

阜新海州露天矿排土场植被恢复对滞尘能力的影响

郭 晗, 吴祥云*, 何志勇 (辽宁工程技术大学环境工程学院, 辽宁阜新 123000)

摘要 采用外业调查、取样和室内试验分析相结合的方法, 对阜新矿区排土场、周边矿坑的不同植被模式的滞尘能力进行比较分析。结果表明, 在各气候因子中, 平均气温、最大风速、降雨量和沙尘暴次数是影响矿区扬沙的主导因子, 且最大风速对滞尘量影响极显著。与草地相比, 林地防风能力更强, 其滞尘能力最大; 且林地的林分密度和物种丰富度与滞尘量呈正相关。因此在矿区生态治理中, 矿区草地应采用层次造林措施, 形成密度适宜的林灌草立体复合生态模式, 将对矿区提高滞尘能力及改善空气质量作用明显。

关键词 露天矿; 排土场; 植被恢复; 滞尘能力

中图分类号 S181.3 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2013)16-07285-02

Effects of Vegetation Restoration on Dust Detention in Fuxian Haizhou Open-pit Mine

GUO Han et al (College of Environmental Science and Engineering, Liaoning Technical University, Fuxin, Liaoning 123000)

Abstract By field investigation, sampling and indoor experiment, comparative analysis was conducted on dust detention of different vegetation modes in Fuxin mine and surrounding. The results showed that among climatic factors, mean temperature, maximum wind speed, rainfall and number of sandstorm are the dominant factors for influencing field micrometeorology, and maximum wind has extremely significant effects on dust detention. Compared with grassland, windbreak and dust detention ability of forestland are stronger. And forest stand density and species richness is positively associated with dust quantity. So in the mining area ecological management, level afforestation measure should be adopted in mining area grassland. Suitable density of forest-shrub-grass three-dimensional complex ecological model will obviously improve mining area dust detention ability and perfect air quality.

Key words Open-pit mine; Dump; Vegetation restoration; Dust detention

矿区粉尘颗粒携带有许多重金属元素、有毒物质和治病菌, 其中一部分可通过鼻腔直接进入人体, 在肺泡内沉积; 也可以通过其他途径, 如水、土壤和植物等介质进入到人体, 对人体造成危害^[1-2]。目前国内外对降尘的研究一般只是围绕沙尘暴事件进行的, 常规的降尘污染研究较少, 且国内为数不多的研究也还仅仅局限于对大型及重污染城市, 如北京、兰州、南京等, 而对矿区降尘研究则相对较少^[3-4]。

多年来, 虽然我国对矿区废弃地的生态恢复做了许多工作, 但矿区及其周边城区内扬沙扬尘天气并未得到根本改善。以阜新为例, 阜新是一个百年矿区, 据统计, 目前阜新因煤炭开采面积超过 40 000 hm², 在采区范围内已形成具有规模的排土场、矸石山 23 处, 占压土地约 2 885 hm², 煤矸石剥离堆积量达 12.108 5 亿 m³, 大量裸露的矸石形成巨大的粉尘污染源。阜新年平均风速 3.4 m/s, 该区春季 3~5 月既是树木枯黄季节, 又是大风季节, 出现扬沙天气的日数占到全年的 60% 以上; 春季 6 级以上大风有 35 次之多, 地表风蚀严重^[5], 频频发生的扬尘天气给城市的环境状况和人们的出行和健康带来极大影响。基于上述原因, 以阜新海州矿排土场及矿坑为研究对象, 开展了不同植物恢复模式对矿区废弃地滞尘效应的研究, 不仅为生态恢复提供了依据, 而且对改善城市空气环境质量具有重要指导意义。

1 材料与与方法

1.1 采样点布设 阜新海州露天矿地理坐标为 41°59' N, 121°41' E, 大量的煤矸石露天堆放形成一座占地 16 km² 的四级平台高度 30 m 的排土场(国家土地复垦示范区)。试验

选择海州矿排土场、矿坑附近、自然林地、阜新市内 4 个代表区域, 选择不同的生态恢复模式布置观测点, 即工程复垦的草地、天然草地、乔木林地、灌木林地、边坡进行典型布点, 并在利于对比的不同地块进行直线布点。共布设观测点 16 个, 详见表 1。

