法测土壤容重^[13],用环刀浸泡法测非毛管孔隙、毛管孔隙、总孔隙度、土壤含水率、饱和持水量、有效持水量及最大持水量等物理性质^[14]。

2 结果与分析

2.1 土壤质地

幕府山多数为壤土;样地 S10,S11 和 S12 为砂土;仅一个样地(S15,自然杂木林)为黏土,该样地是由母岩为红色砂岩发育的土壤,比较粘重。

2.2 土壤 pH 值

土壤 pH 值可直接或间接影响植被生长,且植被生长也会影响土壤 pH 值,因此,土壤 pH 值可指示矿山废弃地生态修复效果。

由表 2 可见,多数样本属于中性土壤,占样品总数的 78.95%;2 个样本为微酸性土壤,占样品总数的

10.53%,其中,样地 S08 种植的是雪松,雪松凋落物中含有较多不易分解的树脂、木素等,分解产生的富里酸水溶液呈强酸性^[15],该样地土壤呈酸性可能是雪松林地土壤演化的累积效应;微碱性土壤也只有 2 个样本,占样品总数的 10.53%,其中,样地 S19 边坡上种植的多种植物生长势不佳。总体上看,幕府山样地土壤酸碱性差异很小,变异系数仅 7.35%。对照南京公园绿地土壤 pH 值^[16],幕府山土壤 pH 值的分布基本为正态分布,偏斜与峰度均很低;与南京紫金山南坡不同海拔属于强酸性与弱酸性的土壤^[2]相比,幕府山土壤 pH 值基本是中性。因此,幕府山在生态修复中应选择适应于土壤属于 pH 值中性、偏弱碱性的物种。

表 2 南京幕府山土壤性质测定数据

样地	pH 值	有机质/ (g·kg ⁻¹)	毛管 孔隙度/%	非毛管 孔隙度/%	含水率/ %	饱和 持水量/%	有效持水量/ (t·hm ⁻²)	最大持水量/ (t·hm ⁻²)	备注
S01	7.33	18.16	44.19	2.94	5.93	52.44	108.9	1744.0	
S02	6.80	16.35	32.92	1.99	12.45	25.12	101.5	1780.4	林木长势好
S03	7.37	8.77	30.58	2.64	4.78	21.60	134.6	1693.9	林木长势欠佳
S04	6.50	19.36	34.34	3.77	9.64	27.63	320.2	3239.5	
S05	7.40	14.51	31.61	1.74	7.20	22.93	179.5	3435.6	
S06	7.60	9.05	38.68	1.51	3.46	28.98	155.4	4139.4	
S07	6.65	17.32	50.46	1.48	12.75	41.42	135.0	4726.6	
S08	5.76	35.22	40.52	3.18	6.13	38.36	289.4	3976.4	
S09	6.54	14.97	38.64	2.11	10.74	32.42	206.9	3993.7	
S10	6.73	15.10	56.01	1.43	6.30	42.52	80.2	3216.6	
S11	6.72	27.73	47.87	6.48	8.41	34.60	363.0	3043.6	
S12	6.15	25.24	38.68	2.61	6.56	37.88	261.5	4129.4	
S13	6.61	12.26	57.97	2.07	5.10	35.69	155.5	4503.1	
S14	6.83	7.08	52.46	1.92	6.90	39.64	48.1	1359.7	
S15	7.37	46.69	37.15	3.15	9.92	31.35	141.7	1813.3	自然杂木林
S16	7.32	22.61	56.16	3.28	4.05	45.26	49.2	891.6	自然恢复草地
S17	7.37	15.69	51.86	1.96	9.67	48.18	98.0	2691.1	自然恢复林地
S18	7.19	23.43	51.65	3.33	6.43	69.94	83.3	1374.6	人工草地
S19	7.60	8.83	—	—	—	—	—	—	长势不佳的边坡
最大值	7.60	46.69	57.97	6.48	12.75	69.94	363.00	4726.60	
最小值	5.76	7.08	30.58	1.43	3.46	21.60	48.10	891.60	
平均值	6.94	18.86	43.99	2.64	7.58	37.55	161.77	2875.14	
标准差	0.51	10.13	9.17	1.20	2.74	11.78	92.36	1232.47	
变异系数/%	7.35	53.71	20.85	45.37	36.21	31.37	57.09	42.87	
偏斜	-0.61	1.42	0.07	1.99	0.49	1.13	0.90	-0.09	
峰度	-0.15	2.18	-1.48	5.54	-0.65	2.12	-0.06	-1.47	

