

原有工业建筑改造前后颗粒物浓度 水平及相关性研究



重庆大学硕士学位论文
(学术学位)

学生姓名：纪如飞

指导教师：李 楠 副教授

专 业：供热、供燃气、通风及空调工程

学科门类：工 学

重庆大学城市建设与环境工程学院

二〇一四年五月

Relationship of Original Industrial Buildings Particulate Matter Concentration Levels Before and After the Industrial Remodeling



A Thesis Submitted to Chongqing University
in Partial Fulfillment of the Requirement for the
Master's Degree of Engineering

By
Ji Rufe

Supervised by Associate Prof. Li Nan

**Major: Heating, Gassing, Ventilation and
Air-conditioning Engineering**

College of Urban Construction and Environmental Engineering of
Chongqing University, Chongqing, China

May, 2014

摘 要

城市老工业区的原有工业建筑见证了我国经济腾飞和复兴崛起的过程。近年来,随着国家宏观政策的调整,产业结构的转型升级,对改善空气质量以及建设宜居的人居环境的理念逐步深入,使得老工业区的建筑改造更新刻不容缓。本论文选题来源于国家“十二五”科技支撑课题“原有工业建筑功能提升与生态改造关键技术示范”,旨在为工业区棚户改造、腾笼换鸟提供理论支撑基础。

本文选取了北京首钢未改造的料仓作为原有工业建筑代表,并对比另一厂区同一功能分区的已改造建筑,分别对其室内外 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 的浓度进行监测,运用数学统计对 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 的污染特征进行评价,分析了未改造与已改造建筑室内外浓度水平及其相关性,并对工业区室外 $PM_{2.5}$ 标准限值做出探讨,通过 Airpak 软件分别对其室内进行速度场、空气龄、浓度场的数值模拟研究,进行双向验证,最后基于加权马尔可夫链对已改造办公建筑内 PM_{10} 进行预测。研究发现:

(1) 未改造料仓,污染物浓度总体上室外较室内严重, $PM_{2.5}$ 较 PM_{10} 严重。料仓外首要污染物是 PM_{10} , 料仓内主要污染物是 $PM_{2.5}$ 。

(2) 经改造后的对比建筑, $PM_{2.5}$ 降幅较 PM_{10} 更大。

(3) 随室外 PM_{10} -50%依次下降到 PM_{10} -20%和 PM_{10} -NORM 三种水平下,料仓室内 $PM_{2.5}$ 的超标小时数基本呈指数分布降低。通过假设三种工业区室外 $PM_{2.5}$ 与相关标准限值对比,发现将原有限定值 $75\mu g/m^3$,上调至 $95\mu g/m^3\sim 115\mu g/m^3$ 之间,能更好的对工业区室外 $PM_{2.5}$ 进行衡量。

(4) 对未改造料仓和已改造建筑的内部速度场、空气龄、浓度场进行数值模拟,证明了模型的准确性和用 Airpak 对料仓内部颗粒物模拟的可行性,也说明了通过高窗对开措施,形成的穿堂风对室内空气质量有明显改善作用。

(5) 考虑到对室内颗粒物浓度预测可起到提前掌握室内颗粒物浓度水平,排出安全隐患等方面,在忽略气象因素和室内源因素的影响下,运用加权马尔可夫链对室内 PM_{10} 浓度进行预测。通过对比监测值与预测值,发现加权马尔可夫链对室内颗粒物浓度进行范围预测,预测值与监测值相关度在 0.805~0.846,预测值误差率为-10.25%~+19.46%。

论文采用数理统计、实验测试、数值模拟研究三者相结合的方法对老工业区改造前后建筑室内外的污染物浓度水平及相关性作了研究,为制定相关老工业区原有工业建筑改造前后的 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 水平标准提供数据支持和理论依据。

关键词: 浓度水平, $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} , 相关性, 工业改造

ABSTRACT

Urban old industrial zone of the original industrial buildings witnessed the process of China's economic boom and the rise of Renaissance. In recent years, with the national macroscopic policy adjustment, transformation and upgrading of industrial structure, to improve the air quality and building livable environment concept gradually thorough, so it is urgent to make old industrial building update. This paper selected topic is derived from the national "twelfth five-year" science and technology support project "key technology for industrial building function improvement and ecological reconstruction and demonstration", aimed at industrial zone shanty towns transformation, the bird in a cage to provide theory support.

In this paper, the selection of Beijing shougang unimproved bin, as a representative of the old industrial buildings and compared to the other factory has renovation of the same functional partition, respectively, the indoor and outdoor $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentration monitoring, using the mathematical statistics to evaluate the $PM_{2.5}$ and PM_{10} pollution characteristics, analyzed the unimproved and rebuilding has been building indoor and outdoor concentration level and its correlation, and the industrial area outdoor $PM_{2.5}$ standard limits have to explore, through Airpak software respectively on the indoor velocity field, air age, concentration field numerical simulation research, two-way authentication, based on the weighted markov chain for the renovation of office building in PM_{10} . The study found that:

1) For unremodeled bunker, outdoor pollutant concentrations were generally serious than indoor, $PM_{2.5}$ was generally serious than PM_{10} . The outside main primary pollutant of bunker was PM_{10} , inside main primary pollutants was $PM_{2.5}$.

2) For the contrast of buildings, $PM_{2.5}$ decline more than PM_{10} .

3) With the outdoor PM_{10} -50% decline in turn to PM_{10} -20% and PM_{10} -NORM level of the three, bunker's indoor exceed standard hours of $PM_{2.5}$ levels lower basic exponential distribution. By assuming three industrial zone of outdoor $PM_{2.5}$ and the related standard limit comparison of the original $75 \mu g/m^3$, found that the allowable value is increase to $95 \mu g/m^3 \sim 115 \mu g/m^3$, can better to measure industrial zone of outdoor $PM_{2.5}$.

4) Architecture for the modification of the unimproved bunker and has the inner velocity field and concentration field, air age to carry on the numerical simulation,

proved the accuracy of the model and the feasibility of the bunker internally with Airpak particle simulation, through high window split measures, also illustrates the formation of cross ventilation on indoor air quality has improved significantly.

5) Taking into account of indoor particulate matter concentrations forecasting has mastered indoor particle concentration level, discharge safety hidden danger, the ignored under the influence of meteorological factors and indoor source, using the weighted markov chain to predict indoor PM_{10} concentration. Value by comparing the monitoring and prediction, found that the weighted markov chain on indoor particulate matter concentrations range prediction, prediction and monitoring values in 0.805~0.846, correlation prediction error rate of -10.25% ~ +19.46% .

Paper uses mathematical statistics, experimental test and numerical simulation research method of combining the before and after the modification of old industrial building indoor and outdoor pollutants concentration levels and correlation of research, to develop the old industrial zone of the original industrial buildings before and after the modification of $PM_{2.5}$ and PM_{10} standards provide data support and theoretical basis.

Keywords: Concentration Levels, $PM_{2.5}$ and PM_{10} , Relevance, Industrial Transformation

目 录

中文摘要.....	I
英文摘要.....	III
1 绪 论.....	1
1.1 课题的研究背景及意义	1
1.2 颗粒物的形成及扩散过程	3
1.2.1 颗粒物形成过程、分类及来源	3
1.2.2 颗粒物在室内外的扩散过程	5
1.3 国内外相关研究现状	6
1.3.1 颗粒物浓度水平的研究	6
1.3.2 颗粒物对人体健康危害的研究	7
1.3.3 室内外颗粒物相关性的研究	9
1.4 本文的主要研究内容和研究方法	10
1.4.1 研究内容	10
1.4.2 研究方法	11
2 PM _{2.5} 、PM ₁₀ 浓度监测实验.....	13
2.1 实验地点和实验时间	13
2.2 实验仪器设备	15
2.3 实验监测方法	16
2.4 数据统计分析	18
2.4.1 颗粒物 IO 比分析	18
2.4.1 均值比较	21
2.4.2 相关分析	22
2.4.3 回归分析	23
2.5 实验监测结果	24
2.5.1 未改造料仓监测结果	24
2.5.2 已改造对比建筑监测结果	27
2.5.3 室外 PM ₁₀ 不同水平的确定	29
2.6 本章小结	30
3 未改造料仓与已改造建筑室内外颗粒物浓度水平	33
3.1 料仓与对比建筑室内外 PM _{2.5} 、PM ₁₀ 浓度总体水平及相关性	33
3.1.1 料仓室内外 PM _{2.5} 、PM ₁₀ 浓度总体水平	33

3.1.2 料仓 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 的质量浓度相关性	35
3.1.3 对比建筑室内外 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度总体水平	36
3.1.4 对比建筑 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 的质量浓度相关性	38
3.1.5 料仓与对比建筑 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度水平总体对比	39
3.2 室外 PM_{10} 三种水平下料仓室内 $PM_{2.5}$、对比建筑室外 PM_{10} 浓度水平	41
3.2.1 室外 PM_{10} 三种水平下对比建筑室外 PM_{10} 浓度水平	41
4.2.2 室外 PM_{10} 三种水平下料仓室内 $PM_{2.5}$ 浓度水平	43
3.3 室外 PM_{10} 三种水平下改造前后 $PM_{2.5}$、PM_{10} 浓度水平对比	44
3.3.1 室外 PM_{10} 三种水平下料仓 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度水平对比	44
3.3.2 室外 PM_{10} 三种水平下对比建筑 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度水平对比	46
3.4 对原有工业区室外 $PM_{2.5}$ 标准规定限值的讨论	47
3.4 本章小结	48
4 未改造料仓与已改造建筑室内 CFD 模拟	51
4.1 CFD 理论基础	51
4.1.1 Reynolds 雷诺时均方程	51
4.1.2 K- ϵ 二方程模型	52
4.1.3 污染物对流扩散方程	53
4.2 CFD 数值解法	56
4.2.1 离散化	56
4.2.2 流场数值计算的 SIMPLE 算法	56
4.2.3 收敛性判断	57
4.3 AIRPAK 软件	57
4.3.1 AIRPAK 软件介绍	57
4.3.2 Airpak 软件模型求解步骤及结果分析	58
4.4 物理模型的建立及求解	58
4.4.1 模型建立及网格划分	58
4.4.2 边界条件的设定	61
4.5 CFD 模拟结果	62
4.5.1 未改造料仓和已改造建筑速度场结果分析	64
4.5.2 未改造料仓和已改造建筑空气龄结果分析	65
4.5.3 未改造料仓和已改造建筑浓度场结果分析	67
4.6 本章小结	69
5 改造后室内颗粒物浓度水平预测	71
5.1 加权马尔可夫链对室内颗粒物的预测	71

5.1.1 加权马尔可夫链基本原理	71
5.1.2 加权马尔科夫链的预测方法	71
5.2 加权马尔可夫链对室内 PM10 浓度水平预测	72
5.3 本章小结	80
6 结论与展望	81
6.1 结论	81
6.2 展望	82
致 谢	83
参考文献	85
附 录	90
作者在攻读硕士学位期间发表的论文	90

1 绪 论

1.1 课题的研究背景及意义

随着工业化进程的迅猛发展，国家各项建设均取得了巨大成就，人民生活水平也不断提高，但与此同时，随着这种传统的高能耗经济增长模式的延续，也让我们付出了能源的过度消耗和空气被严重污染的代价。

城市老工业区的原有工业建筑作为我国 20 世纪 50~60 年代起全国工业大发展的浪潮中历史遗留产物，其由于物质设施、安全隐患、污染排放超标等诸多原因，如今已不能适应时代的需要^[1]。老工业区曾经作为见证我国经济腾飞和复兴崛起的过程，本身存在大规模的厂区范围，庞大数量的工薪阶层，以及与其配套的相关住区，它代表了我国建国初期的国家宏观政策和经济体制计划。针对老工业区厂区建筑设施，基础设施陈旧老化，使用时间过长，市政配套设施落后，道路不畅通，厂区规划杂乱，对环境危害大等众多负面影响，为了改善原厂区的空气质量问题，促进居住者身心健康，带动周边商业发展，节能减排等问题，现存的老工业区中很大一部分需要尽快改造更新。

老工业是指包括钢铁工业、化学工业、建材工业、石化工业、机械工业、电力工业等在内的传统工业，这些工业每年向大气中排放大量的颗粒物(PM_{2.5}、PM₁₀、TSP)、SO₂、NO₂等污染物^[2]。在中国，工业污染承担了总污染负荷的 70%。众所周知，钢铁产业是涉及国计民生的重要行业，同时，它也是推动国民经济发展的基础产业。自改革开放以来，我国已成为世界最大的钢铁生产和消费国。钢铁产业不仅为我国快速发展、国富民强提供了有力的原材料保障，也为国民经济持续、健康、稳定发展提供了重要保证^[3]。然而，从目前来看，我国钢铁行业消耗的能源和污染造成的环境负荷非常大，大约占到整个工业总量的 10%，由此带来的环境污染问题也相当严峻。通过分析，选择北京首钢作为具有代表性的老工业基地，首钢于 1919 年建厂，中国第一座侧吹转炉、中国第一座 30 吨氧气顶吹转炉均出自首钢，从“国内最早采用高炉喷吹煤技术”到中国第一座现代化高炉，即三号高炉。凭借首钢 90 多年历史沉淀，它的发展历程见证了中国钢铁产业从无到有的缩影。随着产钢产铁规模的急剧扩大，对大气的污染也是指数增长。在 90 年代初最为严重的时期，在石景山区 86 平方公里范围内，首钢的粉尘排放量平均是每年每平方公里 34 吨。1994 年，首钢的钢产量达到了 823 万吨，而厂区的降尘量也达到市区的 29 倍。1995 年，首钢宣布，将钢产量限制在 800 万吨左右，并关闭了特钢公司和重污染企业。

根据 WHO（世界卫生组织）统计，全世界城市每年空气污染造成 200 万人早死，年寿命损失大 460 多万，其中发展中国家占到半数以上^[4]。目前，据科学探究

已知的各种大气污染物中，颗粒物作为对人体健康危害最大，代表性最强的大气污染物已被各国各机构选定为监测空气质量的关键指标。世界卫生组织、中国环保部、欧洲环境署、美国环保局、日本环保省等均选定颗粒物 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 作为代表性的大气污染物，部分国家区域的空气质量标准如下表 1.1。

表 1.1 部分国家区域的空气质量标准

Table 1.1 Air quality standards of some countries/regions

国家/区域	$PM_{2.5}(\mu g/m^3)$		$PM_{10}(\mu g/m^3)$	
	24 小时平均	年平均	24 小时平均	年平均
美国	35	12	150	——
欧盟	——	10	——	20
世界卫生组织	——	10/15/25/35 ^[1]	——	20/30/50/70 ^[1]
中国大陆	35/75	15/35 ^[2]	50/150	40/70 ^[2]
中国台湾	35	15	125	65

[1] 代表世界卫生组织的《空气质量准则》中对颗粒物浓度的限制：过渡时期目标-1 (IT-1) /过渡时期目标-2 (IT-2) /过渡时期目标-3 (IT-3) /空气质量准则值 (AQG)；

[2] 代表依据我国《环境空气质量标准》划分的一级区/二级区。

2013 年，国家根据相应环保要求发布新版《环境空气质量标准》(GB 3095-2012) 与《环境空气质量指数 (AQI) 技术规定 (试行)》(HJ 633-2012)，在标准中，增设了颗粒物 $PM_{2.5}$ 浓度限值；调整了颗粒物 PM_{10} 的浓度限值，通过建立“全国城市空气质量实时发布平台”，实现 $PM_{2.5}$ 浓度、 PM_{10} 浓度、AQI 污染指数在线查询。截止当前，我国在 113 个环保重点城市开展监测和 2015 年覆盖所有地级以上城市，国家对城市空气质量保护决心和投入力度也是有目共睹。

首钢改造后的人居环境科学创意产业园，是全国首个人居环境科学产业园，全国首个人居环境科技应用示范园，全国首个工业遗产科技产业转型示范园，全国首个工业遗产型人居环境建设示范基地。首钢转型和厂区改造本身就是人居环境的重要内容和典范，从产业方面来说，人居环境科学本身是创意与科技的结合，非常适合首钢区域规划与产业定位；从市场方面来说，人居环境是政府和公众关注焦点，是市场空白，利于项目形成差异化竞争力，提升项目高度和影响力；对于客户，涵盖面非常广，客户范围广，利于项目招商运营，特别是清控集团各分公司的入驻将形成极大的市场影响力和号召力。

由于环境污染严重、节能减排战略及北京奥运会的举办等原因，首钢在北京市区于 2010 年底全部停产，完成搬迁，首钢主厂区内还保留着大量的建构筑物以及设施设备。从对于首钢工业区改造关系首钢发展大局，关系北京城市规划总体布局，关系首钢在北京地区的可持续发展和首钢广大职工能否妥善安置的切身利

益，关系石景山地区社会经济发展的未来。已通过北京市政府审定的《首钢工业区改造规划》，明确由首钢作为工业区改造的主体，首钢工业区将改造成为城市西部综合服务中心和后工业文化创意产业区，承载起行政办公商务区、工业文化遗产保护、工业主题游览、休闲旅游等特色服务功能。对面积规模庞大、现场情况复杂首钢老工业基地进行空气中颗粒物 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的监测，不仅对合理的保护与再利用首钢老工业基地，解决首钢人员安置以及遗留的社会负担等问题意义重大；而且对研究老工业基地改造前后的空气颗粒物水平浓度及对比分析，构筑颗粒物的浓度预测模型，制定老工业基地的空气污染控制对策也有重要的科研价值。