表 1 采样点自然概况

样地号	立地类型	坡度	自然概况			盖度 %
			裸露率 %	植被类型	林分密度	
1	南侧平台(2阶)	0	14	天然草地	0	60
2	顶台	0	30	天然草地	0	60
3	北侧平台(2阶)	0	25	天然草地	0	75
4	南侧平台(3阶)	0	15	6年生白榆林	700	85
5	北侧平台(2阶)	0	20	天然草地	0	75
6	北侧平台(2阶)	0	20	天然草地	稀疏	70
7	平台顶层	0	20	天然草地	稀疏	60
8	南侧平台(2阶)	0	40	6年生刺槐林	750	60
9	南侧平台(2阶)	0	25	6年生白榆林	875	80
10	南侧平台(2阶)	0	20	6年生刺槐林	875	80
11	平台(3阶)	0	25	6年生刺槐林	800	75
12	平台(2阶)	0	25	火炬树林	1 275	60
13	平台(2阶)	0	15	紫穗槐灌木林	1 300	70
14	附近林地东坡	7	25	油松人工林	1 731	75
15	海州矿西侧	边坡	95	裸地	0	5
16	海州矿北侧	边坡	60	刺槐、榆树林	散生状态	40

1.2 研究方法 通过测量不同观测点的滞尘量大小, 来评价不同植被恢复模式滞尘能力的大小。滞尘量越小, 滞尘能力越强, 滞尘量与滞尘能力互为倒数。利用固定容积的容器放置适当的纯净水收集扬尘物质的方法称之为清水沉淀法。具体做法是在选择好的每个观测点分别摆放 2 个特制的集尘器(直径 23 cm, 高 15 cm, 可以看作是二次重复)。在安装集尘器后, 第一次取样(3月30日)后, 每隔 7 d 定期收集集尘器的降尘, 在有沙尘暴和扬尘天气加测一次。每次收集样

基金项目 辽宁省百千万人才工程项目(2009921105)。

作者简介 郭晗(1988-), 男, 辽宁阜新人, 硕士研究生, 研究方向: 恢复生态学, E-mail: 516391428@qq.com。* 通讯作者, 教授, 博士, 从事恢复生态学领域研究, E-mail: wuxyun2003@163.com。

收稿日期 2013-05-07

品时将集尘器的水和沙尘物质混合物放塑料袋内,并用喷壶将集尘器内残留滞尘物全部冲刷干净后装入塑料袋内,以尽量减少人为误差。将采集回来的样品在实验室内用漏斗加滤纸过滤后,放入恒温烘箱 60 ℃ 烘干 12 h,然后用 0.000 1 g 精度的天平称重,即可得出监测期内的滞尘量。气象资料(3月24日~5月15日)由当地气象站提供。

2 结果与分析

2.1 气候因子对滞尘量的影响分析

对观测期内的气象资料中最高温度、最低温度、平均温度、最大风速、最小风速、降雨量、蒸发量、沙尘暴发生次数 8 个气候因子进行主成分分析,其中平均温度、最大风速、降雨量和沙尘暴次数这 4 个因素的累积贡献率达到 89.03%,因此这 4 个因子被定为主成分。笔者对排土场滞尘量与监测期间降水量、最大风速、蒸发量、平均温度进行多元回归分析,其具体数值见表 2。

表 2 滞尘量与气候因子回归分析

日期	降水量 (x1)	最大风速 (x2)	蒸发量 (x3)	温度 (x4)	滞尘量 (y)
03-30~04-05	0.3	10.91	4.37	6.47	6.478
04-05~04-13	1.9	10.31	2.89	4.94	7.777
04-13~04-18	1.8	8.55	2.58	4.54	3.769
04-18~04-25	9.7	5.90	3.28	9.82	2.794
04-25~05-01	20.4	9.20	3.34	9.49	5.083
05-01~05-08	72.3	6.60	2.77	14.11	3.393