2.3 土壤有机质

土壤有机质含量对土壤结构、土壤理化性质、土壤碳储量及土壤肥力有重要影响,有机质含量少,土壤结构及保水保肥能力差(表 2)。

生态修复前,幕府山矿山废弃地的有机质含量非常低,平均值仅为 3.27 g/kg,最高也只有 4.13 g/kg^[12]。由表可见,生态修复有效提高了土壤有机质含量,从而

改善了土壤结构,为植物生长提供了良好的基础。
在幕府山,生态修复工程开展越早的样地,土壤有机质相对越高,1999 年第一期修复样地 S1 的土壤有机质为 18.16 g/kg,而 2008 年第十期修复样地 S14 仅为 7.08 g/kg,两者相差 2.56 倍。枯落物蓄积量越高,土壤有机质越多,2003 年第五期生态修复样地 S08,林下枯落物厚度相对厚(20 mm),蓄积量多(3.69

t/hm²),腐殖质增加,土壤有机质高。同期生态修复的样地土壤有机质含量也存在差异,原因可能是林地植被长势好坏引起的,同是第二期生态修复的样地 S02 与 S03,两者相差近 2 倍;也可能是林分差异引起的,同是 2005 年第七期生态修复的样地 S10 与 S11,前者种植的主要是枫香,后者种植的是柳、刺槐、女贞,前者土壤有机质仅为后者的 54.5%。未受人类干扰的自然次生杂木林地的土壤有机质含量最高。无论是自然恢复的草地还是人工种植的草地土壤有机质都相对较高,主要原因在于草地的根系丰富,地表覆盖度高;而自然恢复林地的土壤有机质比草地低。

与南京公园绿地土壤有机质含量^[16]相比,幕府山土壤有机质含量不高,有机质含量标准偏差与变异相对低些,偏度与峰度基本相同。根据南京市土壤有机质分级标准^[16],将幕府山土壤有机质与南京市公园绿地土壤有机质按各等级进行统计,并计算各等级样品所占比例,结果见图 1。

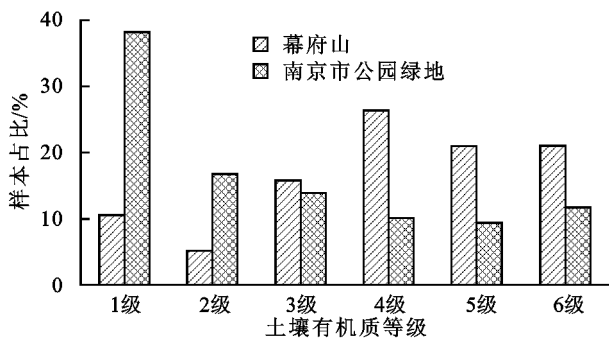


图1 幕府山与南京市公园绿地土壤有机质比较

由图可见,幕府山样地土壤有机质含量中等偏低,土壤有机质处于4—6级的样品占总样品数的68.42%,处于1—2级的样品占总样品数的15.79%。而南京市公园绿地土壤有机质处于4—6级的样品仅占总样品数的31.09%;处于1—2级的样品占总样品数的55.04%,所占比例超过一半。与紫金山南坡不同海拔土壤有机质含量(平均值为52.03 g/kg)^[2]比较,幕府山的土壤有机质含量比较低,原因主要在于生态修复的时间还较短,改善土壤肥力有待时间累积。