1.2 颗粒物的形成及扩散过程

1.2.1 颗粒物形成过程、分类及来源

颗粒物是特指悬浮在空气中不同类型的气溶胶和固体、液滴等除气体以外的物质。根据颗粒物的粒径范围，将其分成以下三类：

- 1) 将空气动力学直径小于或等于 2.5 微米的颗粒物，称为细颗粒物，即 $\text{PM}_{2.5}$ ；

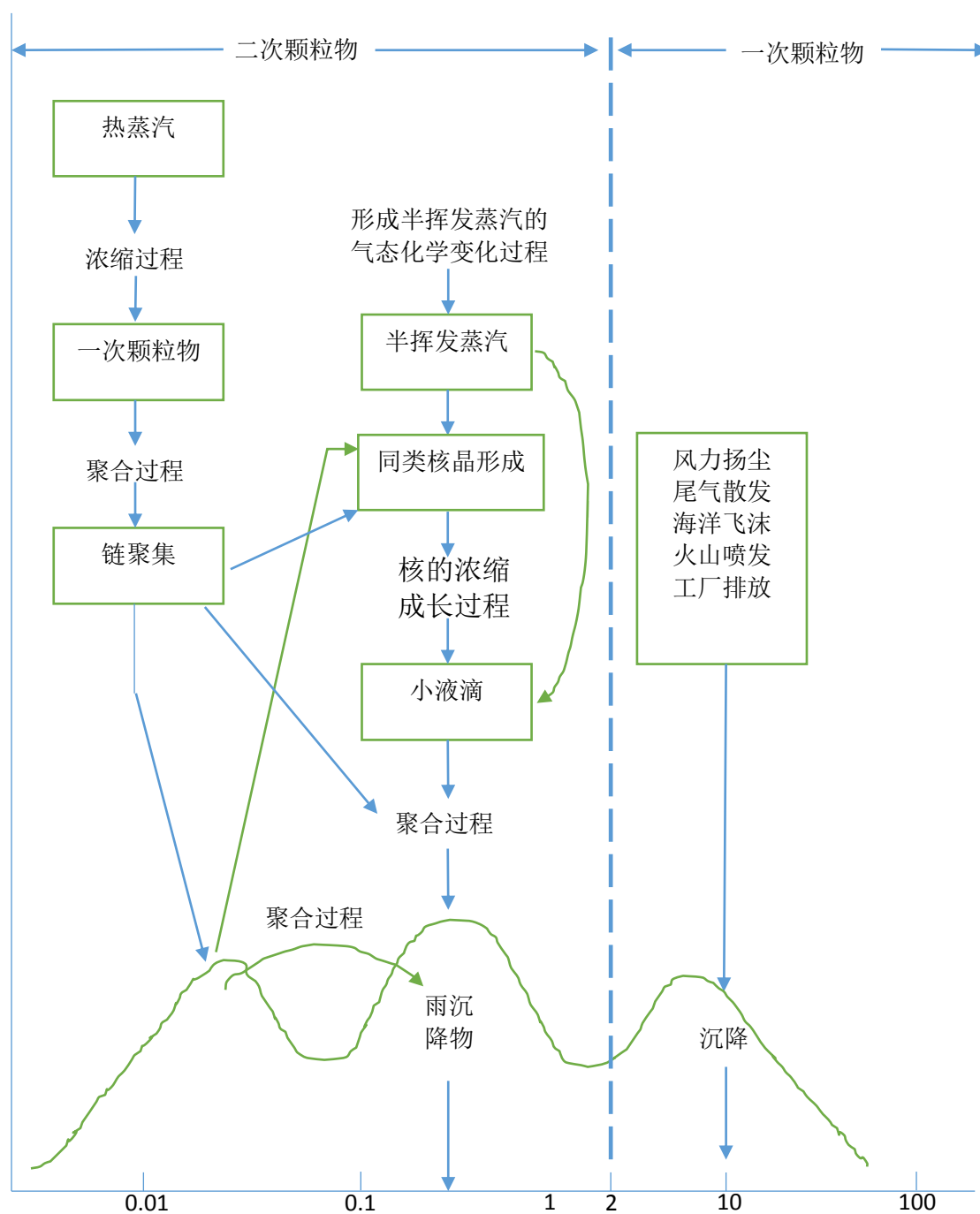


图 1.1 颗粒物的形成过程及分类

Fig. 1.1 The generation and classification of particulate matter

2) 将空气动力学直径小于或等于 10 微米的颗粒物，称为可吸入颗粒物，即 PM_{10} ;

3) 将空气动力学直径小于或等于 100 微米的颗粒物，称为总悬浮颗粒物，即 TSP;

颗粒物根据形成机理的不同,可划分为一次颗粒物和二次颗粒物,见下图 1.1^[5]。一次颗粒物,是由风力扬尘、尾气散发、海洋飞沫、火山喷发和工厂排放等原因直接产生并排放到大气中的,二次颗粒是通过硫氧化物、氮氧化物和部分有机化合物在大气中转化产生并形成组分不同,特性不同、粒径不同的颗粒混合物。颗粒物不仅影响大气环境,给人民生活带来不便,甚至还危害人体健康,是人体产生诸多疾病^{[6][7]}。

颗粒物主要来自于工业粉尘,燃烧烟尘等工业污染排放物和汽车尾气等人为源和森林火灾、浪花、火山喷发、植物孢子、沙尘暴等自然源。

1.2.2 颗粒物在室内外的扩散过程

建筑室内环境中的颗粒物的来源分为有室内源和室外源两种,室外源可以通过维护结构渗透进入室内,也可以经空调系统的新风送入室内,室内源主要包括人体散发、物质的相变和转化以及室内微生物的气溶胶化等过程。颗粒物沉积、颗粒物转化、通风过滤、以及再悬浮过程也是建筑室内颗粒物浓度的部分影响因素。

颗粒物的扩散过程主要包括渗透、沉积、转化和重新悬浮等过程。图 1.2 中颗粒物从室外透过门窗、缝隙、空洞等,在室内外压差作用下向室内缓慢传播就是颗粒物的渗透过程,一般来说,穿透系数是评价穿透能力的因子。就目前科学家关于渗透过程的研究,运用各种实验方法建立理论模型试图进一步确定颗粒物的穿透能力都限于数学方法和测量手段而不能得到更有价值的结论。所以,今后更加严谨的数学模型和计算测量方法是探索颗粒物穿透能力研究领域的主要瓶颈。沉积是室内颗粒物在受到重力、压差、热力梯度或是壁面吸附力的影响下,沉降到室内表面和地面的过程,通常,将单位时间内沉降在单位面积上的颗粒物数量定义为沉降量。研究表明,沉积不仅与颗粒物扩散能力有关,也与颗粒物粒径密切联系。转化过程是指颗粒物在发生物理变化(蒸发、凝结等过程)时,由物相变化使得颗粒物的粒径发布发生改变,从而是颗粒物浓度发生改变。重新悬浮依据颗粒物之间分离力、粘滞力与粒径的相互作用,使室内表面的颗粒物重新悬浮的过程。

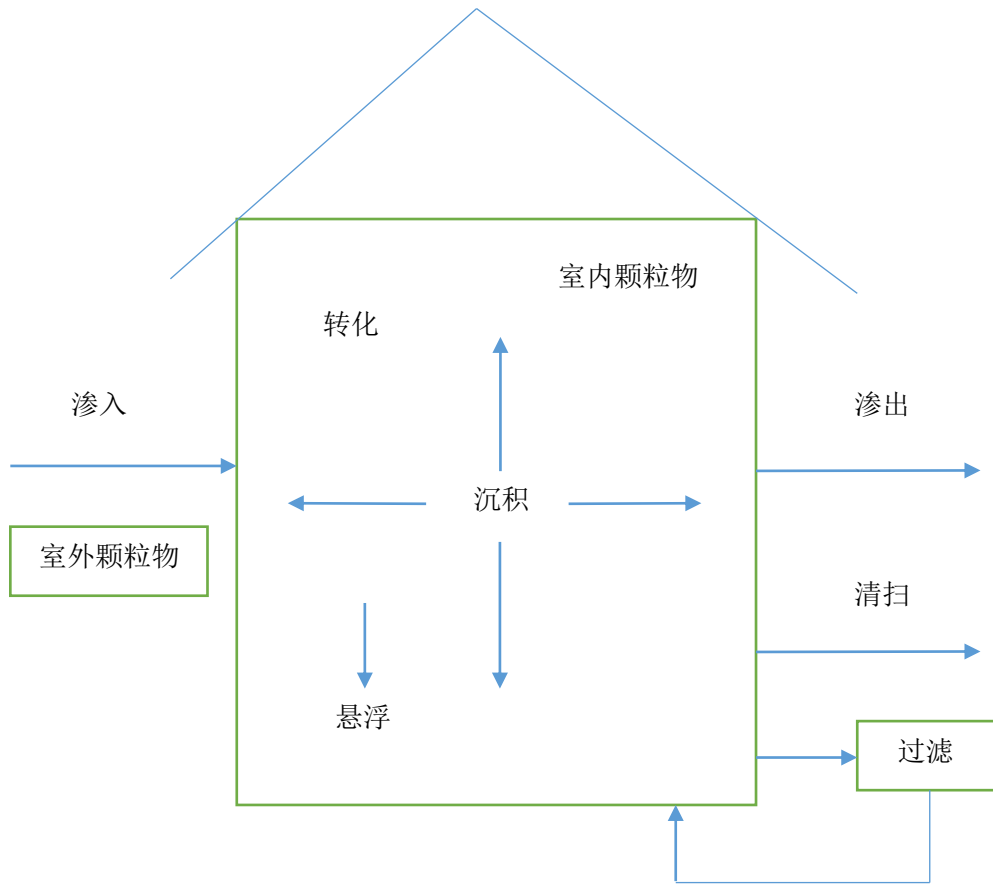


图 1.2 室内外颗粒物的传输过程

Fig.1.2 The conveying of indoor and outdoor particulate matter

1.3 国内外相关研究现状

1.3.1 颗粒物浓度水平的研究

空气中颗粒物 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的浓度水平与人体健康关系紧密。世界各国根据颗粒物的浓度制定相应的治理颗粒物的标准。关于空气中颗粒物浓度水平研究，近年来各国科学家对许多城市的颗粒物浓度水平进行相关研究。

国外方面，在美洲，Noble^[8]等人于 2003 年对德克萨斯州的颗粒物浓度监测表明， $PM_{2.5}$ 浓度为 $20\mu g/m^3$ ， PM_{10} 浓度为 $91\mu g/m^3$ 。Burton^[9]等通过对宾夕法尼亚州费城颗粒物浓度的监测发现， $PM_{2.5}$ 的浓度水平为 $17.7\sim 21.0\mu g/m^3$ ， PM_{10} 的浓度水平为 $24.5\sim 28.4\mu g/m^3$ 。Meng^[10]等人通过对加拿大室外颗粒物浓度进行监测，结果发现 $PM_{2.5}$ 的浓度水平达 $13.2\mu g/m^3$ 。在欧洲，Harrison^[11]等对英国伯明翰 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度水平进行监测，发现其平均浓度相差约 $7\sim 10.6\mu g/m^3$ ，其中 $PM_{2.5}$ 浓度水平为 $13\mu g/m^3$ 。Marconi^[12]等对罗马的 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 的颗粒物浓度监测，其平均浓度水平分别是 $24\mu g/m^3$ 、 $42\mu g/m^3$ 。Gehrig^[13]等监测得瑞士的 PM_{10} 为 $11\sim 35.9\mu g/m^3$ 、

PM_{2.5} 为 7.9~24.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。Cyrys^[14]等人于 2001~2002 年监测德国图林根州埃尔福特的颗粒物浓度,结果表明 PM_{2.5} 的平均浓度为 9.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。Tirthankar Banerjee^[15]等人于 2007 年 6 月到 2008 年 5 月对印度潘特纳加工业园区的空气检测,结果表明悬浮颗粒物是空气质量恶化的罪魁祸首,每年悬浮颗粒物的最大浓度为 418.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,每年可吸入颗粒物(空气动力学直径小于 10 μm)最大浓度为 207.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。每月可吸入颗粒物也处于一个比较危险的水平。文中运用分段线性函数的最大算子概念来计算 AQI 指数,发达指数很好的印证了区域空气质量的浓度变化,根据空气质量标准,计算的 AQI 值在中等适中(97)~严重污染(309.2)间变化。

在亚洲及国内方面,1995~1998 年期间,魏复盛^[16]等人,通过对我国广州,重庆,兰州,武汉 4 座城市共计 8 个监测点 PM_{2.5}、PM₁₀ 进行监测,测得,对人体健康危害最大的 PM_{2.5} 普遍超过美国 1997 年颁布的颗粒物标准值的 2.8~9.7 倍。PM₁₀ 年日平均值在 95~273 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 之间。其中 7 个测点的 PM₁₀ 浓度水平超过空气质量标准 28%~173%,远高于国外标准。2000 年~2002 年,宋艳玲^[17]等人对北京市 PM₁₀、NO₂、SO₂ 进行观测,结果表明,北京的大气污染物,最主要的污染物是 PM₁₀,3 级以上 PM₁₀ 日数全年均有分布,但 4 级和 5 级的 PM₁₀ 日数大多集中在在春、冬两季。2001 年,黄鹂鸣^[18]等人于南京五个城市功能区,对收集的了 50 份样品进行分析发现,南京市颗粒物 PM_{2.5}、PM₁₀ 污染严重,PM_{2.5}、PM₁₀ 超标率分别为 92% 和 72%,最大超标倍数达到 9.0 和 6.3。其中对人体健康造成更大危害的 PM_{2.5} 占 PM₁₀ 的七成。Wang^[19]等人于 2006 年监测得到广州市大气颗粒物 PM_{2.5}、PM₁₀ 浓度分别为 97.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,144.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。Chao^[20]等人对香港地区颗粒物进行监测,发现其 PM_{2.5}、PM₁₀、分别为 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 70.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。Lee^[21]等人对中国香港监测发现其 PM_{2.5} 浓度为 47.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,韩国的 PM_{2.5} 浓度水平位 25.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

不同国家大量的监测数据为我们提供了比较的基础依据,通过对比分析发现,亚洲,尤其是我国,颗粒物浓度水平远高于欧美等发达国家,究其原因,我国近些年来仍大力推动基础设施建设和着力工业发展的强国复兴之路。在此进程中,城市化进程的加快、人口的膨胀、以及污染物的排放都会引起颗粒物浓度水平的增高和超标以致污染。

1.3.2 颗粒物对人体健康危害的研究

通过对颗粒物浓度监测的数据,我们不难发现,许多监测结果都显示颗粒物浓度超标,PM_{2.5}、PM₁₀ 污染严重,众所周知,颗粒物浓度的超标会危害人体健康,导致各种呼吸道疾病和心血管疾病,近年来,许多学者也针对颗粒物对人体健康的影响做了大量研究。

1997 年,随着人们对空气中颗粒物危害的认识的提高,美国在环境空气颗粒物标准提案中,新增了 PM_{2.5} 的标准。2000 年, Koch M^[22]等研究表明,PM_{2.5} 的质

量浓度与人体健康状况显著相关。Cuijpers CE^[23]等人研究表明, 烟雾暴露使得工业污染暴露区的人患职业病的概率大大增加。Heinrich J^[24]等人研究发现在开矿区与冶金工业污染区的人们患呼吸系统疾病和过敏性疾病增高。Dockey DW^[25]等人研究发现, 呼吸道疾病不仅与 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、TSP 有正相关关系, 也与气态污染物 SO_2 、 NO_2 有一定关系。2002 年, Shaddick G, Wakefield J^[26]通过研究认为, 氮氧化物具有腐蚀性和生理刺激作用, 不仅能够损伤危害呼吸系统, 甚至能导致呼吸衰竭。根据 WHO2005 年发布的全球升级版《空气质量准则》(Air Quality Guidelines—global update 2005), 如果能控制 PM_{10} 排放量从 $70mg/m^3$ 降低到 $20mg/m^3$, 就能将由空气污染引起的死亡数减少 15%。Fuentes M^[27]指出, PM_{10} 能够引起危害人体健康的心血管及呼吸道疾病。据悉, 2012 年联合国环境规划署公布的《全球环境展望 5》指出, 每年有 70 万人死于因臭氧导致的呼吸系统疾病, 有近 200 万的过早死亡病例与颗粒物污染有关。《美国国家科学院院刊》(PNAS) 也发表了研究报告, 报告中称, 人类的平均寿命因为空气污染很可能已经缩短了 5 年半。

颗粒物的浓度、生化特性、粒径大小等是其危害人体健康的主要特性因子。如表格 1.2 所示, 根据粒径的范围不同, 可吸入颗粒物将进入到呼吸道的不同部位, 给人体健康带来多种的呼吸道疾病, 具体包括^[28]:

- 1) $9.2\sim30\mu m$ 的颗粒物会对干扰人体视线, 对眼睛观察造成影响。
- 2) $5.5\sim9.2\mu m$ 的颗粒物将长时间滞留在人体的鼻子和咽喉部, 对人体呼吸造成潜在影响。
- 3) $1.0\sim5.5\mu m$ 的颗粒物会更加深入到呼吸道中的主气管、支气管及更加细小的气管, 引起相应的呼吸道疾病。
- 4) $0.1\sim1\mu m$ 的颗粒物则能自由地进入肺泡, 造成更大的危害。

表 1.2 不同粒径的颗粒物对人体健康的危害

Table 1.2 Different sizes of particulate matter on human health hazards

颗粒物的粒径大小	对人体健康造成的危害
$9.2\sim30\mu m$	影响视线
$5.5\sim9.2\mu m$	滞留于鼻子/咽喉
$2.0\sim5.5\mu m$	进入呼吸道气管、支气管
$1.0\sim2.0\mu m$	进入细支气管
$0.1\sim1.0\mu m$	只有出入肺泡

目前, 颗粒物对人体危害的致病因子及致病机理尚不清楚, 无论针对其粒径

大小还是其表面负载的化合物,都有可能。除此之外,我们还要充分了解颗粒物的理化特性和生物特性来更好的更准确的评价颗粒物浓度水平。 PM_{10} 的化学成分主要包括有机成分(PAHs)、可溶性成分(SO_4^{2-} 、 NO_3^-)、颗粒元素碳、微量元素和某些媳妇在颗粒物表面的细菌和病毒^[29]。粒径小于 $2.5\mu\text{m}$ 的颗粒物,其主要成分由 H^+ 、 NH_4^+ 、 SO_4^{2-} 、二次符合有机物以及燃烧过程中产生的有机物、金属离子。粒径介于 $2.5\mu\text{m}\sim 10\mu\text{m}$ 之间的颗粒物,主要有 Ca、Mg、Al、Si、Fe 等矿物质和动植物残骸等有机物构成。对颗粒物的研究表明,粒径越小的颗粒物对人体健康的威胁越大,这是因为粒径小的颗粒物的比表面积大,吸附的有害重金属和有机物更多,并且这些有毒有害物质进入人体后,反应效率和溶解速度都更快。

1.3.3 室内外颗粒物相关性的研究

为了探究室内外颗粒物浓度水平之间的相关性,证明室内外颗粒物浓度水平之间的耦合关系,近年来,不少学者对室内外颗粒物浓度的相关性研究做了大量工作。

Monn^[30]等人对室内外颗粒物研究发现, PM_{10} 的浓度水平无法再室内有人的条件下拟合出直线。Harrison^[31]等人通过测定 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} ,发现 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 存在很强的线性关系,并且, $\text{PM}_{2.5}$ 也与 NO_x 相关。2003 年 Forster P M^[32]提出观点,认为全世界很多站点的气象要素(如颗粒物质量浓度,污染物质量浓度,最高、最低温度,气温日较差等)在一周之内和周末存在显著差别。于建华^[33]等人对在 2003 年对北京市区 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 监测发现, $\rho(\text{PM}_{10})$, $\rho(\text{PM}_{2.5})$ 的变化幅度较大,但是其有着非常相似的变化趋势。其中 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 的日变化呈现出双峰分布特征, $\rho(\text{PM}_{2.5})/\rho(\text{PM}_{10})$ 的平均值为 56.6%,说明可吸入颗粒物(包括 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10})中细粒子 $\text{PM}_{2.5}$ 的含量大于其中的粗粒子($\text{PM}_{2.5}\sim\text{PM}_{10}$)。纪忠萍^[34]等人利用广州的空气污染特征指数(API)和 NO_2 、 PM_{10} 的浓度资料,通过运用小波分析、相关分析等方法对空气污染变化特征进行了研究,根据最优子集回归法建立 API 指数及污染物浓度的预报方程,研究表明,广州市的主要污染物市 PM_{10} ,其次是 NO_2 。另外,广州市 API 指数、 PM_{10} 、 NO_2 的浓度具有冬半年(11 月~次年 4 月)偏高,夏半年(5 月~10 月)偏低的季节规律。童尧青^[35]等通过对南京地区霾天气的气象要素,气象特征及其成因进行分析,表明总颗粒悬浮物(TSP)是影响霾天气增加的主要因素,尤其是细颗粒物。利用大气监测资料,探究表明,雾、霾天气下于 SO_2 、 NO_2 、 PM_{10} 污染加剧,气象能见度与 NO_2 、 PM_{10} 的质量浓度反相关,污染物的“周末效应”明显,周末质量浓度较工作日低。2007 年,隋珂珂^[36]等人通过对北京 PM_{10} 的监测分析,总结了近 4 年的变化趋势,表明近年来秋末 PM_{10} 的持续污染呈现加重趋势, PM_{10} 的污染以秋、冬季出现频率大,并受到风速、相对湿度影响显著,其中秋、冬两季持续污染概率与相对湿度的相关性良好,相关系数分别为 0.96 和 0.97。2011