多元回归方程: $y = -3.271 3x_1 + 0.610 2x_2 + 0.720 3x_3 + 1.327 4x_4$ 。筛选因子界限值: $Fa = 1.350 0$; 相关系数: $R = 0.999 2$; 剩余标准差: $SE = 0.168 8$ 。各因子直接通径系数: P (降雨量) = $-0.135 0$, P (最大风速) = $0.628 7$, P (平均温度) = $0.238 5$, P (沙尘暴次数) = $0.559 1$ 。从直接通径系数可知各因子对滞尘量的贡献值大小。即降雨量每增加一个单位,会使滞尘量减少 0.135 0 个单位;最大风速每增加一个单位,会使滞尘量增加 0.628 7 个单位;温度每增加一个单位,会使滞尘量增加 0.238 5 个单位;每增加一次沙尘暴,会

使滞尘量增加 0.559 1 个单位。可见,最大风速对滞尘量的贡献最大。

2.2 不同植物恢复模式滞尘能力的差异分析

从不同类型观测点平均滞尘量分析可知,海州矿矿坑附近的滞尘量明显偏高,排土场林地的滞尘量最小。林地和草地各有一个观测点的滞尘量和海州矿矿坑的滞尘量相当,在外业调查中发现这两个观测点附近正在进行道路施工,大量的堆弃土沙物质为扬沙的形成提供了大量的沙源。数据计算得到,海州矿矿坑附近的观测点的滞尘量是排土场林地的 5.0 倍,是草地和边坡平均滞尘量的 2.0 倍,是阜新市内滞尘量的 3.5 倍。

对排土场的工程复垦草地和人工乔灌木林地的滞尘量进行比较,林地的平均滞尘量 $2.575 0 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 小于草地的平均滞尘量 $3.453 0 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。林地的滞尘量最小,即林地的滞尘能力最大,这与林地的防风能力有关。排土场工程覆土草地的植被总覆盖度较林地稍小,裸露地表面积大,易形成扬沙。

2.3 不同林地的滞尘能力比较分析

由表 3 可知,以附近林地的滞尘量为分界点,17、16、13、14 号林种的滞尘能力较强,8、18、12 号林种的滞尘能力较差。分析其原因,17 号火炬树其裸露地表虽比紫穗槐林大且物种少,但火炬树的密度最大,达到 12 万株/hm²,防风效应最好,故 17 号林地的滞尘能力最强;13、16 号林地的滞尘能力在乔木林中最强,其密度 > 850 株/hm²,成层性又最高——乔冠、灌、草三层,灌木有 2 种,草种种类最多达 7 种。又如 8、13、14、16 树高相差不大,但滞尘能力明显差别,说明单因子树高对滞尘能力的影响较小。12 号刺槐林滞尘量偏高的主要原因是它位于顶阶台地上,海拔地势较高,风力相对较大。乔木林中,13 号白榆林、16 号刺槐林滞尘能力较强;两种灌木林中,火炬林地滞尘能力较强;它们的共同特点是密度同类相比较。在滞尘效应方面,可以得到滞尘能力与树林的密度和物种丰富度呈正相关,造林密度较大,其滞尘能力较强。

表 3 不同林地的林分调查

林地 编号	裸露表比 %	树种	树高//m	胸径//	林龄//年	密度 株/hm ²	郁闭度 %	冠幅 m	盖度 %	物种丰富度 种	成层性 层	平均滞尘量 g/(m ² ·d)
8	35	白榆	9.1	9.8	6	700	50	3.6	85	4	2	3.17
12	40	刺槐	4.3	5.6	6	750	40	2.1	60	5	2	2.69
13	25	白榆	7.6	3.7	8	875	45	3.7	80	4	3	2.38
14	20	刺槐	9.1	5.6	8	875	65	5.6	80	4	2	2.53
16	25	刺槐	6.6	4.8	8	800	60	4.4	75	7	3	2.39
17	25	火炬树	2.5	1.5	4	1E+05	50	3.2	70	3	2	2.22
18	15	紫穗槐	1.8	1.3	4	13 000 簇	60	2.3	60	6	2	2.77
19	25	油松	8.5	4.1	30	1 731	75	4.1	45	3	1	2.45

3 结论

(1) 海州矿矿坑是阜新市重点粉尘源,其附近的滞尘量是排土场林地的 5.0 倍,是草地的 2.0 倍,是市内的 3.5 倍。因此,重点粉尘源是矿区生态治理的重点。