2.4 土壤水文效应

水分是植物生长必需的物质,也是土壤的重要组成部分,在土壤物质转化过程中起着重要作用,影响着土壤结构形成和土壤养分的有效性。受修复工程使用的覆盖土壤类型、修复植被类型、植被根系及地表枯落物等影响,修复后的土壤具有独特的土壤特征及水文效应。土壤物理性质的好坏直接决定土壤涵养水源能力,而土壤容重与孔隙度及蓄水能力是反映土壤物理性质的重要参数。

2.4.1 土壤容重 土壤容重是反映土壤紧实度及熟

化程度的敏感指标,可指示土壤质地、结构、透气与透水性能力以及保水、肥力能力。当土壤质地相同时,容重小,表明土壤疏松,孔隙度较大,透气、透水性能力好,土壤持水保肥能力好,土壤结构有利于拦蓄降水;且随土壤熟化程度提高,土壤容重逐渐降低。

幕府山样地土壤容重在0.79~1.68 g/cm³范围内变化(图2)。一般认为,土壤容重在1.1~1.3 g/cm³为最佳^[15],幕府山有7个土壤样品在此范围,占比为38.9%;2个样品土壤容重<1.1 g/cm³,占比11.1%;6个样品土壤容重在1.4~1.5 g/cm³范围,占比33.3%;3个样品土壤容重>1.5 g/cm³,占比16.7%。

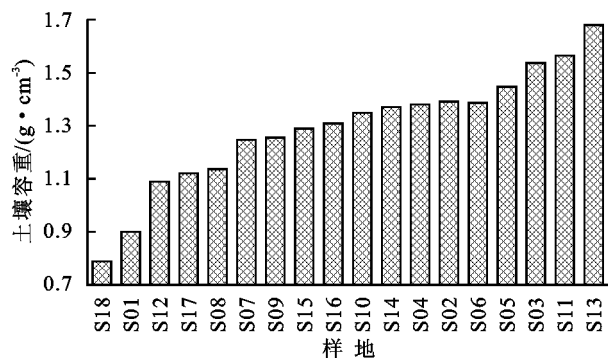


图2 南京幕府山土壤容重

幕府山用于生态修复的覆盖土壤成分与物理性质差异较大,如建筑弃土与建筑垃圾混合的三合土,土壤团聚性低,紧实度高,土壤粘重,且有机质含量低,故土壤容重较大;而玄武湖底泥覆盖的林地则土壤有机质含量相对较高,土壤容重也相对低些。

此外,生态修复种植的树种与组合差异,也导致了林下土壤表层枯落物组成、分解状况和地下根系的生长发育存在差异,影响土壤孔隙的发育,从而造成土壤物理性质的差异。

由图2可见,不同修复模式的林地土壤容重存在差异,表现在随修复时间增加,林下枯落物的蓄积与分解,以及地下根系的生长发育,早期修复的林地土壤的容重相对低些;且落叶林下土壤容重低于常绿林。

2.4.2 土壤孔隙度 土壤孔隙度有土壤毛管孔隙度、非毛管孔隙度和总孔隙度3个指标,3者可综合反映土壤通气、透水 and 持水能力。毛管孔隙具有毛细作用,具有输导与保持水分的作用,因此,土壤持水和供水能力主要取决于毛管孔隙度,毛管孔隙度越大,土壤有效水的贮存量越多,用于维持植物自身生长发育的水分越多;又因为土壤非毛管孔隙是土壤重力水移动的主要通道,土壤渗水和透气能力主要取决于此,非毛管孔隙度越大,土壤通透性越好,越有利于降水下渗,削减地表径流,涵养水源。通常认为,土壤总孔隙度为50%,且毛管孔隙为30%~40%,非毛管孔