年, 孟晓艳^[37]等在分析我国空气质量状况时, 发现空气中 PM_{10} 和 SO_2 等污染物浓度持续下降, 与其相关的灰霾、光化学等复合型大气污染越来越严峻, 暴露出现行 API 的局限性, 为了进一步改进和完善我国城市 API, 通过对比国内外 API 计算方法, 运用多种改进方案评价了加入其他相关监测因子的影响, 结果显示建议增加 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 等监测因子, 并提出合理化改进建议便于更好的应对东部发达地区的复合型空气污染情况。

“IO 比”是指室内外颗粒物质量浓度的比例, 通过 IO 比, 可以评价颗粒物浓度水平、元素组成以及粒径分布的不同。大量研究通过采样分析, 长期监测、数据处理等对室内外颗粒物的浓度差异进行直观描述, 如图 1.3 所示, 部分参考文献中,^{[38][39][40][41][41][42][43][44][45]}在有室内污染源的条件下, PM_{10} 的 IO 比介于 1.14~3.91 之间, 中值为 1.47。 $\text{PM}_{2.5}$ 的 IO 比介于 1.00~2.40 之间, 中值是 1.21。分析得, 在有室内污染源的条件下的 IO 比大于没有室内污染源条件下的 IO 比, 并且均大于 1, 小于 2。这主要是因为计算的有无室内外污染源的室内颗粒物浓度变化中的 IO 比都是均值, 如果计算短期内的数值, IO 比会呈指数增加。

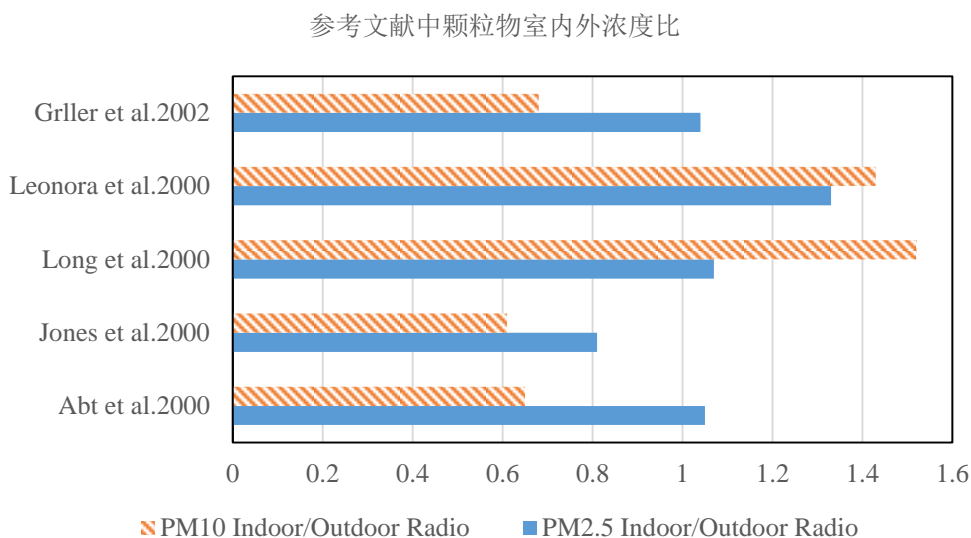


图 1.3 参考文献中颗粒物室内外浓度比

Fig. 1.3 Particulate matter's IO ratio in some references

1.4 本文的主要研究内容和研究方法

1.4.1 研究内容

国内外学者关于颗粒物浓度水平的大量研究, 涉及到居住建筑、室外环境、办公建筑等, 但是对于老工业区原有工业建筑未改造和经过改造后建筑的颗粒物

的对比研究却涉及很少。使得原有工业建筑的改造重建、二次开发利用适不适合人们居住和办公，对人体健康是否有影响等问题亟待解决。对制定相关工业区改造前后的颗粒物浓度水平标准提供数据支持和理论依据。鉴于此，本文选取北京首钢的 1 栋料仓为研究对象，并对比已改造后的建筑 1 栋。通过监测目标建筑室内外的 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 的日均浓度，试图在对大量监测数据分析的基础上，对上述问题进行研究和讨论。主要内容如下：

- 1) 分析未改造料仓与已改造建筑室内外 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度水平和污染情况，探讨改造前后的 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的浓度水平的差异性和原因。
- 2) 探究影响改造前后室内外污染水平的相关因素，分析其对室内浓度的影响程度，并用 Airpak 软件对室内速度场、空气龄、浓度场进行数值模拟。
- 3) 在对已改造建筑不考虑室内污染源的情况下，运用马尔可夫链对室内颗粒物浓度的进行预测，并评估其适用性和拟合优度。

1.4.2 研究方法

针对以上研究内容，本文的研究方法如下：

- 1) 现场监测法。采用现场采样的方法，对两栋建筑选定的监测点，进行 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的日均浓度现场实测。
- 2) 数值模拟法。通过 Airpak 软件对未改造料仓和已改造建筑的内部速度场、空气龄、浓度场进行数值模拟。
- 3) 数学方法预测。基于马尔可夫链对已改造对比建筑室内 PM_{10} 浓度进行预测。

2 PM_{2.5}、PM₁₀ 浓度监测实验

2.1 实验地点和实验时间

首钢总公司老工业基地坐落于北京市石景山区，毗邻永定河、西依石景山，所在位置为石景山、丰台河西地区和门头沟新城的交汇点。首钢老工业区西十筒仓区域位于工业主题院内的北端，共有 16 个筒仓，于 20 世纪 90 年代初期建成投产，舱内的矿料和焦炭采用皮带机传送至高炉内进行冶炼。现如今，规划占地 13.6 万平方米；规划改造总建筑面积达 12.8 万平方米；功能定位于创意服务、特色商务、工业旅游、文化娱乐休闲于一体的特色街区。下图 2.1 为筒仓的场地规划示意图。

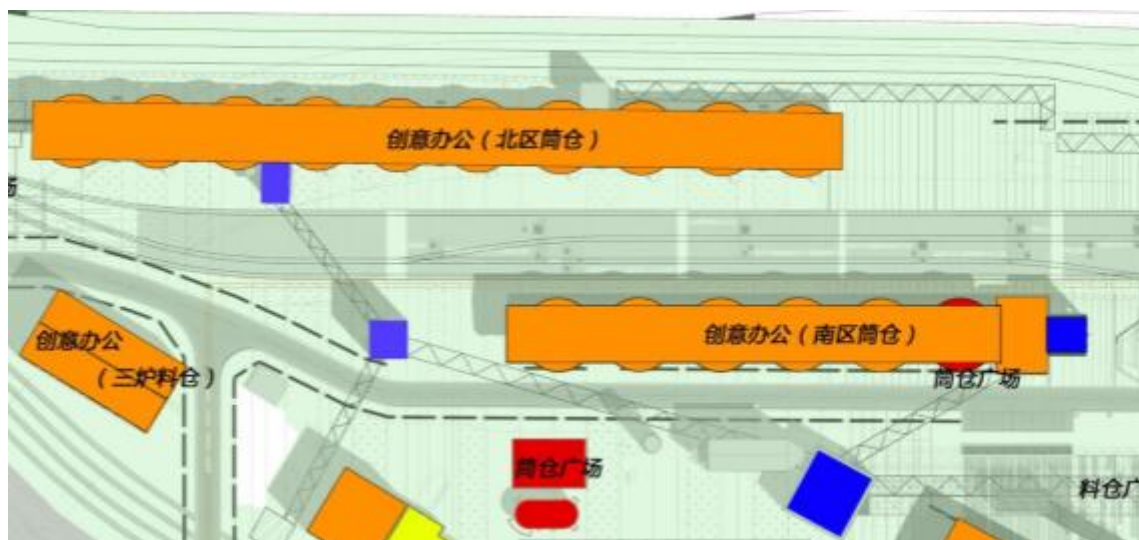


图 2.1 筒仓场地规划示意图

Fig. 2.1 Schematic diagram of silos site planning

未改造料仓监测地点位于首钢老工业区西十筒仓区域中的 1 栋筒仓，图 2.1 的 A 点，筒仓是高 12 米，半径 4 米的圆柱形建筑，其南侧有唯一尺寸为 2m*2m 的正方形开洞。

已改造对比建筑位与未改造料仓是不同厂区同一功能分区，且改造后定位一致的对照建筑厂区周边道路状况良好，地理位置优越，街道绿化较好。其主要改进措施采用高窗对开，形成穿堂风改善其室内气流组织和通风状况。并且其窗户采用同时利用其沿街优势，将其沿街部分改造为商业配套服务设施，可作为餐厅、酒吧、会所、茶室、展览中心等，同时为园区及城市服务，已改造对比建筑其前

身为首钢二通机电厂中同一功能分区的料仓，该建筑室内外监测点示意图如图 2.2 所示。新实验对两栋建筑室内外颗粒物浓度测试时间为 2014 年 2 月 11 号到 2014 年 3 月 10 号，共计 28 天。

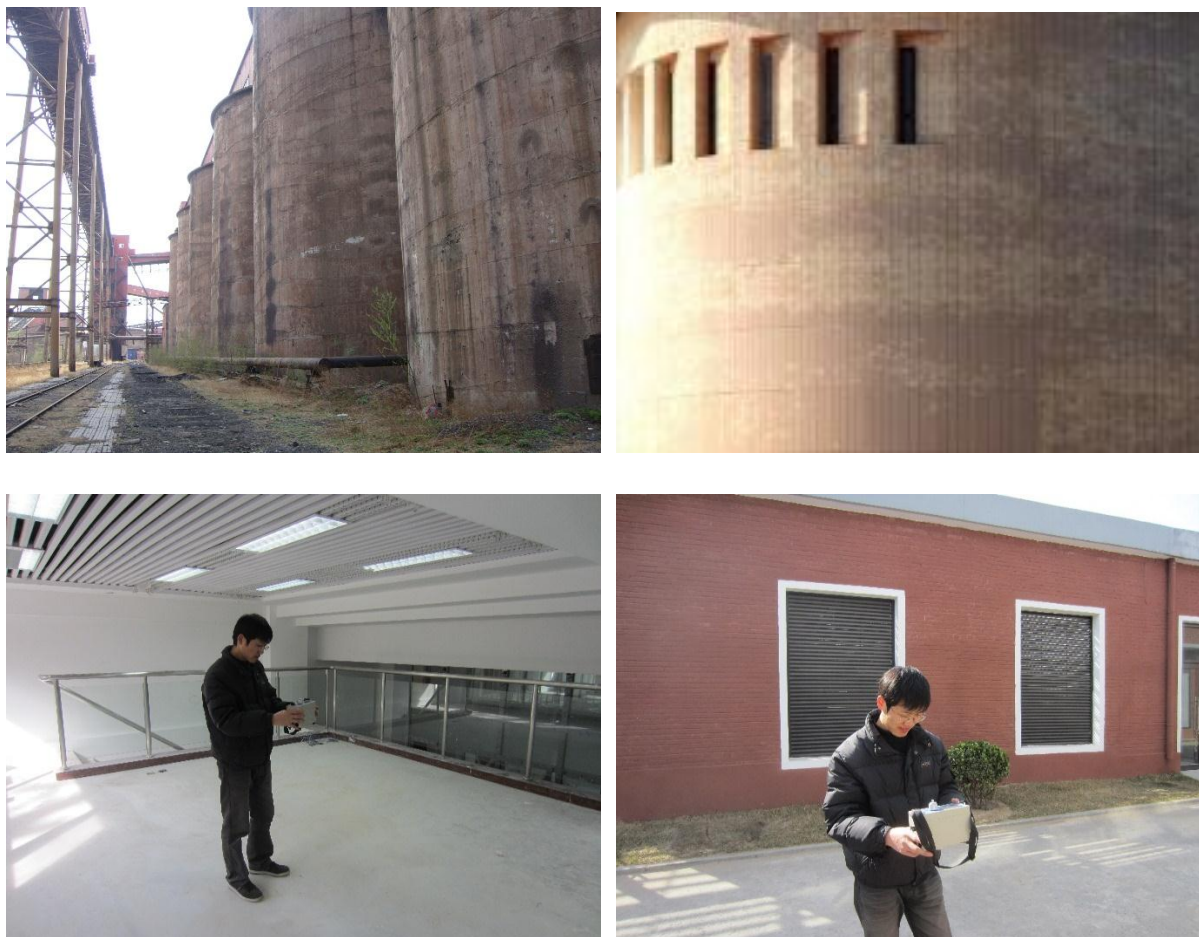


图 2.2 室内外监测点

Fig. 2.2 Indoor and outdoor monitoring sites

未改造厂区周围有用多种潜在污染源，下图 2.3 为周围工厂的污染物排放和厂区内土地扬尘污染等现状。



图 2.3 料仓厂区污染现状

Fig.2.3 Bunker plant pollution case

2.2 实验仪器设备

本次监测采用的实验仪器是 LD-5C 颗粒物监测仪见下图 2.2, LD-5C 颗粒物监测仪配有 PM_{2.5}、PM₁₀ 两种切割器, 可对不同粒径颗粒物进行监测, 在连续监测粉尘浓度的同时, 对收集到颗粒物进行成分分析, 以此得到 PM_{2.5}、PM₁₀ 质量浓度。



图 2.4 LD-5C 颗粒物监测仪

Fig. 2.4 LD-5C Particulate matter monitor

该仪器相关技术指标, 见下表 2.1, 符合《总悬浮颗粒物采样器技术要求及检测方法》(HJ/T374-2007)标准、工业企业设计卫生标准 (GBZ1-2010) 标准、卫生部《公共场所空气中可吸入颗粒物 (PM₁₀) 测定法-光散射法》(WS/T206-2001)、劳动部《空气中粉尘浓度的光散射式测定法》(LD98-1996) 等行业标准以及卫生部卫监督发(2006)58 号文件颁布实施的《公共场所集中空调通风系统卫生规范》。

表 2.1 LD-5C 颗粒物监测仪技术指标

Table2.1 Technical Specifications of LD-5C Particulate matter monitor

技术指标	指标值
测量范围	0.001~10mg/m ³
测量精度	±5%
重复性误差	±2%
灵敏度	0.001mg/m ³

灵敏度误差	1.00%
切割器类型	PM2.5、PM10、TSP
测定时间	1—9999 分钟

使用仪器时，确保每天监测前，重新更换滤膜并校准仪器，确保仪器误差在允许范围内，才进行监测，以保证监测的准确性。

2.3 实验监测方法

于 2014 年 2 月 11 号到 3 月 10 号，对未改造料仓与改造后对比建筑室内外监测点，共 2 个区域 4 个测点进行颗粒物浓度监测，每天从早晨 4 点监测到晚上 9 点，监测时间达 18 小时，达到规范要求日平均最低采样时长。其中未改造料仓室、内外监测点各用一台监测仪器，已改造对比建筑室内、外监测点各用一台仪器，且 2 个区域内均无人员活动，为无室内源条件下监测。每隔一小时对测点的监测数据进行记录。

根据《环境空气质量标准》（GB3095-2012）中 4.2 对环境空气功能区分类和质量要求中，工业区和商业交通居民混合区均被划分为二类区，其中，二类区的浓度限值，如下表 2.2 所示：

表 2.2 二类区颗粒物浓度限值

Table 2.2 Particulate matter concentration limits of district 2

序号	污染物项目	平均时间	浓度限值（二级）	单位
1	颗粒物（粒径小于等于 10 μm ）	24 小时平均	150	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
2	颗粒物（粒径小于等于 2.5 μm ）	24 小时平均	75	
3	总悬浮颗粒物（TSP）	24 小时平均	300	

根据 GB3095-2012<环境空气质量标准>中 6.4 对颗粒物浓度数据有效性的最低要求中，监测市场应符合下表最低要求，否则视为无效数据。

表 2.3 颗粒物浓度数据有效性的最低要求

Table 2.3 The minimum required of Particulate matter concentration data validity

污染物项目	平	数据有效性规定
-------	---	---------

	均时间	
颗粒物（粒径小于等于 10 μm ）、颗粒物（粒径小于等于 2.5 μm ）	24 小时平 均	每日至少有 18 个小时平均 浓度值或采样时间
总悬浮颗粒物（TSP）	24 小时平 均	每日应有 24 小时的采样时 间

规范 GB3095-2012<环境空气质量标准>对监测布点原则要求如下：

1) 监测点位根据室内面积大小和现场情况而定，要能正确反映室内空气污染物的污染程度，原则上小于 50m² 的房间应设 1~3 个点；50~100m² 设 3~5 个点；100m² 以上至少设 5 个点；

2) 针对布点方式，多点采样时应按对角线或梅花式均匀布点，应避开通风口，离墙壁距离应大于 0.5m，离门窗距离应大于 1m；

3) 采样点高度的选择，原则上与人的呼吸带高度一致，一般相对高度 0.5~1.5m 之间；

4) 采样时间及频次的要求，日平均浓度至少连续或间隔采样 18h，8h 平均浓度至少连续或间隔采样 6h，1h 平均浓度至少连续或间隔采样 45min。

根据规范要求，本次监测未改造料仓室内外各设置 1 个监测点，已改造对比建筑室内外各设置 1 个监测点，其中未改造料仓室内的监测点位于筒仓中部，距地面高约 1.5m，距门洞 4m，见图 2.3。