(2) 通过对春季观测期间的气候因子的主成分分析,得到平均气温、最大风速、降雨量和沙尘暴次数是影响矿区扬

沙的主导因子,且最大风速和滞尘量的关系最密切。

(3) 由于林地防风能力的增强,其滞尘能力最大;矿区天然草地的植被主要为一年生草本植物,植被的总覆盖度较林地小,由于防风能力比林地弱,裸露的土壤受大风侵蚀易形成扬沙。因此,草地应尽快植树造林,加强生态防风及滞尘能力。

(下转第 7289 页)

垃圾焚烧发电厂 2007~2011 年收集的 MSW 来计算 3 种处理方式下产生的碳排放量,焚烧发电使用化石燃料而导致的 CO₂ 排放并入焚烧发电温室气体排放的总量中,垃圾各处理方式产生的碳排放量结果如表 3 所示,CH₄ 变暖潜值为 CO₂ 的 25 倍。垃圾焚烧发电由于实现了较大程度的资源转化,减排量较高,达 38%;尽管存在一定的减排量(减排量 14.9%),标准卫生填埋处理方式仍然具有较大的 CO₂ 排放量;我国生物堆肥场地较少有 CH₄ 回收装置,但是强制通风的好氧堆肥产生的 CO₂ (折算后)较焚烧发电和标准卫生填埋少。综合 2007~2011 年的数据,得到单位垃圾处理量碳排放分别为焚烧发电 0.61 t CO₂/t(二期为 0.10 t CO₂/t),标准卫生填埋 1.02 t CO₂/t,生物堆肥 0.10 t CO₂/t,生物堆肥处理产生的碳排放量最少,其次为焚烧处理,这与周晓萃等^[1]比较 3 种垃圾处理方式后得出的结果一致。

表 2 东莞市某垃圾焚烧发电厂垃圾处理量及能源消耗量 t

年份	垃圾焚烧量	燃煤消耗量	柴油消耗量
2007	404 429.00	97 504.00	69.04
2008	442 896.00	107 067.60	85.04
2009	427 614.95	79 686.50	97.94
2010	473 202.00	83 587.00	113.78
2011	431 903.17	74 131.50	78.69
2011(二期)	353 128.00	0	117.50

表 3 城市生活固体废物不同处理方式碳排放量结果 万 t

处理 方式	2007	2008	2009	2010	2011	2011 (二期)	
垃圾焚 烧发电	焚烧 CO ₂ 排放量	19.17	20.99	20.27	22.43	20.47	16.74
	能耗 CO ₂ 排放量	24.69	27.12	20.19	21.18	18.78	0.04
	CO ₂ 减排量	15.37	16.83	16.25	17.98	16.41	13.42
	CO ₂ 排放总量	28.49	31.28	24.21	25.63	22.84	3.36
标准 卫生 填埋	CH ₄ 排放量	1.90	2.08	2.00	2.22	2.03	1.66
	CO ₂ 排放当量	47.50	52.00	50.00	55.50	50.75	41.50
	CO ₂ 减排量	6.03	6.60	6.37	7.05	6.44	5.26
生物 堆肥	CO ₂ 排放总量	41.47	45.40	43.63	48.45	44.31	36.24
	CH ₄ 排放量	0.16	0.17	0.17	0.19	0.17	0.14
	CO ₂ 排放当量	4.00	4.25	4.25	4.75	4.25	3.50
	CO ₂ 排放总量	4.00	4.25	4.25	4.75	4.25	3.50

如果采用甲烷回收装置,标准卫生填埋和生物堆肥可以减少 CH₄ 排放量,但需要回收条件,温室气体产生量需达到一定的比例才能进行回收,且成本较高,目前我国大部分填埋和堆肥场所产生的温室气体没有回收。在我国现有的条件下,管理完善的垃圾填埋处理场少,温室气体收集更是未见有相关案例,我国废弃物生物堆肥处理方式所占比例也有逐渐减少的趋势^[6]。周晓萃等分析北京市城市生活垃圾处

(上接第 7286 页)

(4) 林地的林分密度和物种丰富度与滞尘量呈正相关。最大的火炬树灌木林和林下物种多、成层性较高的刺槐林滞尘效果最好。在宜林的地段上,采用乡土树种造林易于成林,层次造林措施对矿区生态滞尘效果较好。

参考文献

[1] 李彰俊. 内蒙古中西部地区下垫面对沙尘暴发生发展的影响研究[D].