隙为20%~10%时,土壤结构比较理想;若总孔隙度>60%~70%,则过分疏松,不利于立苗与保肥保水;若非毛管孔隙度<10%,则土壤透气与渗水性能差^[15]。

幕府山修复土壤毛管孔隙度在30.58%~57.97%,平均为43.99%;非毛管孔隙度在1.43%~6.48%,平均为2.64%(表2),可见,幕府山修复土壤的非毛管孔隙度较低,透气与渗水性较差。

修复土壤的毛管孔隙度从大至小排列顺序为:落叶林>灌木林>草地>常绿林,说明落叶林土壤中可用于树木生长发育的有效水分最多。非毛管孔隙度从大至小排列顺序为:草地>落叶林>灌木林>常绿林,说明草地土壤涵养水源作用最强。总孔隙度从大至小排列顺序为:落叶林>草地>灌木林>常绿林,无论是人工草地还是自然恢复草地,由于草本植物根系茂盛,导致表层土壤空隙较大,土壤总孔隙度较高。

2.4.3 土壤蓄水能力 土壤的蓄水能力取决于土壤厚度和土壤孔隙度,毛管孔隙中的水分可长时间保持在土壤中,有利于植物根系吸收和土壤蒸发;非毛管孔隙可快速吸收降水并及时下渗,有利于水源涵养^[3]。幕府山不同样地土壤含水量与持水能力测定值见表2。由表2可见,不同修复时期的矿山废弃地的土壤非毛管孔隙度与蓄水能力、蓄水性能存在差异。

幕府山土壤有效持水量主要取决于生态修复时覆土层厚度,其次才是非毛管孔隙度大小。土壤有效持水量从大到小的排列顺序为:落叶林>常绿林>草地>灌木林,其中,混交林(样地S11)有效持水量最大,为363 t/hm²,说明该种林地的持水能力最强。

土壤最大持水量也主要取决于生态修复时的覆土层厚度,其次才是总毛管孔隙度大小。土壤最大持水量从大到小的排列顺序为:落叶林>常绿林>灌木林>草地,其中,落叶阔叶林(样地S07)最大持水量最大(4 726.6 t/hm²);自然恢复草地(样地S16)最大持水量最小(891.6 t/hm²),两者土壤贮蓄水分潜在能力相差5.3倍。因此,生态修复中,要覆盖一定厚度的土壤,才能确保生态修复后的植被健康生长。

3 结论

城市矿山废弃地生态修复所用覆盖土壤的类型与成分决定了生态修复后土壤的性质,如土壤质地、容重、有机质、土壤pH值等。幕府山修复土壤多数为壤土,少部分为砂土,修复土壤有利于植被的生长。幕府山废弃地修复土壤的容重变异较大,用建筑弃土覆土的废弃地,土壤容重较大,且有机质含量低,而用玄武湖底泥覆土的废弃地,土壤容重相对低些,且土壤有机质含量相对较高。修复土壤pH值多数属于

中性或微碱性,且土壤酸碱性差异很小,因此,生态修复中,宜选择适于土壤中性、偏弱碱性的物种。

生态修复种植的植物对废弃地土壤的理化性质也进行了改造。幕府山植被修复有效提高了土壤有机质含量,改善了土壤结构,从而为植物生长提供了良好的基础。

不同修复措施(覆土厚度、修复植被类型)与植被长势好坏也会引起土壤理化性质差异。幕府山同期进行生态修复的废弃地,林分及林木长势差异造成土壤有机质含量不同;草地比林地土壤有机质高些;林下枯落物蓄积量越多,土壤有机质越高。雪松林则形成林下微酸性土壤。不同类型的林地土壤容重也存在差异,落叶林下土壤容重低于常绿林。