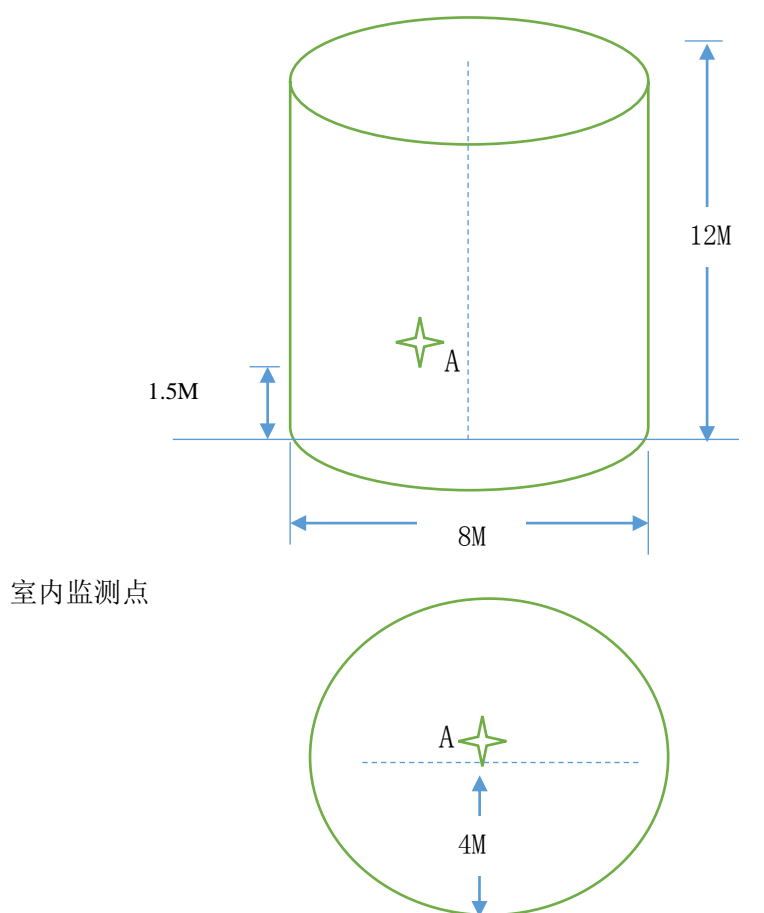


图 2.4 室内监测点布设

Fig. 2.4 Indoor monitoring points of bunker and comparison building

未改造料仓、已改造对比建筑的室内监测点均位于室内中心距地面 1.5 米处，室外监测点点位于建筑外南侧 15 米处空旷场地。

2.4 数据统计分析

实验所获得数据通过简单方便的 EXCEL 软件，运用包括颗粒物 IO 比分析、相关分析、回归分析等在内统计学方法进行分析。

2.4.1 颗粒物 IO 比分析

一定粒径范围内室内颗粒物浓度与室外颗粒物浓度的比值称为 IO 比，它是衡量室内颗粒物中来自于室外颗粒物的部分所占的比例。通常，我们用以下方法求得 IO 比：

1) 线性回归法。线性回归法将一定量的配对的室内、室外颗粒物浓度值，分别作自变量、因变量，通过线性回归得到所求 IO 比，以此来分析其两者之间关系。

线性回归的拟合优度是决定室内、室外浓度相关水平的标准，当拟合优度无限接近于 1 时，如图 2.5 显示，室内、室外颗粒物在散点图上能够用一条直线进行拟合，说明两者之间相关性显著。反之，当拟合优度接近于 0 时，如图 2.6 所示，各点分布零散，不能用直线拟合，说明两者之间相关性不显著。

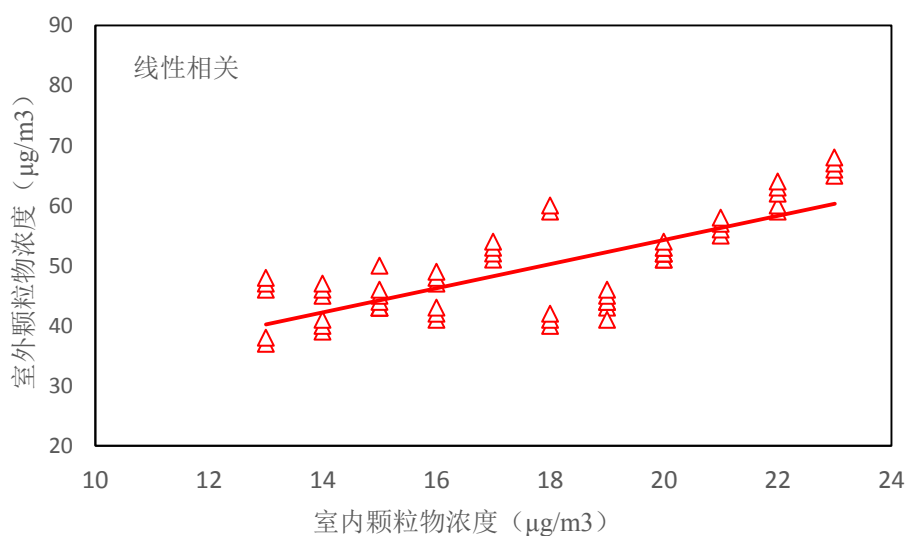


图 2.5 线性回归拟合相关

Fig. 2.5 Linear regression correlation

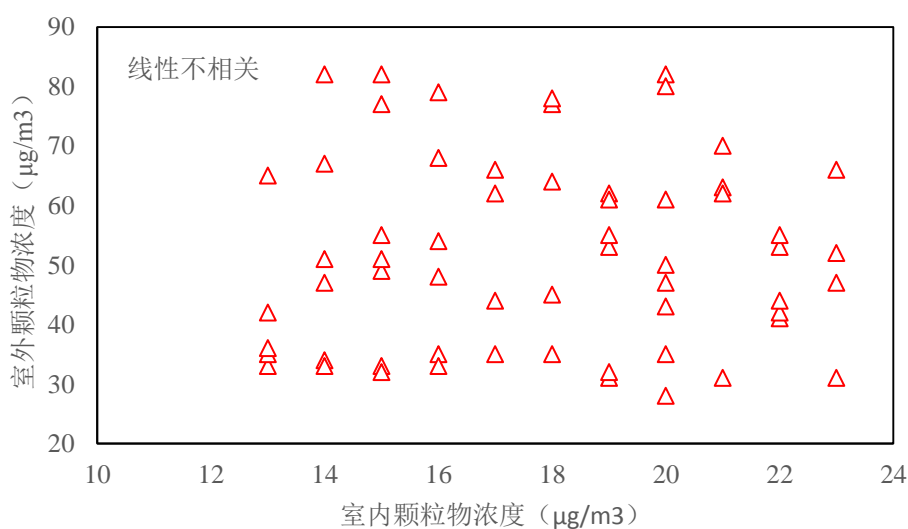


图 2.6 线性回归拟合不相关

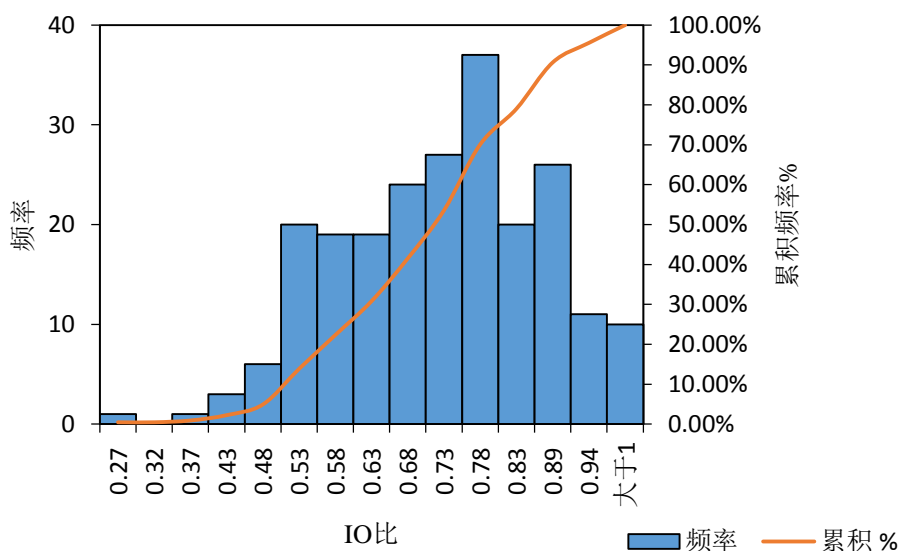
Fig. 2.6 Linear regression irrelevant

2) 积分法。假设在 X 时间内, 对室内外颗粒物浓度进行监测, 并记录其瞬时值比值, 见 3.1 式。则其在 X 时间内的平均值即对其瞬时值进行积分, 转化成 2.2 式。

$$IO_x = \frac{C_i}{C_t} \quad (2.1)$$

$$IO_x = \frac{\int_x C_i(t)dt}{\int_x C_o(t)dt} \quad (2.2)$$

3) 频次统计法。通过大量数据的分析之后, 得出各段时间室内外 IO 比, 并对 IO 比的出现频次绘制频率分布直方图和累积曲线图 2.7, 从图中可清楚发现室外颗粒物对室内颗粒物的影响情况。

图 2.7 IO 比频率分布直方图和累积曲线图Fig. 2.7 IO ratio frequency distribution histogram and cumulative curve

根据本实验实际要求, 将采用上述三种方法中时间积分法进行计算分析, 根据实验监测到的室内外 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 日均值后, 即可求得其日均颗粒物 IO 比, 由于是室内外颗粒物日均浓度的比值, 所以该 IO 比即相当于上述所说的平均 IO 比。

2.4.1 均值比较

均值比较通过抽取的部分数量样本均数估算总体均数，以此分析两者间的差异性，通过均值比较，可以验证两个差异不显著的样本是否来自同一总体。个体间的差异性和随机抽样的随机性决定了抽取样本中的个体难免存在过大或过小的数值，使样本统计量异于总体参数。而且，样本统计量也会因测量者的测量技术不同和测量仪器精准性的高低，与总体参数造成差别。不难得出，同一个总体可能会出现两个均值不等的样本，针对这一问题，均值比较则可以很好的判断分析。

根据样本总体的情况不同，均值比较主要包括 T 检验、F 检验和 U 检验三类。

1) 对比样本服从正态分布时，采用 T 检验，根据对比样本的方差是否相等，T 值的计算公式也不同。

2) 对比样本的方差相等，可用 F 检验进行方差齐次性检验。当 P 值大于等于 0.05，原假设在该水平上得到肯定，对比样本方差无显著差异。否则，对比方差显著差异。

3) 在当总体方差已知的情况下，通过 U 检验，用服从正态分布的样本值，检验总体均值的差异情况。

因此，判断对比样本是否服从正态分布，是正确选择均值比较的检验方法的关键。表 2.4 列出了均值比较 T 检验法与 U 检验法的应用范围。不难发现，U 检验法在样本数过小且未知均方差的条件下存在局限，而 T 检验法则能很好适应。

表 2.4 T 检验法与 U 检验法的应用范围

Table 2.4 The scope of application of T test method and U test method

样本情况	总体情况	样本数大小情况	检验类型
一个样本	已知	大小均可	U
	未知	大	U
	未知	小	T
两个相互独立样本	已知	大小均可	U
	未知	大	U
	未知	小	T
两个互不独立样本	未知	大	U
	未知	小	T

本文采用独立样本 T 检验比较室内外颗粒物 PM_{2.5}、PM₁₀ 的差异性及改造前后颗粒物 PM_{2.5}、PM₁₀ 的差异性。假设两个总体 X, Y 分别服从正态分布 N1(μ_1 , γ_2),

$N2(\mu_2, \gamma_2)$, γ_2 为未知公共方差, 从 X, Y 总体中分别抽取相互独立的两组样本, 分别为 $(X_1, X_2, X_3, \dots, X_m)$ 和 $(Y_1, Y_2, Y_3, \dots, Y_n)$, 对抽取的样本进行 T 检验过程如下:

1) 假设两个总体不存在显著差异, 及 $H_0: \mu_1=\mu_2$, 其备择假设 $H_1: \mu_1\neq\mu_2$, 即不存在差异。

2) 计算抽取样本的统计量 t 值。 t 值因解决的实际问题不同不同, 当两个总体方差相同且均未知的情况下, t 值计算式如下:

$$t = \frac{\bar{X} - \bar{Y}}{\sqrt{\left[\frac{(m-1)S_1^2 + (n-1)S_2^2}{m+n-1} \left(\frac{1}{m} + \frac{1}{n} \right) \right]}} \quad (2.3)$$

当两个总体方差不同且均未知的情况下, t 值计算式如下:

$$t = \frac{\bar{X} - \bar{Y}}{\sqrt{\frac{S_1^2}{m} + \frac{S_2^2}{n}}} \quad (2.4)$$

式 (2.3)、(2.4) 中, m 和 n 分别为从 X, Y 样本中抽取的样本数, S_1^2 和 S_2^2 本别为总体的子样本方差。

3) 自由度 $F=m+n-2$, 求得 F 后, 通过查 t 分布的双侧分位数 (t_α) 表, 确定对应显著性水平位 0.01 和 0.05 对应的理论 t 值, 即 $T(F)_{0.01}$ 和 $T(F)_{0.05}$ 。

4) 分析理论 t 值与通过 (2.1)、(2.2) 计算的统计量 t 值, 可以求得发生 H_0 假设的概率 p , 概率 p 与统计量 t 值的关系如下表 2.5 所示:

表 2.5 概率 P 与统计量 t 值关系

Table 2.5 Relationship between Probability P and statistics value T

统计量 t 值	p	差异显著性
$t > T(F)_{0.01}$	$P < 0.01$	差异显著性强
$t > T(F)_{0.05}$	$P < 0.05$	差异显著性一般
$t < T(F)_{0.05}$	$P > 0.05$	差异显著性弱

2.4.2 相关分析

数学层面上的相关分析, 是验证不同变量间是否存在相互密切的关系以及密切程度。设 X, Y 为二随机变量, 则相关系数 P_{xy} 表示如下:

$$P_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (2.5)$$

式中: x_i, y_i ($i=1,2, \dots$) -----X,Y 两个样本个体
 \bar{x}, \bar{y} -----X,Y 两个样本平均值

P_{xy} 具有以下基本性质^[51]:

1) 相关系数 P_{xy} 的范围为-1~1 之间, 绝对值小于等于 1, 即 $|P_{xy}| \leq 1$; P_{xy} 的在 0-1 范围之内, 室内外颗粒物质量浓度呈正相关, 且 R 越接近于 1, 正相关关系越显著, 认为两者之间存在线性关系; 当 R 处于-1-0 范围之内, 室内外颗粒物质量浓度呈负相关, 且 R 越接近-1, 负相关关系越显著, 认为两者之间存在线性关系。

2) 当相关系数 $P_{xy}=0$ 时, 表示两个随机变量线性无关, 相互独立; P_{xy} 越接近于 0, 相关关系越不显著

3) 当相关系数 $|P_{xy}|=1$ 时, 表示两个随机变量存在线性关系, 即存在 $Y=A+BX$

在研究中, 利用样本研究总体因实际抽样误差状而存在局限性, 比如: 样本中 X 与 Y 的相关系数 P_{xy} 不为 0, 不能代表总体中 X 与 Y 的相关系数不为 0, 同样也不能确保 X 与 Y 一定不相关。针对这一问题, 相关分析务必要进行检验, 以确保其结果的准确、严谨。通常把总体中 X 与 Y 变量的相关系数为 0 设为原假设, 通过相关分析得出假设成立的概率 P , 当概率 P 大于等于给定的域值, 则接受原假设, 当概率 P 小于给定的域值, 则拒绝原假设。

相关分析能很好的判定总体中两个变量间的相关性, 不过, 当变量增加到 3 个或更多时, 由相关系数反映的两变量之间的相关性会出现干扰, 影响结果的准确性。当总体中两个变量间存在线性相关时, 偏相关分析就对可能影响是相关性的其他变量加以控制。通常, 偏相关系数值不同于简单相关系数值, 计算简单相关系数值时不需考虑的其他自变量, 而计算偏相关系数时, 应把其他自变量看成常数再做计算。

2.4.3 回归分析

回归分析不同于侧重两个变量之间随机性的相关分析, 而是研究两个变量之间的确定关系, 即函数关系。通过回归分析, 可对两个变量之间进行定量估计、建立数学模型, 并对数据进行预测。通常回归分析有以下几类: 线性回归分析、非线性回归分析、概率分析、二段最小平方法 (two-Stage Least Squares)、Logistic 回归分析、加权回归分析、最优编码回归 (Optimal Scaling) 等

其中最简单也是最常用的回归分析是一元线性回归分析。其中一元是指自变量 X 只有一个, Y 作为因变量随 X 的变化而变化。假定自变量 X 是可控的, 即每给定自变量 X 一个控制值, 都有一个随机因变量 Y 值与其对应, 并且变量 X 与因

变量 Y 之间还是线性关系，那么对这两个变量之间的研究，就是一元线性回归分析。

一元线性回归方程，是通过实验测得的大量数据 (X_i, Y_i) ($i=1,2,\dots,n$) 而建立的。坐标点上的数据有近似直线的趋向，因此回归方程的表达式为：

$$Y' = a + bx \quad (2.6)$$

在这里， Y' 是因变量 Y 的回归值或理论估计值， b 为回归系数，也成为回归直线的斜率。 a 为直线在坐标轴的截距。

通常运用最小二乘法求解 (2.4) 方程，基本思路是用公式算出观测点与直线的最小垂直距离，也就是说通过求解，来确定 a 和 b 的值。

根据自变量 X 和因变量 Y 的样本值，建立样本回归方程后，还要进行相关系数检验、拟合优度检验、 T 检验、 F 检验等。

拟合优度 (R^2) 即判定系数，拟合优度的大小反映样本观测值在样本回归线附近的紧密，以此来确定建立的回归模型的拟合程度是否精准。通过对总离差平方和进行分解，定义拟合优度公式如下：

$$R^2 = \frac{\sum(Y' - \bar{Y})^2}{\sum(Y - \bar{Y})^2} \quad (2.7)$$

拟合优度能综合反映回归方程的拟合程度， R^2 越小，回归方程拟合程度越低， R^2 越大，回归方程拟合程度越高。 R^2 基本性质如下：

1) $R^2 \geq 0$ ，具有非负性；

2) R^2 的范围介于 0-1 之间，在 $R^2=0$ 的情况下，回归方程中两个变量 X 和 Y 完全不相关；在 $R^2 < 1$ 的情况下，表示样本观测点部分位于回归直线上；在 $R^2=1$ 的情况下，表示样本观测点均位于回归直线上。

3) R^2 是表示自变量 X 与因变量 Y 之间关系的样本观测值函数。

针对两个或两个以上自变量 X_1, X_2 对应一个因变量 Y 时，多元线性模型可以很好的解释，它与一元线性模型原理相似，但计算上较一元线性模型复杂，是一元线性回归的延伸。其也是运用最小二乘法估计相应的回归参数，也需进行偏相关检验，拟合优度检验、 T 检验、 F 检验。

2.5 实验监测结果

2.5.1 未改造料仓监测结果

根据实验安排，运用实验仪器 LD-5C，通过参照监测规范，得到未改造料仓监测结果如下表 2.6 和图 2.8 所示：

表 2.6 未改造料仓室内外 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 日均值

Table 2.6 The A bunker's indoor and outdoor daily average concentration of PM_{2.5} and PM₁₀
before the industrial remodeling

监测点	日期	室内	室外	室内	室外
		PM _{2.5} μg/m ³	PM _{2.5} μg/m ³	PM ₁₀ μg/m ³	PM ₁₀ μg/m ³
未改造料仓	2月11号	75	130	122	164
	2月12号	86	124	131	175
	2月13号	123	155	176	253
	2月14号	137	205	223	295
	2月15号	118	246	233	283
	2月16号	152	236	185	267
	2月17号	125	134	164	185
	2月18号	93	130	115	149
	2月19号	69	74	88	94
	2月20号	82	147	144	198
	2月21号	140	209	175	294
	2月22号	144	219	169	318
	2月23号	126	165	231	275
	2月24号	157	170	185	323
	2月25号	175	252	236	306
	2月26号	132	173	171	232
	2月27号	71	140	133	158
	2月28号	74	103	110	127
	3月1号	65	122	126	134
	3月2号	125	167	145	204
	3月3号	156	183	206	255
	3月4号	92	107	111	142
	3月5号	65	131	130	153
	3月6号	58	111	109	141
	3月7号	61	71	94	99
	3月8号	122	154	156	212
	3月9号	76	102	123	151
	3月10号	84	95	94	126