理后发现,垃圾堆肥产品营销并不理想,虽然资源化利用率高,但是由于产品销路不畅导致资源未能得到有效利用,限制了城市生活垃圾生物堆肥的发展^[1]。

综合比较发现,通过垃圾焚烧来减碳,实现废弃物资源转化则成为更为可行的碳减排措施,除能直接将废弃物转化为电能再利用外,其应用范围和政府支持力度也逐年增加。故在考虑垃圾处理温室气体减排时,可以采取以焚烧发电为主,生物堆肥为辅的综合性措施。

3 结论

(1) 垃圾焚烧发电技术可以通过采用机械炉排炉焚烧技术或其他先进技术,减少化石燃料使用,减少温室气体排放量;采用节能装置,回收利用各环节余热,提高资源转化利用率。

(2) 焚烧发电、标准卫生填埋和生物堆肥 3 种城市固体废物处理方式的 CO₂ 排放量由大到小依次为标准卫生填埋 > 焚烧发电 > 生物堆肥,减排量由大到小依次为焚烧发电 > 标准卫生填埋 > 生物堆肥。

(3) 建议采用焚烧发电和生物堆肥结合的方式处理城市固体废物,生物堆肥成本相对较低,有利于推广,且技术成熟。根据前人研究结果,生物堆肥和垃圾焚烧发电比例可保持在 1:2 左右。

参考文献

- [1] 周晓萃,徐琳瑜,杨志峰. 城市生活垃圾处理全过程的低碳模式优化研究[J]. 环境科学学报,2011,32(2):498-505.
- [2] 高庆先,杜吴鹏,卢士庆,等. 中国城市固体废物甲烷排放研究[J]. 气候变化研究进展,2006,2(6):269-272.
- [3] GENTIL E, CHRISTENSEN T H, Aoustin E. Greenhouse gas accounting and waste management [J]. Waste Management & Research, 2009, 27(8): 696-706.
- [4] CHEN T C, LIN C F. Greenhouse gases emissions from waste management practices using life cycle inventory model [J]. Hazardous Materials, 2008, 155:23-31.
- [5] ZHAO W, DER VOET E V, ZHANG Y F, et al. Life cycle assessment of municipal solid waste management with regard to greenhouse gas emissions; Gas study of Tianjin, China [J]. Science of the Total Environment, 2009, 407(5):1517-1526.
- [6] 马占云,高庆先. 废弃物处理温室气体排放计算指南[M]. 北京:科学出版社,2011.
- [7] 杨卫华,李静,戴本慧. 生活垃圾焚烧发电碳排放计算方法研究[J]. 节能,2011(7):61-63.
- [8] 赵磊,陈德珍,刘光宇,等. 垃圾热化学转化利用过程中碳排放的两种计算方法[J]. 环境科学学报,2010,30(8):1634-1641.
- [9] 楼波,蔡睿贤. 清洁发展机制下的垃圾处理分析[J]. 华南理工大学学报:自然科学版,2006,34(10):100-104.
- [10] 李欢,金宜英,李洋洋. 生活垃圾处理的碳排放和减排策略[J]. 中国环境科学,2011,31(2):259-264.

南京:南京信息工程大学,2008.

- [2] 王晓华. 义马矿区矽石山扬尘治理及绿化[J]. 资源节约与环保,2010(3):54-55.
- [3] 柴一新,祝宁,韩焕金. 城市绿化树种的滞尘效应[J]. 应用生态学报,2002,13(19):1121-1126.
- [4] 高金晖. 北京市主要植物种滞尘影响机制及其效果研究[D]. 北京:北京林业大学,2007.
- [5] 赵瑞春. 关于我省西北部风沙地区土壤风蚀及其防治的意见[J]. 中国水漠,1988(1):23-26.