生态修复时序对废弃地的土壤理化性质有累积效应。与南京市公园绿地及紫金山相比,幕府山修复废弃地土壤有机质含量中等偏低,是因为生态修复时间较短,改善土壤肥力有待时间累积。生态修复工程开展越早,土壤有机质相对越高,其中,未受人类干扰的自然次生杂木林的土壤有机质含量最高;随修复时间增加,林下枯落物的蓄积与分解及地下根系的生长发育,早期修复林地土壤的容重相对低些。

生态修复所用覆盖土壤类型、修复措施会影响废弃地土壤水文效应。幕府山修复废弃地土壤的非毛管孔隙度较低,土壤透气与渗水性较差。从植被类型看,落叶林地土壤毛管孔隙度最高,土壤可用于树木生长发育的有效水分最多;草地土壤非毛管孔隙度与总孔隙度较高,土壤涵养水源作用强。且不同植被类型下,土壤蓄水性能也存在较大差异,土壤有效持水量是混交林最大,最大持水量为落叶阔叶林最大。这里的土壤有效持水量主要取决于生态修复时覆土层厚度,其次才是非毛管孔隙度大小;土壤最大持水量也主要取决于生态修复时覆土层厚度,其次才是总毛管孔隙度大小。

参考文献:

- [1] 胡淑萍,余新晓,岳永杰.北京百花山森林枯落物层和土壤层水文效应研究[J].水土保持学报,2008,22(1):146-150.
- [2] 曲学斌,胡继超,朱红霞,等.紫金山南坡土壤养分分布状况分析[J].安徽农学通报,2009,15(20):39-40,57.
- [3] 鲁绍伟,陈波,潘青华,等.北京山地不同海拔人工油松林枯落物及其土壤水文效应[J].水土保持研究,2013,20(6):54-58,70.
- [4] 卢振启,黄秋娟,杨新兵.河北雾灵山不同海拔油松人工林枯落物及土壤水文效应研究[J].水土保持学报,2014,28(1):112-116.

要对作物全生育期水分亏缺进行探究,还需要进一步分析不同生育期作物水分需求和灌溉需求。本研究仅仅探究了冬小麦整个生育期的变化特征,未从各生育期分别做深入研究。其次,作物需水量的和灌溉需水量与气象因子关系复杂,两者关系有待进一步研究。

参考文献

[1] 闫映宇. 塔里木灌区膜下滴灌的棉花需水量及节水效益[J]. 水土保持研究, 2016, 23(1): 123-127.

[2] 陈秋帆, 陈劲松, 代兴梅, 等. 云南春作马铃薯作物系数及需水规律研究[J]. 湖北农业科学, 2016, 55(3): 564-566.

[3] 宋妮, 孙景生, 王景雷, 等. 河南省冬小麦需水量的时空变化及影响因素[J]. 应用生态学报, 2014, 25(6): 1693-1700.

[4] 杨晓琳, 宋振伟, 王宏, 等. 黄淮海农作区冬小麦需水量时空变化特征及气候影响因素分析[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(3): 356-362.

[5] 吴燕锋, 巴特尔·巴克, 罗那那, 等. 石河子地区冬小麦生育期需水量变化特征及其气候成因[J]. 水土保持通报, 2016, 36(1): 69-74.

[6] 符娜, 刘小刚, 张岩石, 等. 西南地区水稻灌溉需水量变化规律[J]. 生态学杂志, 2014, 33(7): 1895-1901.

[7] 李摇勇, 杨晓光, 叶摇清, 等. 1961—2007 年长江中下游地区水稻需水量的变化特征[J]. 农业工程学报, 2011, 27(9): 175-183.

[8] 武永利, 田国珍, 王云峰. 基于改进的 SEBS 模型的作物需水量研究[J]. 干旱地区农业研究, 2015, 33(1): 113-118.

[9] 牛纪苹, 粟晓玲, 唐泽军. 气候变化条件下石羊河流域农业灌溉需水量的模拟与预测[J]. 干旱地区农业研究, 2016, 34(1): 206-212.