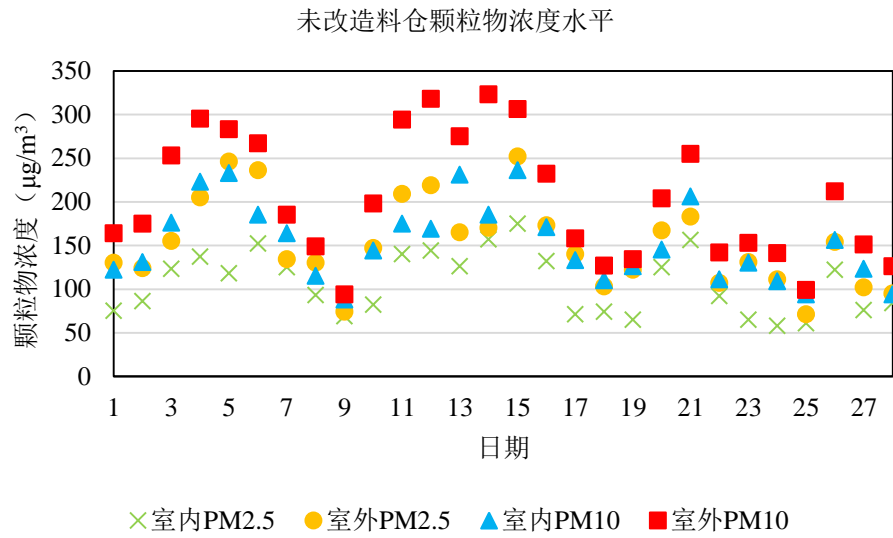


图 2.8 未改造料仓颗粒物浓度统计

Fig.2.8 The A bunker's particulate concentration statistics before the industrial remodeling

通过表 2.6 中数据和图 2.8 的显示结果,得到未改造料仓室外 PM_{10} 浓度最高,室内 PM_{10} 与室外 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度差别不明显,室内 $\text{PM}_{2.5}$ 最小。

未改造料仓颗粒物浓度特征如下图 2.9 所示,可以明显看出室外 $\text{PM}_{2.5}$ 平均值和最小值略高于室内 PM_{10} ,但最大值相反。室外颗粒物标准差较室内颗粒物大,即室外颗粒物波动范围更大。

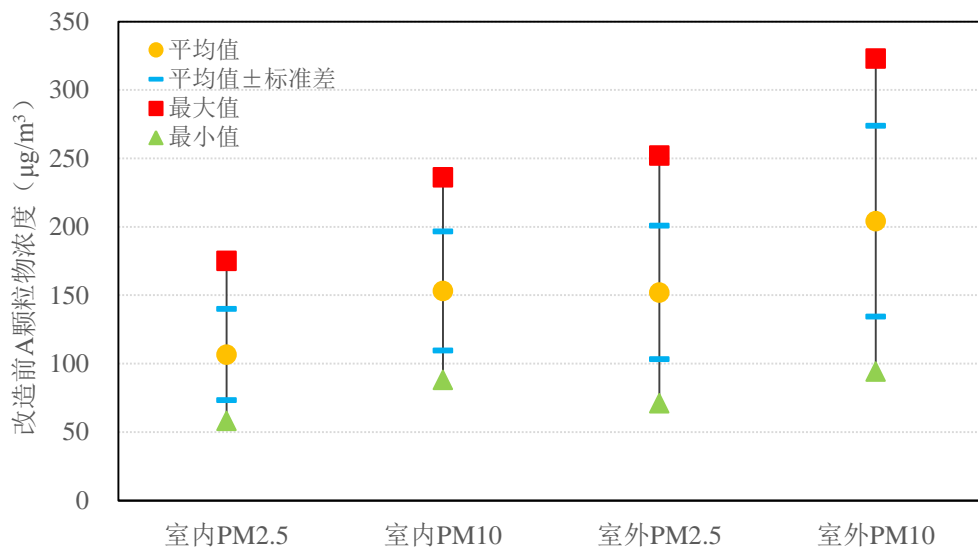


图 2.9 未改造料仓颗粒物浓度特征

Fig.2.9 The A bunker's particulate concentration characteristics before the industrial remodeling

2.5.2 已改造对比建筑监测结果

根据实验安排，运用实验仪器 LD-5C，通过参照监测规范，得到已改造对比建筑监测结果如下表 2.7 和图 2.10 所示：

表 2.7 已改造对比建筑室内外 PM_{2.5}、PM₁₀ 日均值

Table 2.7 The B bunker (no indoor sources) 's indoor and outdoor daily average concentration of PM_{2.5} and PM₁₀ after the industrial remodeling

监测点	日期	室内	室外	室内	室外
		PM _{2.5} μg/m ³	PM _{2.5} μg/m ³	PM ₁₀ μg/m ³	PM ₁₀ μg/m ³
已改造对比 建筑	2 月 11 号	32	50	56	89
	2 月 12 号	25	61	48	75
	2 月 13 号	61	120	81	136
	2 月 14 号	85	185	110	245
	2 月 15 号	113	216	139	253
	2 月 16 号	117	218	149	244
	2 月 17 号	29	74	51	115
	2 月 18 号	56	70	83	124
	2 月 19 号	32	67	49	81
	2 月 20 号	81	111	101	131
	2 月 21 号	122	187	146	234
	2 月 22 号	111	172	132	221
	2 月 23 号	88	142	108	198
	2 月 24 号	115	159	138	277
	2 月 25 号	135	201	158	266
	2 月 26 号	77	155	123	200
	2 月 27 号	37	55	75	87
	2 月 28 号	43	77	56	102
	3 月 1 号	34	58	47	77
	3 月 2 号	42	84	63	124
	3 月 3 号	47	117	85	167
	3 月 4 号	33	59	62	80
	3 月 5 号	61	79	74	94

监测点	日期	室内	室外	室内	室外
		PM _{2.5} μg/m ³	PM _{2.5} μg/m ³	PM ₁₀ μg/m ³	PM ₁₀ μg/m ³
	3月6号	34	65	57	87
	3月7号	12	44	38	56
	3月8号	53	96	79	120
	3月9号	42	94	56	108
	3月10号	26	80	43	92

通过表 2.7 中数据和图 2.10 的显示结果, 得到已改造对比建筑室内 PM_{2.5} 与室内 PM₁₀ 差别不大, 但室外 PM_{2.5} 与室外 PM₁₀ 某些天中差别明显。

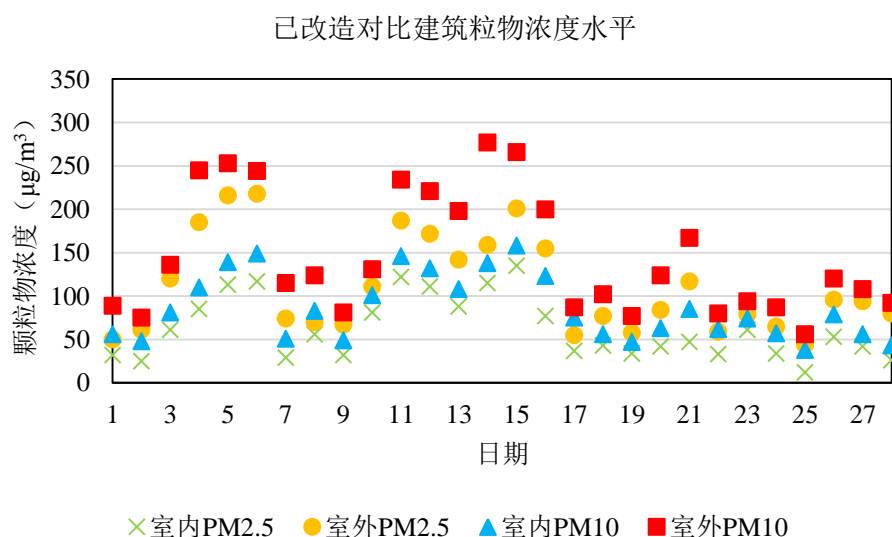


图 2.10 已改造对比建筑颗粒物浓度统计

Fig. 2.10 The B bunker (no indoor sources) 's particulate concentration statistics after the industrial remodeling

已改造对比建筑颗粒物浓度特征如下图 2.11 所示, 从图中直观发现室内 PM_{2.5}、室内 PM₁₀、室外 PM_{2.5}、室外 PM₁₀ 的最小值, 平均值, 平均值±标准差, 最大值呈现阶梯递增分布特征, 颗粒物波动范围为 12μg/m³~277μg/m³。

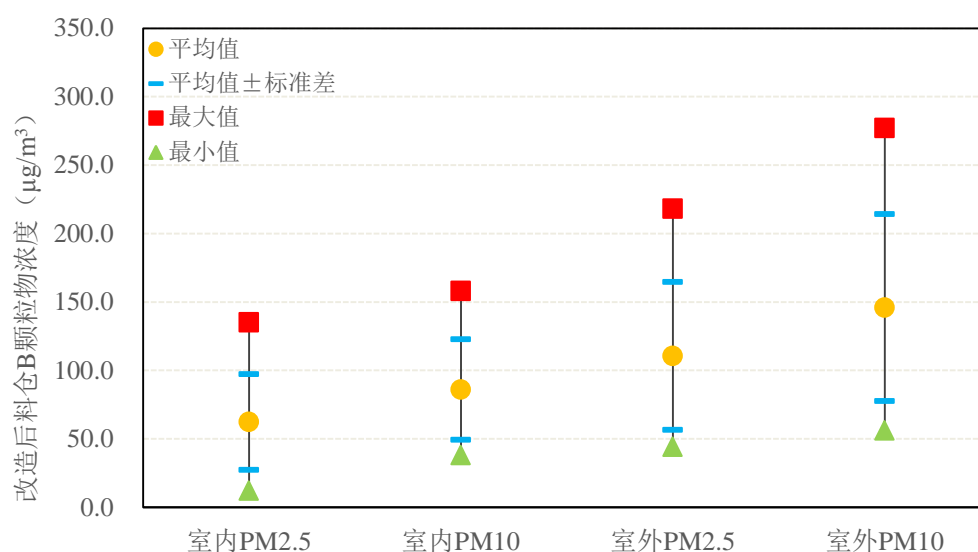


图 2.11 已改造后对比建筑颗粒物浓度特征

Fig. 2.11 The B bunker (no indoor sources) 's particulate concentration characteristics after the industrial remodeling

2.5.3 室外 PM10 不同水平的确定

由于北京室外空气主要污染物为 PM_{10} , 为了探究在室外 PM_{10} 不同浓度水平下, 料仓与对比建筑的日变化水平, 通过对监测期间得到的料仓与对比建筑室外 PM_{10} 进行分 3 组升序排序后求平均值, 得到 3 组数据的平均值如下表 2.8、2.9、2.10 所示, 分别为 $106.7\mu g/m^3$ 、 $178.5\mu g/m^3$ 、 $232.3\mu g/m^3$, 分别可近似为室外 PM_{10} 未超标、 PM_{10} 超标 20%、 PM_{10} 超标 50% 三种不同水平, 室外 PM_{10} 在以上三种水平下具有一定的代表性, 因此选定室外 PM_{10} 三种水平分别为 PM_{10} -NORM, PM_{10} -20%, PM_{10} -50%。

表 2.8 室外 PM_{10} -norm 水平的确定

升序排列	1	2	3	4	5	6	7	8	9	平均值
对比建筑/ $\mu g/m^3$	56	75	77	80	81	87	87	89	92	106.7
料仓/ $\mu g/m^3$	94	99	126	127	134	141	142	149	151	

表 2.9 室外 PM_{10} -20% 水平的确定

升序排列	10	11	12	13	14	15	16	17	18	平均值
对比建筑/ $\mu g/m^3$	94	102	108	115	120	124	124	131	136	178.5

料仓/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	153	158	164	175	185	198	204	212	232
------------------------------	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

表 2.10 室外 PM_{10} -50%水平的确定

Table4.6 Determine the level of outdoor PM_{10} -50%											
升序排列	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	平均值
对比建筑/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	167	198	200	221	234	244	245	253	266	277	232.5
料仓/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	253	255	267	275	278	283	295	306	318	323	

2.6 本章小结

为了监测料仓改造前后 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的质量浓度，分析改造前后室内外颗粒物浓度水平，本章设计了颗粒物浓度实验监测方案，主要包括实验地点和实验时间，实验仪器设备，实验监测方法。在此基础上介绍了数据统计分析方法，包括颗粒物 IO 比分析、均值比较、线性相关、回归分析等方法。其次根据实验安排，运用 LD-5C 对未改造料仓、已改造对比建筑的监测结果、浓度统计、浓度特征做出简单分析，并确定室外室外 PM_{10} 三种不同水平下的工况。为后面的料仓改造前后室内外颗粒物浓度水平及相关性分析提供监测数据支持和必要的评价方法。

3 未改造料仓与已改造建筑室内外颗粒物浓度水平

本章首先对未改造料仓与已改造建筑室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度总体水平及相关性分别进行分析，由于北京室外空气质量首要污染物为 PM_{10} ，为了探究室外颗粒物污染程度对室内颗粒物的影响，以室外 PM_{10} 质量浓度为依据，分别选择室外 PM_{10} 未超标日、室外 PM_{10} 超标 20% 日、室外 PM_{10} 超标 50% 日各一天，未改造料仓与已改造对比建筑室内外颗粒物浓度监测值进行对比，以此来分析室外 PM_{10} 不同水平下，未改造料仓与已改造建筑的室内外颗粒物浓度水平。为了便于叙述，分别将以上三种水平标定为， $\text{PM}_{10}\text{-NORM}$ 、 $\text{PM}_{10}\text{-20\%}$ 、 $\text{PM}_{10}\text{-50\%}$ 。

3.1 料仓与对比建筑室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度总体水平及相关性

3.1.1 料仓室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度总体水平

图 3.1 为监测期间料仓室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 日均质量浓度。如图所示，料仓室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 的变化总体走势基本类似，料仓室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 的日均质量浓度分别为 $106.5 \pm 33.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $152.0 \pm 48.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，通过与标准限定值 $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 对比，其分别超标 42.05% 和 102.61%，说明料仓室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 污染情况严重，尤其是料仓室外 $\text{PM}_{2.5}$ ，超出标准 1 倍以上。关于超标天数，室内 $\text{PM}_{2.5}$ 达标天数为 7 天，超标天数 21 天，超标率为 75%；室外 $\text{PM}_{2.5}$ 达标天数 2 天，超标天数 26 天，超标率为 92.9%。室内 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 的变化趋势较室外平缓，波动较小，说明老工业区内的料仓周边工厂内燃料燃烧，扬尘等对室外颗粒物直接影响作用明显的情况下，室内颗粒物由于围护结构的阻隔，料仓内部空间大、空气不流通且室内没有明显污染源等特点，使室内 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 变化不像室外明显。室内 $\text{PM}_{2.5}$ 大都集中在 $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 范围波动；室外 $\text{PM}_{2.5}$ 曲线起伏十分明显，波动性大，浓度差最大值 $181 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。其中 2 月 14 日~2 月 16 日、2 月 21 日~2 月 25 日两段期间内，由于北京雾霾影响，使得室外 PM_{10} 存在两段较高浓度水平，均超过 $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，超出国家限定标准 2.2 倍以上。

室内 PM_{10} 的浮动范围与室内 $\text{PM}_{2.5}$ 的情况类似，都是变化较平稳，起伏波动较小，在 $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 左右波动。料仓室内外 PM_{10} 的质量浓度分别为 $153.0 \pm 43.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $204.0 \pm 69.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，分别超标 2.09% 和 36.03%，对比 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的超标天数及超标率，发现 $\text{PM}_{2.5}$ 的超标情况更为严重， $\text{PM}_{2.5}$ 对 PM_{10} 的室内外超标率分别高出 28.6% 和 17.9%；，说明料仓内外 $\text{PM}_{2.5}$ 污染较 PM_{10} 严重，分析其原因可能是料仓内部由于建筑结构特点和无室内源、无外界干扰的情况下，达到一种相对稳定的状态，

使得 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 差值在稳态下不十分明显。室内 PM_{10} 达标天数为 15 天，超标天数 13 天，超标率为 46.4%；室外 PM_{10} 达标天数 7 天，超标天数 21 天，超标率为 75.0%。超标天数多出 8 天和 5 天。

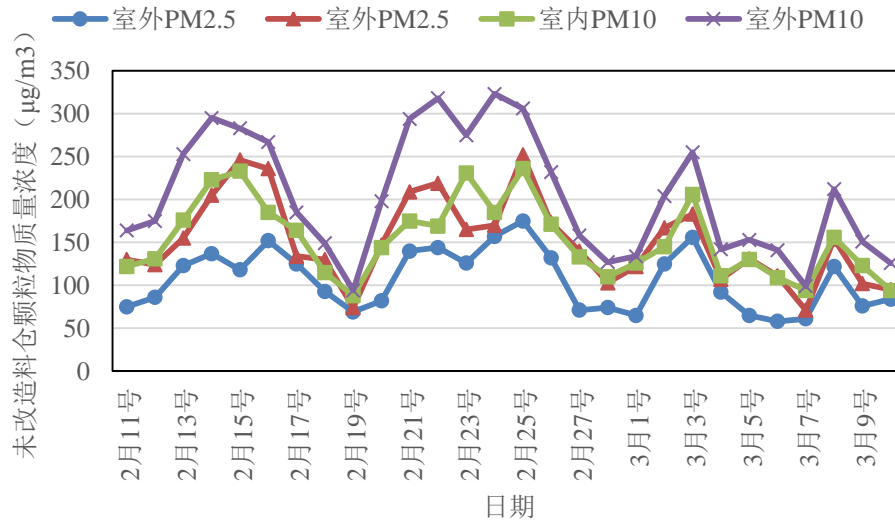


图 3.1 未改造料仓 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 质量浓度日均值

Fig. 3.1 The bunker's daily average concentration of $PM_{2.5}$ and PM_{10} before the industrial remodeling

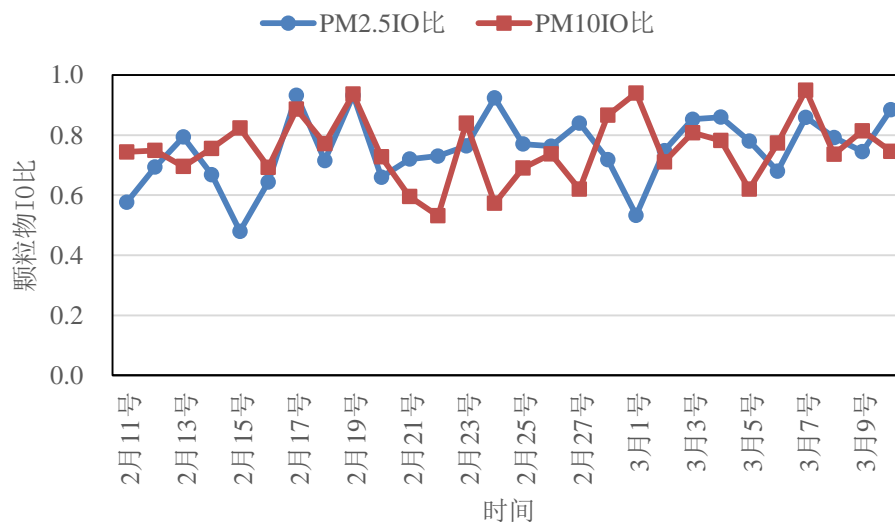


图 3.2 未改造料仓 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} IO 比

Fig. 3.2 The bunker's IO ratio of $PM_{2.5}$ and PM_{10} before the industrial remodeling

由料仓 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} IO 比图 3.2 知, 料仓 $\text{PM}_{2.5}$ 的 IO 比范围介于 0.48-0.93, 平均值为 0.78, 说明室内 $\text{PM}_{2.5}$ 有 78% 来自于室外 $\text{PM}_{2.5}$ 。料仓 PM_{10} 的 IO 比范围在 0.53-0.95 之间, PM_{10} 的 IO 比的平均值为 0.69, 低于 $\text{PM}_{2.5}$ 的 IO 比, 说明室内 PM_{10} 的 69% 出自于室外 PM_{10} 的贡献。也说明细颗粒物 $\text{PM}_{2.5}$ 穿透能力较粗颗粒物 PM_{10} 更强, 更容易进入到室内。

3.1.2 料仓 $\text{PM}_{2.5}$ 与 PM_{10} 的质量浓度相关性

未改造料仓室内外颗粒物浓度相关性曲线如图 3.3 所示, 室内颗粒物的回归方程为 $y=1.2936x+7.4547$, 回归系数 R^2 为 0.752, 室外颗粒物的回归方程为 $y=1.0507x+41.103$, 回归系数 R^2 为 0.694, 料仓室内颗粒物相关性高于室外。说明在料仓室内较为稳定的情况下, 颗粒物相关性高于室外如气象因素, 燃料燃烧, 施工扬尘, 机动车辆等不同污染源引起的室外颗粒物浓度变化。

通过 SPSS 统计软件, 对料仓内外颗粒物浓度的数据进行相关性分析, 见下表 3.1。料仓室内外颗粒物之间紧密相关。相关系数介于 0.761-0.903 之间, 其中 0.850 以上居多。料仓室内 $\text{PM}_{2.5}$ 与料仓室外 $\text{PM}_{2.5}$ 相关系数为 0.897, 料仓室内 PM_{10} 与料仓室外 PM_{10} 相关系数为 0.903, 这两组数据较其他数据的相关性更高, 它们的判定系数 R^2 分别为 0.805、0.815, 可理解为料仓室内 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化中的 80.5% 是与料仓室外 $\text{PM}_{2.5}$ 相关, 料仓室内 PM_{10} 浓度变化中的 81.5% 是由料仓室外 PM_{10} 引起的, 因此可推测料仓室内颗粒物主要由料仓外颗粒物贡献。

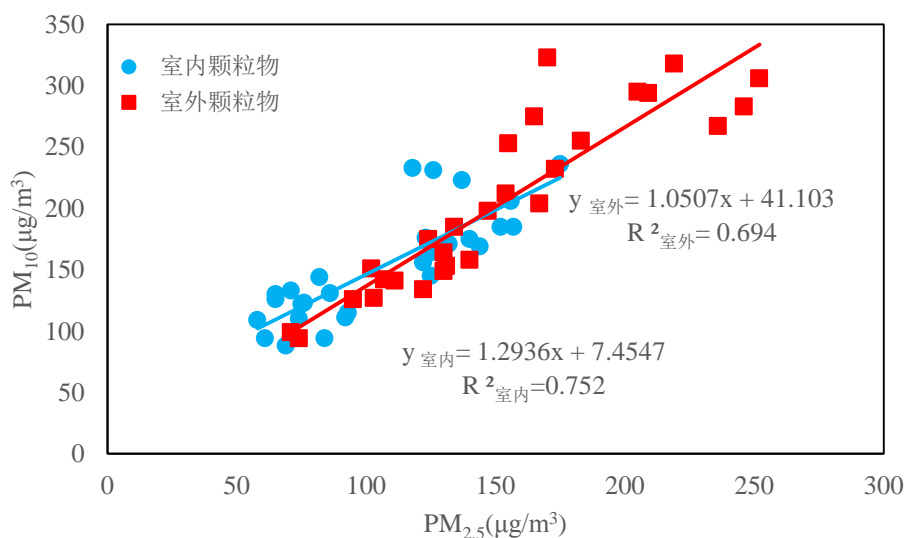


图 3.3 未改造料仓室内外颗粒物相关性

Table 3.3 The bunker's indoor and outdoor Particulate matter relativity before the industrial remodeling

表 3.1 未改造料仓室内外颗粒物浓度相关系数

Table 3.1 The bunker's indoor and outdoor Particulate matter correlation coefficient before the industrial remodeling

	料仓内 PM _{2.5}	料仓内 PM ₁₀	料仓外 PM _{2.5}	料仓外 PM ₁₀
料仓内 PM _{2.5}	1			
料仓内 PM ₁₀	0.867(0.752)	1		
料仓外 PM _{2.5}	0.897(0.805)	0.761(0.579)	1	
料仓外 PM ₁₀	0.829(0.687)	0.903(0.815)	0.833(0.694)	1

注：括号内为判定系数

就料仓室内而言，料仓室内 PM_{2.5} 与料仓室内 PM₁₀ 的关系数 R 为 0.867，判定系数 R² 为 0.752，表明料仓室内 PM_{2.5}、PM₁₀ 的相关水平显著，即料仓室内 PM_{2.5} 浓度变化中的 75.2% 与料仓室内 PM₁₀ 有关。对于料仓室外，PM_{2.5} 与 PM₁₀ 质量浓度水平的相关系数 R 为 0.833，判定系数 R² 为 0.694，说明料仓室外 PM_{2.5} 浓度变化中的 69.4% 与料仓室外 PM₁₀ 有关。

3.1.3 对比建筑室内外 PM_{2.5}、PM₁₀ 浓度总体水平

下图 3.4 为对比建筑室内外 PM_{2.5}、PM₁₀ 日均浓度。图中显示，对比建筑室外 PM_{2.5} 质量浓度升降明显，在 2 月 14 日~2 月 16 日、2 月 21~2 月 25 日两段期间内，室外 PM_{2.5} 质量浓度均达到 150μg/m³ 以上，根据监测时的天气记录，上述几天内均存在雾霾现象，导致室外颗粒物浓度飙升，室外 PM₁₀ 的两个峰值分别达到 277μg/m³ 和 266μg/m³，均超过标准规定 150μg/m³ 的 1.7 倍以上。说明在极端天气雾霾的影响下，使室外颗粒物污染增幅明显，同时也对相关部门如何在面对雾霾天气时及时采取控制措施和解决办法提出更高要。但室内 PM_{2.5} 质量浓度并未随着室外 PM_{2.5} 质量浓度的起伏还呈现较大波动，在无人使用，无室内源散发情况下，平均保持在 60μg/m³ 左右浮动，基本平稳，说明在室内封闭、空气不流通、较为稳定的环境内，仅通过门缝间隙，短时间开窗等途径，室外颗粒物对室内颗粒物影响并不十分明显。室内外 PM_{2.5} 质量浓度日均值分别为 62.3±34.9μg/m³、110.6±54.0μg/m³。室内 PM_{2.5} 质量浓度则低于标准限定值，而室外 PM_{2.5} 质量浓度超标 47.43%，经过统计，室内 PM_{2.5} 达标天数 18 天，超标天数 10 天，超标率 35.7%；室外 PM_{2.5} 达标天数 10 天，超标天数 18 天，超标率 64.3%，高出室内 29%。

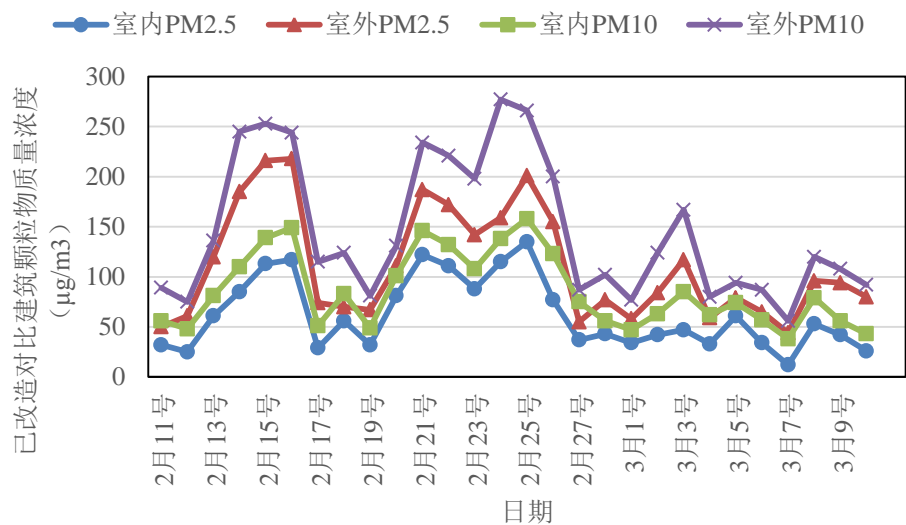


图 3.4 已改造对比建筑室内外 PM_{2.5}、PM₁₀ 浓度水平

Fig. 3.4 The comparison building's daily average concentration of PM_{2.5} and PM₁₀ after the industrial remodeling

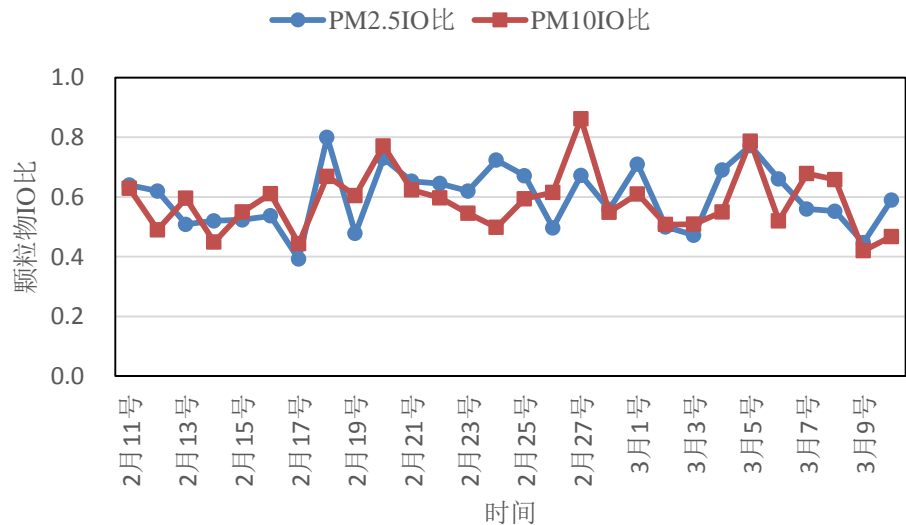


图 3.5 已改造对比建筑室内外 PM_{2.5}、PM₁₀ IO 比

Fig. 3.5 The comparison building's IO ratio of PM_{2.5} and PM₁₀ after the industrial remodeling

室内 PM₁₀ 基本处于日均浓度限定值之下，室外 PM₁₀ 也有大部分低于日均浓度限定值，室内 PM₁₀ 的质量浓度日均值分别为 $86.0 \pm 36.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $145.8 \pm 68.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，均低于标准限定值。室内 PM₁₀ 质量浓度达标天数 27 天，超标天数 1 天，超标率 3.57%，室外 PM₁₀ 质量浓度达标天数 18 天，超标天数 10 天，超标率 35.71%。

由于已改造对比建筑，在改造过程中，采取土壤修复，厂区不同功能区污染物评估、重新规划、特定的施工方案等举措，使室内外颗粒物浓度在一定程度上得到有效控制，室内 PM_{10} 质量浓度基本处于可接受范围内。而室外虽得到一定程度的降低，但仍存在部分超标，也说明室外大环境的多种复合污染源的在改造后更起到明显影响。

图 3.5 显示已改造对比建筑室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 的 IO 比，其中 $\text{PM}_{2.5}$ IO 比波动比较明显，在 0.39~0.80 之间浮动，IO 比均值为 0.65，表明室内 $\text{PM}_{2.5}$ 中 65% 的变化由室外 $\text{PM}_{2.5}$ 引起。 PM_{10} IO 比大多介于 0.42~0.8 之间，平均值 0.60 低于 $\text{PM}_{2.5}$ IO 比的 0.65，表明室外 PM_{10} 较室外 $\text{PM}_{2.5}$ 对室内颗粒物浓度影响更显著，也与 3.1.1 中显示结果一致，说明细粒子 $\text{PM}_{2.5}$ 的穿透能力强于粗粒子 PM_{10} ，更容易进入室内。

3.1.4 对比建筑 $\text{PM}_{2.5}$ 与 PM_{10} 的质量浓度相关性

已改造对比建筑室外颗粒物的回归方程为 $y=1.2112x+11.903$ ，回归系数 R^2 为 0.919，室内颗粒物的回归方程为 $y=1.0289x+21.913$ ，回归系数 R^2 为 0.958，回归系数均大于 0.9，见图 3.6。对比建筑室内外颗粒物相关性较未改造料仓高，说明经过改造后，原有工业区附近的燃料燃烧、扬尘、废气排放等污染源的减少使得室外颗粒物的相关性更高。而已改造建筑不同于未改造料仓室内有尘土、废渣等，其作为全新建筑且处于尚未投入使用阶段，其室内 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 均处于较低水平，因此其相关性较未改造料仓内颗粒物更高。

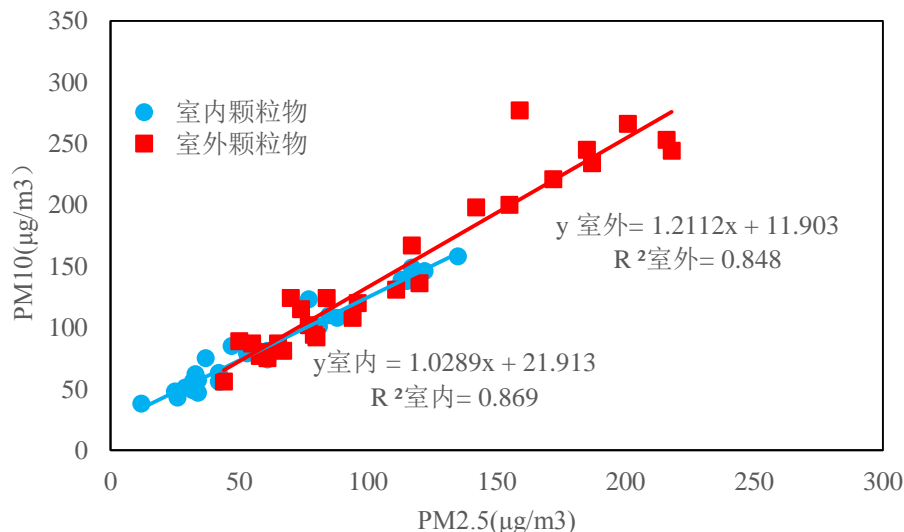


图 3.6 已改造对比建筑室内外颗粒物相关性

Fig. 3.6 The comparison building's indoor and outdoor Particulate matter relativity after the industrial remodeling

通过 SPSS 统计软件,对已改造对比建筑室内外颗粒物浓度的数据进行相关性分析,见下表 3.2,结果表明室内外颗粒物之间相关性显著。相关系数均大于 0.900 以上。室内 $\text{PM}_{2.5}$ 与室外 $\text{PM}_{2.5}$ 相关系数为 0.949,室内 PM_{10} 与室外 PM_{10} 相关系数为 0.937,对比这两组数据与其他数据,发现这两组数据较其他数据相关性更高,他们的判定系数 R^2 分别为 0.901、0.878,可理解为室内 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化中的 90.1% 是由室外 $\text{PM}_{2.5}$ 有关,室内 PM_{10} 浓度变化中的 87.8% 与室外 PM_{10} 相关联。同样,可得出同样结论,即对比建筑室内颗粒物主要由对比建筑室外颗粒物贡献。

表 3.2 已改造对比建筑室内外颗粒物浓度相关系数

Table 3.2 The comparison building's indoor and outdoor Particulate matter correlation coefficient after the industrial remodeling

	室内 $\text{PM}_{2.5}$	室内 PM_{10}	室外 $\text{PM}_{2.5}$	室外 PM_{10}
室内 $\text{PM}_{2.5}$	1			
室内 PM_{10}	0.932(0.869)	1		
室外 $\text{PM}_{2.5}$	0.949(0.901)	0.914(0.835)	1	
室外 PM_{10}	0.912(0.832)	0.937(0.878)	0.921(0.848)	1

注:括号内为判定系数

针对室内, $\text{PM}_{2.5}$ 与 PM_{10} 浓度水平的相关系数 R 为 0.932,判定系数 R^2 为 0.869,即室内 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化中的 86.9% 与室内 PM_{10} 有关系。对于室外, $\text{PM}_{2.5}$ 与 PM_{10} 浓度水平相关系数 R 为 0.921,判定系数 R^2 为 0.848,说明室外 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化中的 84.8% 由 PM_{10} 相关联。

3.1.5 料仓与对比建筑 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度水平总体对比

料仓与对比建筑颗粒物浓度变化总体对比如图 3.7 所示。结合表 3.3 中评价指标可以发现,料仓室内外的 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 均存在不同程度的超标,超标程度从 2.03%~102.61%。经过改造后,对比建筑室内外颗粒物浓度均得到不同幅度降低,其中对比建筑室内 $\text{PM}_{2.5}$ 由改造前超标 42.05% 降低至低于标准浓度值 17%,降幅达 59.05%,降幅最大,而降幅最小的室外 PM_{10} 的降幅也达为 39.81%。室内 PM_{10} 降幅为 44.72%,室外 $\text{PM}_{2.5}$ 降幅为 55.19%。经过改造, $\text{PM}_{2.5}$ 降幅较 PM_{10} 更大。

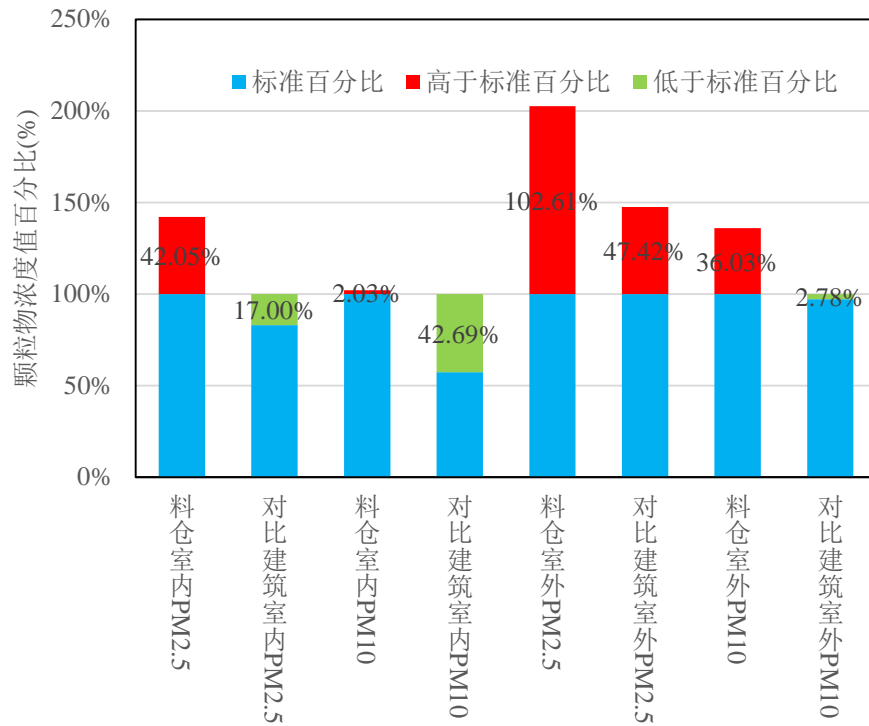


图 3.7 料仓与对比建筑 PM_{2.5}、PM₁₀ 浓度总体对比

Fig.3.7 The overall comparison of bunker and comparison building
Particulate matter concentration