[10] 徐天勇. 滁州市清流河水环境容量研究[D]. 南京: 南京

大学, 2006.

[11] 徐志龙, 曹阳, 杨敏. 1951—2005 年海河流域汛期降水量的时空变化特征分析[J]. 水文, 2009, 29(1): 85-88.

[12] Karimov A K, Šimůnek J, Hanjra M A, et al. Effects of the shallow water table on water use of winter wheat and ecosystem health: Implications for unlocking the potential of groundwater in the Fergana Valley (Central Asia) [J]. Agricultural Water Management, 2014, 131(1): 57-69.

[13] Allen R G, Pereira L S, Raes D, et al. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper56[M]. Rome: FAO, 1998.

[14] 何斌. 中国农业干旱风险定量评价与空间格局分析[D]. 北京: 中国科学院大学(中国科学院地理科学与资源研究所), 2010.

[15] Yang Z, Yu Z, Xie C, et al. Application of Hilbert-Huang Transform to acoustic emission signal for burn feature extraction in surface grinding process [J]. Measurement, 2014, 47: 14-21.

[16] 吴燕锋, 巴特尔, 巴克, 等. 基于 EEMD 的杜尚别市 1950—2013 年降水多尺度分析[J]. 干旱区资源与环境, 2015, 29(6): 152-157.

[17] 张余庆, 陈昌春, 姚鑫, 等. 江西省信江流域极端降水时空变化特征[J]. 水土保持研究, 2015, 22(4): 189-194.

[18] Valdés-Galicia J F, Velasco V M. Variations of mid-term periodicities in solar activity physical phenomena [J]. Advances in Space Research, 2008, 41(2): 297-305.

[19] Wu Y, Bake B, Zhang J, et al. Spatio-temporal patterns of drought in North Xinjiang, China, 1961—2012 based on meteorological drought index[J]. Journal of Arid Land, 2015, 7(4): 527-543.



(上接第 177 页)

[5] Holl K D. Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA [J]. Journal of Applied Ecology, 2002, 39(6): 960-970.

[6] Chambers J C, Brown R W, Williams B D. An evaluation of reclamation success on Idaho's phosphate mines [J]. Restoration Ecology, 1994, 2(1): 4-16.

[7] 刘美英, 高永, 汪季, 等. 矿区复垦地土壤碳氮含量变化特征[J]. 水土保持研究, 2013, 20(1): 94-97, 101.

[8] 李晋川, 王翔, 岳建英, 等. 安太堡露天矿植被恢复过程中土壤生态肥力评价[J]. 水土保持研究, 2015, 22(1): 66-71, 79.

[9] 马佳慧, 张兴昌, 邱莉萍. 黑岱沟矿区排土场不同复垦方式下土壤性质的研究[J]. 水土保持研究, 2015, 22(1): 93-96.

[10] 王金满, 杨睿璇, 白中科. 草原区露天煤矿排土场复垦

土壤质量演替规律与模型[J]. 农业工程学报, 2012, 28(14): 229-245.

[11] 张以刚, 李卉. 南京市幕府山地区矿区环境地质整治恢复建议[J]. 江苏地质, 2000, 24(4): 221-224.

[12] 刘国华, 舒洪岚, 张金池. 南京幕府山矿区废弃地植被恢复对土壤侵蚀与肥力的影响研究[J]. 水土保持研究, 2006, 13(6): 234-235, 238.

[13] 中国土壤学会农业化学专业委员会. 土壤农业化学常规分析方法[M]. 北京: 科学出版社, 1983.

[14] 许本彤. 森林土壤定位研究方法[M]. 北京: 中国林业出版社, 1986.

[15] 张志民. 紫金山栓皮栎林水源涵养功能研究[D]. 南京: 南京林业大学, 2010.

[16] 王辛芝. 南京市公园绿地土壤性质及其变化特征[D]. 南京: 南京林业大学, 2006.