表 3.3 料仓与对比建筑颗粒物评价指标对比

Fig. 3.3 The comparison of bunker and comparison building

Particulate matter concentration Index

监测点	未改造料仓		已改造对比建筑		改造前后降低率/%
	颗粒物浓度均值 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	与限定值比 对/%	颗粒物浓度均值 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	与限定值比 对/%	
室内 PM _{2.5}	106.5±34.3	超标 42.05%	62.3±34.9	达标	41.57%
室内 PM ₁₀	153.0±43.6	超标 2.03%	86.0±36.7	达标	43.83%
室外 PM _{2.5}	152.0±48.8	超标 102.61%	110.6±54.0	超标 47.42%	27.24%
室外 PM ₁₀	204.0±69.8	超标 36.03%	145.8±68.2	达标	28.53%

观察表 3.3 中料仓与对比建筑的室内 $\text{PM}_{2.5}$ 数据, 料仓室内 $\text{PM}_{2.5}$ 下降 $44.3 \pm 34.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 下降率为 41.57%, 达标情况也未改造的超标 42.05% 降到已改造后的达标。说明经过改造后, 明显控制了室内 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度污染水平。料仓与对比建筑室内 PM_{10} 质量浓度对比, 料仓室内 PM_{10} 的浓度平均值略高于 PM_{10} 限定浓度值, 说明料仓室内 PM_{10} 处于警戒水平。对比建筑室内 PM_{10} 绝大部分低于 PM_{10} 限定值浓度, 其平均值也处于安全水平, 经过改造, 对室内 PM_{10} 浓度水平降低影响十分明显。

未改造料仓内 PM_{10} 从 $153.0 \pm 43.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 降低到 $86.0 \pm 36.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 降低了 $67.1 \pm 40.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 降低率为 43.8%。超标情况由未改造超标 2.03% 降到经过改造后达标, 通过比较料仓与对比建筑室内 $\text{PM}_{2.5}$ 与室内 PM_{10} , 发现对比建筑室内 PM_{10} 的降幅大于其室内 $\text{PM}_{2.5}$ 的降幅, 降低量更多, 降幅更加明显。对比建筑室内 PM_{10} 质量浓度值低于标准限定值 ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 42.69%, 其平均质量浓度为 $86.0 \pm 36.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 室外 $\text{PM}_{2.5}$ 是经过改造后唯一仍然超标指标, 其由未改造料仓的超标 102.61%, 降低至经过改造对比建筑的超标 47.42%, 降幅 55.19%。

3.2 室外 PM_{10} 三种水平下料仓室内 $\text{PM}_{2.5}$ 、对比建筑室外 PM_{10} 浓度水平

3.2.1 室外 PM_{10} 三种水平下对比建筑室外 PM_{10} 浓度水平

由于室外的主要影响因素是 PM_{10} 、室内的主要影响因素为 $\text{PM}_{2.5}$, 因此在室外 PM_{10} 三种不同水平下, 选定对比建筑室外 PM_{10} 和料仓内室内 $\text{PM}_{2.5}$ 作为分析对象, 分析其一天 4:00~21:00 的变化过程。图 3.8 为室外 PM_{10} 三种水平下料仓与对比建筑室外 PM_{10} 质量浓度。如图所示, 料仓与对比建筑室外颗粒物总体趋势为夜间高于白天, 这主要是因为夜晚及凌晨的边界层高度较低, 对流较弱, 而 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 主集中在下层, 相应地浓度就高了, 另一方面可能与温度有关, 夜间及凌晨温度较低, 气体扩散容积较小, 浓度较高。从 7:00~10:00 的短暂下滑到之后白天的持续升高可能是与人的活动水平的变化相关, 在白天 11 点之后人的大量外出活动以及机动车辆的增多对室外颗粒物浓度贡献较明显, 而夜间 7 点以后的升高, 究其原因可推测为夜间大型车辆上路较多, 违规拆迁、工厂排气、夜间施工等造成的。

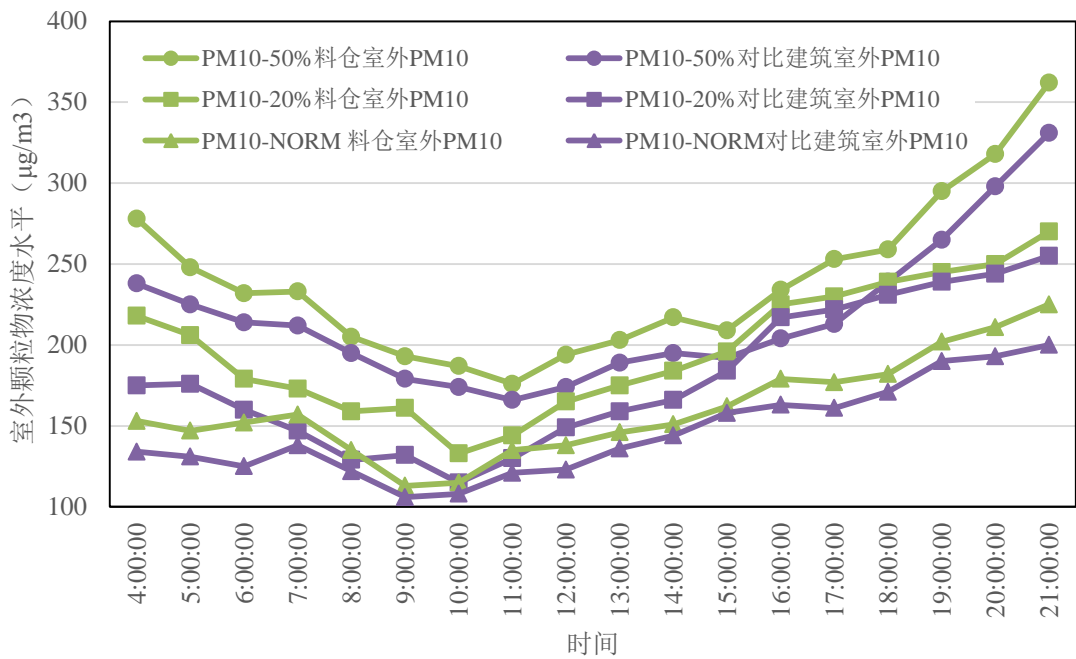


图 3.8 室外 PM10 不同水平下料仓与对比建筑室外 PM10 浓度 18 小时变化

Fig. 3.8 Under different PM₁₀ level the 18 hours change of bunker's and comparison building's outdoor PM10 concentration

表 3.4 室外 PM₁₀ 不同水平下料仓与对比建筑室外 PM₁₀ 浓度

Table 3.4 Under different PM₁₀ level the outdoor PM₁₀ concentration of bunker and comparison building

室外 PM ₁₀	平均值 (µg/m ³)	最大值 (µg/m ³)	最小值 (µg/m ³)	标准偏差 (µg/m ³)	超标小时 数/h	超标小时 书平均质 量浓度 (µg/m ³)	超标小时 数在全部 样本数的 百分比/%
NORM 料 仓	159.4	225	113	31.2	10	179.8	55.56%
NORM 对 比建筑	143.6	200	104	30.7	7	176.6	38.89%
20% 料仓	194.7	260	133	42.7	14	210	77.78%
20% 对比 建筑	181.1	257	115	45.2	12	204.8	66.67%
50% 料仓	234.2	362	176	49.5	18	234.2	100%
50% 对比 建筑	224.1	331	166	45.6	18	224.1	100%

室外 PM_{10} 不同水平下料仓与对比建筑室外 PM_{10} 浓度统计表 4.4 显示, NORM 料仓与 NORM 对比建筑室外 PM_{10} 的质量浓度均值分别为 $159.4 \pm 31.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $143.6 \pm 30.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 20% 料仓与 20% 对比建筑室外 PM_{10} 的质量浓度均值分别为 $194.7 \pm 42.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $181.1 \pm 45.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 50% 料仓与 50% 对比建筑室外 PM_{10} 的质量浓度均值分别为 $234.2 \pm 49.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $224.1 \pm 45.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。根据《环境空气质量标准 (GB3095-2012)》规定的工业区 PM_{10} 日均浓度限值为 $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。仅 NORM 水平下对比建筑室外 PM_{10} 未超标, 其余室外 PM_{10} 水平下料仓与对比建筑室外 PM_{10} 超标 6.23%~56.1% 不等。

3.2.2 室外 PM_{10} 三种水平下料仓室内 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度水平

图 3.9 为室外 PM_{10} 三种水平下料仓与对比建筑室内 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度。料仓与对比建筑室内 $\text{PM}_{2.5}$ 总体趋势与对比建筑室外 PM_{10} 一致, 都为夜间高于白天。但图中也观察到在室外 PM_{10} -20% 和 PM_{10} -50% 水平下, 室内 $\text{PM}_{2.5}$ 变化差别不大, 而且存在低水平室内 $\text{PM}_{2.5}$ 大于高水平室内 $\text{PM}_{2.5}$, 但总体来看, 室内 $\text{PM}_{2.5}$ 的波动性较低, 总体处于相对稳定状态, 这也与之前提到料仓内部围护结构特征和相关稳定的空间状态相似。

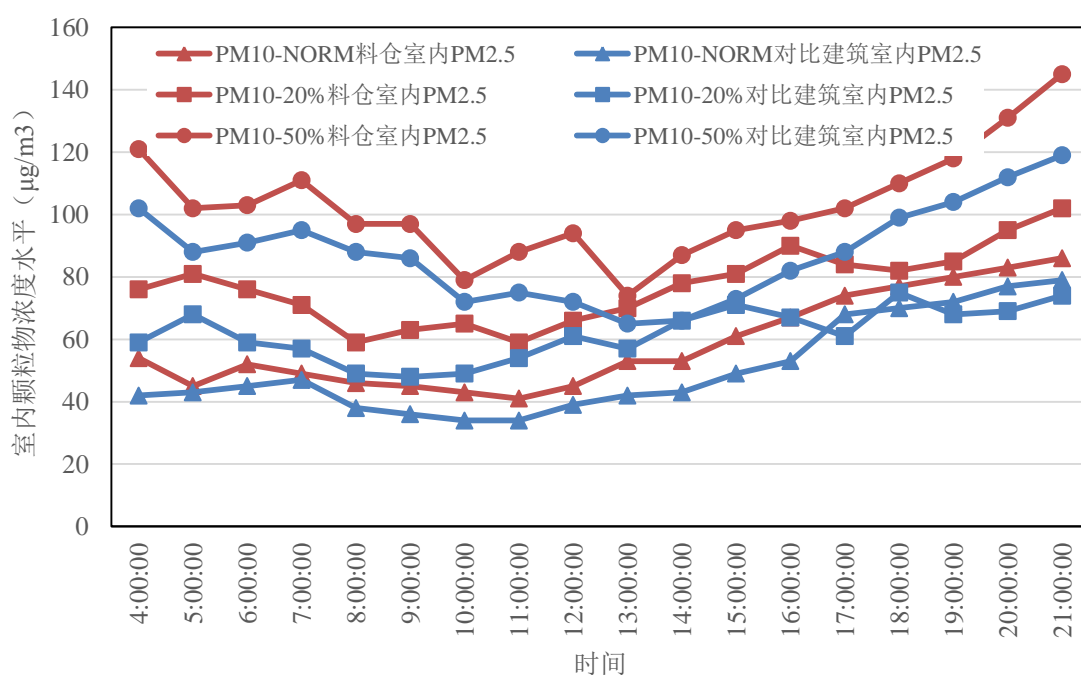


图 3.9 室外 PM_{10} 不同水平下料仓与对比建筑室内 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度 18 小时变化

Fig. 3.9 Under different PM_{10} level the 18 hours change of bunker's and comparison building's indoor $\text{PM}_{2.5}$ concentration

室外 PM_{10} 不同水平下料仓与对比建筑室内 $PM_{2.5}$ 浓度统计表 3.4 显示, NORM 料仓与 NORM 对比建筑室外 PM_{10} 的质量浓度均值分别为 $67.9 \pm 20.5 \mu g/m^3$ 、 $56.9 \pm 11.6 \mu g/m^3$; 20% 料仓与 20% 对比建筑室外 PM_{10} 的质量浓度均值分别为 $74.5 \pm 20.7 \mu g/m^3$ 、 $62.8 \pm 20.1 \mu g/m^3$; 50% 料仓与 50% 对比建筑室外 PM_{10} 的质量浓度均值分别为 $104.7 \pm 18 \mu g/m^3$ 、 $81.8 \pm 19.2 \mu g/m^3$ 。根据《环境空气质量标准 (GB3095-2012)》规定的工业区 $PM_{2.5}$ 日均浓度限值为 $75 \mu g/m^3$ 。在室外 PM_{10} -50% 水平下料仓和对比建筑室内 $PM_{2.5}$ 都超标, 分别超标 39.6%, 9.07%, 其余室外 PM_{10} 水平下料仓与对比建筑室内 $PM_{2.5}$ 均低于标准限定值。

表 3.5 室外 PM_{10} 不同水平下料仓与对比建筑室内 $PM_{2.5}$ 浓度

Table 3.5 Under different PM_{10} level the indoor $PM_{2.5}$ concentration of bunker and comparison

室内 $PM_{2.5}$	building					超标小时	超标小时
	平均值	最大值	最小值	标准偏差	超标小时	书平均质	数在全部
	($\mu g/m^3$)	($\mu g/m^3$)	($\mu g/m^3$)	($\mu g/m^3$)	数/h	量浓度 ($\mu g/m^3$)	样本数的 百分比/%
NORM 料仓	67.9	112	45	20.5	8	93.9	44.40%
NORM 对比建筑	56.9	75	42	11.6	1	75	5.56%
20% 料仓	74.5	103	41	20.7	6	92.2	33.33%
20% 对比建筑	62.8	98	34	20.1	4	86.8	22.22%
50% 料仓	104.7	145	74	18	16	108.6	88.89%
50% 对比建筑	81.8	115	52	19.2	11	95.3	61.11%

3.3 室外 PM_{10} 三种水平下改造前后 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度水平对比

3.3.1 室外 PM_{10} 三种水平下料仓 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度水平对比

料仓在室外 PM_{10} 三种水平下, 室内外 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度水平对比示于下图 3.14, 观察室内外各颗粒物监测点超标小时数, 发现其大小关系为: PM_{10} -50% > PM_{10} -20% > PM_{10} -NORM, 即随室外 PM_{10} 浓度水平升高, 超标小时数逐渐升高, 但位于料仓的室外 $PM_{2.5}$ 与室内 PM_{10} 两个监测点, 超标小时数差异很小,

说明室外 PM_{10} 浓度水平的变化对该两项监测值的超标小时数影响不大。究其原因主要是料仓所在区域周围工厂较多、燃料燃放、废弃排放、扬尘室外源对室外颗粒物造成一定影响,室外 $\text{PM}_{2.5}$ 超过国家相关标准中对工业区 $\text{PM}_{2.5}$ 规定的 $75\mu\text{g}/\text{m}^3$ 浓度限值较高,因此也反映出对于工业区颗粒物的相关标准存在需要完善的部分,同样适用于非工业区的标准限值不能对工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 有一个很好的衡量。室内 PM_{10} 则正好与之相反,大部分时间处于均低于国家相关标准国家对工业区 PM_{10} 规定的 $150\mu\text{g}/\text{m}^3$ 浓度限值。观察室内 $\text{PM}_{2.5}$ 超标小时数发现,从 PM_{10} -50%到 PM_{10} -20%下降较快,而 PM_{10} -20%到 PM_{10} -NORM,基本没有变化,推测室内 $\text{PM}_{2.5}$ 的超标小时数在室外 PM_{10} 不同水平下可能呈一种指数分布下降,从 PM_{10} -50%- PM_{10} -20%- PM_{10} -NORM 变化情况下,室内 $\text{PM}_{2.5}$ 超标小时数的降低先快后慢,降低率先高后低。说明室外 PM_{10} 在较高浓度下变化对室内 $\text{PM}_{2.5}$ 影响显著于其低浓度变化。室外 PM_{10} 的超标小时数随室外 PM_{10} 浓度依次降低为 18 小时,14 小时,10 小时,类似于线性递减,符合室外 PM_{10} 浓度线性递减的规律。

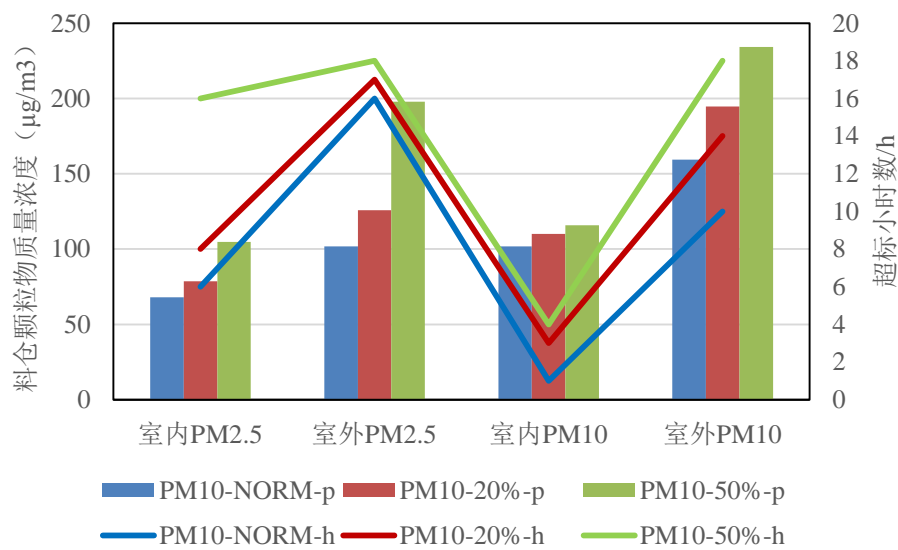


图 3.10 室外 PM_{10} 不同浓度水平下料仓颗粒物浓度及超标小时数变化

Fig. 3.10 Under different PM_{10} concentration level the change of bunker's particle concentration and exceed standard hours

料仓室内外颗粒物监测点浓度与随室外 PM_{10} 浓度变化具有一致性,其中室内 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 变化较小,这主要是因为料仓室内空间较大,室内空气流动性差,处于较为稳定状态,受到室外颗粒物影响反映不是十分明显。而室外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 随室外 PM_{10} 水平变化较为显著。

3.3.2 室外 PM_{10} 三种水平下对比建筑 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度水平对比

对比建筑在室外 PM_{10} 三种水平下，室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度水平对比示于下图 3.15，其室内外各颗粒物监测点超标小时数与料仓内外的变化趋势一直，大小关系也是： $\text{PM}_{10-50\%}>\text{PM}_{10-20\%}>\text{PM}_{10-\text{NORM}}$ 。但与位于料仓的室外 $\text{PM}_{2.5}$ 监测点不同的是，对比建筑室外 $\text{PM}_{2.5}$ 在不同室外 PM_{10} 水平下，超标小时数差异显著，说明室外 PM_{10} 浓度水平的变化对该监测值的超标小时数影响明显，且类似于线性分布。这主要是因为对比建筑所在区域范围均为已改造后建筑，周边环境无工厂、废气排放、扬尘等室外源贡献，室外 $\text{PM}_{2.5}$ 超过国家相关标准中对工业区 $\text{PM}_{2.5}$ 规定的 $75\mu\text{g}/\text{m}^3$ 浓度限值较低，因此当前国家相关标准中非工业区的标准限值对室外 $\text{PM}_{2.5}$ 适应性较好。对比建筑室内 PM_{10} 与料仓室内 PM_{10} 结果一致，大部分时间处于均低于国家相关标准国家对工业区 PM_{10} 规定的 $150\mu\text{g}/\text{m}^3$ 浓度限值，且变化不明显，主要是因为已改造建筑室内空间门窗紧闭，气密性较好，与外界颗粒物交换只能透过围护结构缝隙，在室内无污染源的情况下，室内颗粒物较为稳定，差异值不大。观察室内 $\text{PM}_{2.5}$ 超标小时数和室外 PM_{10} 超标小时数，得到与料仓处两测点一致的结果，即室内 $\text{PM}_{2.5}$ 的超标小时数在室外 PM_{10} 不同水平下可能呈一种指数分布下降，从 $\text{PM}_{10-50\%}-\text{PM}_{10-20\%}-\text{PM}_{10-\text{NORM}}$ 变化情况下，室内 $\text{PM}_{2.5}$ 超标小时数的降低先快后慢，降低率先高后低，说明室外 PM_{10} 在较高浓度下变化对室内 $\text{PM}_{2.5}$ 影响显著于其低浓度变化。室外 PM_{10} 的超标小时数随室外 PM_{10} 浓度降低由 18 小时-14 小时-10 小时，类似于线性递减，符合室外 PM_{10} 浓度线性递减的规律。

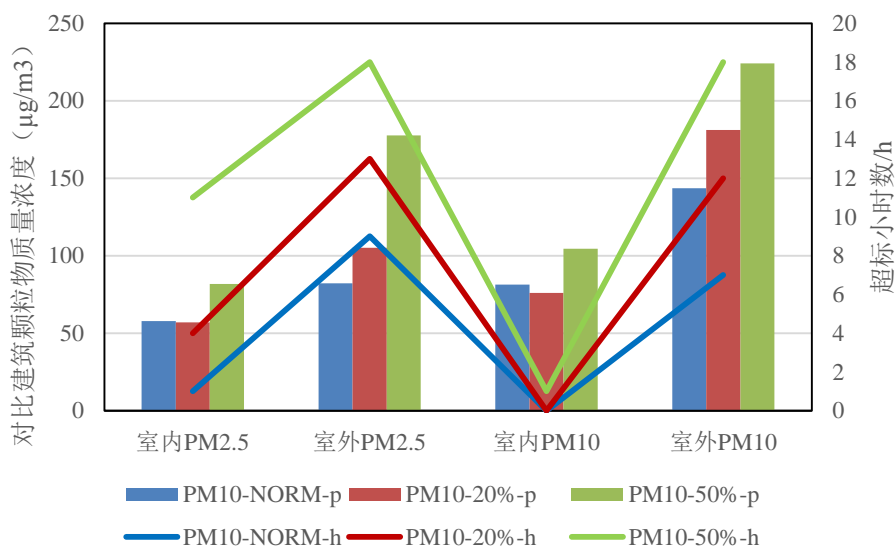


图 3.11 室外 PM_{10} 不同浓度水平下对比建筑颗粒物浓度及超标小时数变化

Fig. 3.11 Under different PM_{10} concentration level the change of comparison building's particle concentration and exceed standard hours

对比建筑室内颗粒物监测点浓度在室外 PM_{10} 低浓度下没有明显变化,基本相同,而在室外 PM_{10} 高浓度水平下,出现小幅增加,说明在室外颗粒物在高浓度情况下,对室内颗粒物才有明显影响。究其原因也是由于对比建筑空间密闭,室内空气处于稳定状态,受到室外颗粒物影响反映不是十分明显。而室外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 则与料仓一致,随室外 PM_{10} 水平变化较为显著。

3.4 对原有工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 标准规定限值的讨论

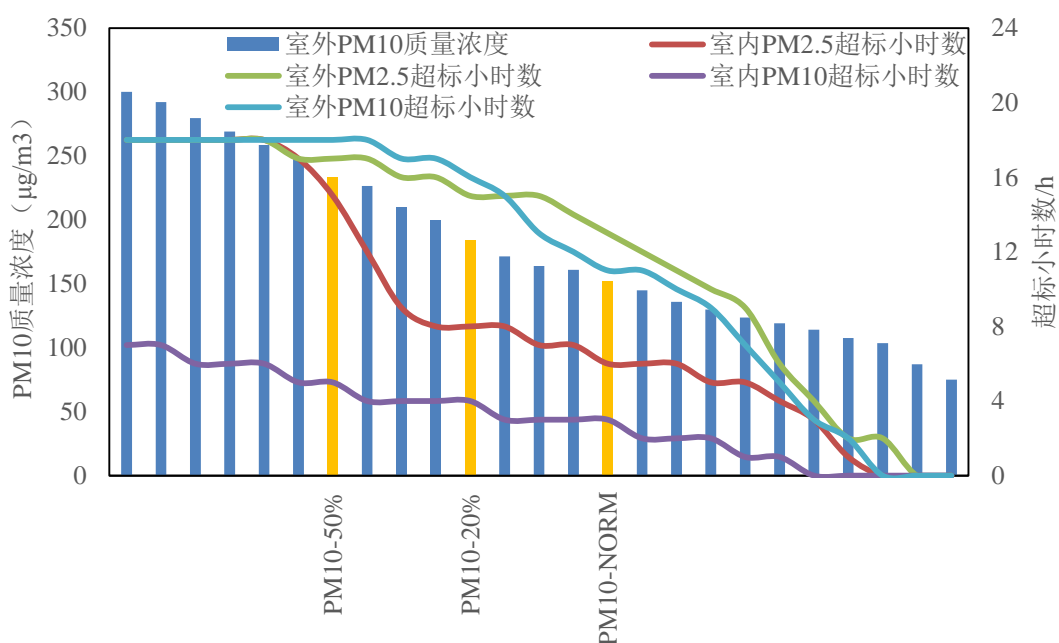


图 3.12 室外 PM_{10} 不同浓度下料仓室内外超标小时数的变化

Fig.3.12 Under different outdoor PM_{10} concentrations the change of bunker's indoor exceed standard hours

由于上一节 3.3.1 和 3.3.2 中,分别对料仓室外 $\text{PM}_{2.5}$ 和对比建筑室外 $\text{PM}_{2.5}$ 的超标小时数进行分析,发现料仓所在工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 超标小时数变化不明显,而对比建筑所在非工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 超标小时数较显著,图描述了料仓室内外超标小时数随室外 PM_{10} 质量浓度变化情况,发现在室外 PM_{10} 三种水平下,料仓室外 $\text{PM}_{2.5}$ 超标小时仅从 18 小时降为 17 小时和 15 小时,且室外 PM_{10} 超标小时数降幅也较室外 $\text{PM}_{2.5}$ 大,因此可推断工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度限值较低,导致工业区内 $\text{PM}_{2.5}$ 基本处于超标状态,国家规范中对工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 的衡量有一定的局限,本节就工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 的标准限值进行探讨,分别以 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度标准限值 $75\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、

假设限值 $1-95\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、假设限值 $2-115\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、假设限值 $3-135\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，对超标小时数进行计算，并将结果作于下图。从图中观察发现，在假设限值 $3-135\mu\text{g}/\text{m}^3$ 下，室外 $\text{PM}_{2.5}$ 超标小时数降低过快，在临界于 $\text{PM}_{10}\text{-NORM}$ 水平下，超标小时数已接近 0，而假设限值 $2-115\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和假设限值 $3-135\mu\text{g}/\text{m}^3$ 降低趋势与室外 PM_{10} 浓度总体一致，且在较低浓度下，超标小时数也没有迅速为 0，可以较好的衡量工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 超标小时数，进一步对工业区 $\text{PM}_{2.5}$ 的总体变化较 $75\mu\text{g}/\text{m}^3$ 限值更优，因此建议将相关标准中工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 的 $75\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，上调至 $95\mu\text{g}/\text{m}^3\sim 115\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

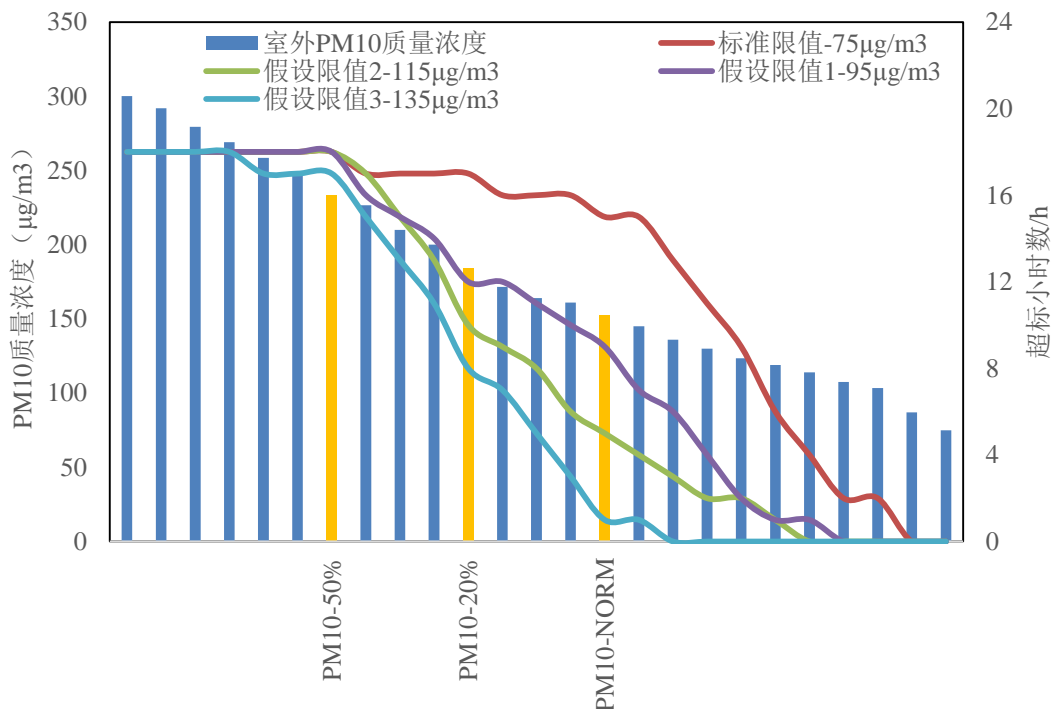


图 3.13 室外 PM_{10} 不同水平下标准限值与假设限值的超标小时数变化

Fig.3.13 Under different outdoor PM_{10} concentrations the change of standard limit value's exceed standard hours and assumptions limit's exceed standard hours

3.4 本章小结

为了探讨改造未改造料仓与改造后对比建筑室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度水平的变化特征和相关性，本章对未改造料仓和已改造对比建筑室内外的 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 进行监测，在首先分析并对料仓与对比建筑室内外颗粒物浓度总体水平及相关性的基础上，通过确定室外的三种水平，对未改造料仓和已改造对比建筑做了更加具体分析，最后对原有工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 标准规定限制提出探讨，通过对两栋建筑室内外颗粒物进行对比，通过对实验数据分析，得出如下结论：

1) 未改造料仓室内外污染水平较高, $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 污染水平高于国家标准水平 0.5~1.1 倍。料仓内 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的日均质量浓度平均值分别为 $106.5 \pm 33.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $153.0 \pm 43.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 料仓外 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的日均质量浓度平均值分别为 $152.0 \pm 48.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $204.0 \pm 69.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。总体来看, 室外超标较室内严重, $\text{PM}_{2.5}$ 超标情况较 PM_{10} 严重, 料仓外首要污染物是 PM_{10} , 料仓内主要污染物是 $\text{PM}_{2.5}$ 。

2) 已改造对比建筑室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} , 除室外 $\text{PM}_{2.5}$ 日均质量浓度平均值为 $110.6 \pm 54.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 高于国家限定标准 $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 外, 其余均低于国家限定标准。室内 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的日均质量浓度平均值分别为 $62.3 \pm 34.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $86.0 \pm 36.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 室外 PM_{10} 的日均质量浓度平均值为 $145.8 \pm 68.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

3) 将未改造料仓与已改造建筑进行对比, 室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 质量浓度日均值均存在不同程度的下降, 其中对比建筑室内 $\text{PM}_{2.5}$ 由改造前超标 42.05% 降低至低于标准浓度值 17%, 降幅达 59.05%, 降幅最大, 而降幅最小的室外 PM_{10} 的降幅也达为 39.81%。室内 PM_{10} 降幅为 44.72%, 室外 $\text{PM}_{2.5}$ 降幅为 55.19%。经过改造, $\text{PM}_{2.5}$ 降幅较 PM_{10} 更大。

4) 室外 PM_{10} 不同水平下, 仅 NORM 水平下对比建筑室外 PM_{10} 未超标, 其余室外 PM_{10} 水平下料仓与对比建筑室外 PM_{10} 超标 6.23%~56.1% 不等。室外 PM_{10} 不同水平下料仓与对比建筑室内 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度在室外 PM_{10} -50% 水平下料仓和对比建筑室内 $\text{PM}_{2.5}$ 都超标, 分别超标 39.6%, 9.07%, 其余室外 PM_{10} 水平下料仓与对比建筑室内 $\text{PM}_{2.5}$ 均低于标准限定值。

5) 随室外 PM_{10} -50% 依次下降到 PM_{10} -20% 和 PM_{10} -NORM 三种水平下, 料仓室内 $\text{PM}_{2.5}$ 的超标小时数基本呈指数分布降低, 料仓室外 $\text{PM}_{2.5}$ 和料仓室内 PM_{10} 超标小时数不能得到很好衡量, 料仓室外 PM_{10} 基本呈线性降低。通过假设三种工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 与相关标准限值对比, 发现将原有限定值 $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 上调至 $95 \mu\text{g}/\text{m}^3 \sim 115 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 之间, 能更好的对工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 进行衡量。

4 未改造料仓与已改造建筑室内 CFD 模拟

本章将运用 CFD 模拟软件 airpak 分别对未改造料仓与已改造对比建筑室内颗粒物浓度进行模拟，并将模拟值与实测值进行双向验证。分别对比了未改造料仓与已改造建筑数值模拟结果中的速度场、空气龄和浓度场。

4.1 CFD 理论基础

一般来说，料仓内部污染物的扩散是在湍流流场中进行的，因此，料仓内部污染物对流扩散规律的理论研究要以湍流扩散理论为基础理论，在此基础上对料仓内污染物的对流扩散过程进行准确的数值模拟。当室外颗粒物进入料仓内部时，料仓内的气流的平均速度和空气湍流流动在一定程度上决定其对流扩散过程，气流的平均速度则使污染物分散开来，空气湍流运动使其很好地与周围空气混合，因此要想准确的描述料仓内部颗粒物的对流扩散过程，首先需要研究其湍流运动规律。下面小节就湍流模型和料仓内部颗粒物对流扩散方程进行详细介绍。

4.1.1 Reynolds 雷诺时均方程

由于湍流流场是时刻变化的流场，研究其流场内部物理量的瞬态值对于工程问题的实际意义不大，所以，在工程计算中需要对各物理量的统计特性加以关注。Reynolds 时均法是目前使用最为广泛的一种湍流模拟方法^[53]。按照 Reynolds 的平均概念，湍流流动可以看作是二个流场的叠加，即一个时均流场上叠加一个随机脉动流场，基于此，用于描述流场特性的各种瞬态物理量 u , v , w , p 都可以进行时均化处理，即 $\phi = \bar{\phi} + \phi'$ ，其中 ϕ' 为脉动值，从而得到它的时均值， $\bar{\phi}$ 为时均值，

$$\bar{\phi} = \frac{1}{\Delta t} + \int^{\Delta t} \phi(t) dt \quad (4.1)$$

Δt 为时间间隔

相对湍流的随机脉动周期而言， Δt 足够大，而相对于流场的各时均值的缓慢变化周期来说应足够小。

当时间均值随时间而异，称为非稳态的时均湍流；当时间均值不随时间变化，称为稳态湍流。在本文中，仅对稳态湍流加以讨论。

对 N-S 方程组：

连续性方程：

$$\frac{\partial \rho}{\partial \tau} + \frac{\partial}{\partial x_j} (\rho v_j) = 0 \quad (4.2)$$

能量方程：

$$\frac{\partial}{\partial \tau}(\rho c_p T) + \frac{\partial}{\partial x_j}(\rho c_p T v_j) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\lambda \frac{\partial T}{\partial x_j} \right) + S_T \quad (4.3)$$

动量方程:

$$\frac{\partial}{\partial \tau}(\rho v_i) + \frac{\partial}{\partial x_j}(\rho v_i v_j) = -\frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\mu \left(\frac{\partial v_i}{\partial x_j} + \frac{\partial v_j}{\partial x_i} \right) \right] - \frac{2}{3} \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\mu \frac{\partial v_j}{\partial x_j} \right) + \rho g_i \quad (4.4)$$

组分方程:

$$\frac{\partial}{\partial \tau}(\rho Y_s) + \frac{\partial}{\partial x_j}(\rho Y_s v_j) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(D \rho \frac{\partial Y_s}{\partial x_j} \right) + S_Y \quad (4.5)$$

分别取时均可得下面公式:

$$\frac{\partial \rho}{\partial \tau} + \frac{\partial}{\partial x_j}(\rho \bar{v}_j) = 0 \quad (4.6)$$

$$\frac{\partial}{\partial \tau}(\rho c_p \bar{T}) + \frac{\partial}{\partial x_j}(\rho c_p \bar{T} \bar{v}_j) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\lambda \frac{\partial \bar{T}}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_j}(\rho c_p \bar{T}' \bar{v}_j') + \bar{S}_T \quad (4.7)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial \tau}(\rho \bar{v}_i) + \frac{\partial}{\partial x_j}(\rho \bar{v}_i \bar{v}_j) \\ &= -\frac{\partial \bar{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\mu \left(\frac{\partial \bar{v}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{v}_j}{\partial x_i} \right) \right] - \frac{\partial}{\partial x_j}(\rho \bar{v}_i' \bar{v}_j') - \frac{2}{3} \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\mu \frac{\partial \bar{v}_j}{\partial x_j} \right) \\ &+ \rho g_i \end{aligned} \quad (4.8)$$

把其中动量方程整理为:

$$\frac{\partial(\rho \bar{u}_i)}{\partial \tau} + \frac{\partial(\rho u_i u_j)}{\partial x_j} = -\frac{\partial \bar{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\eta \frac{\partial \bar{u}}{\partial x_j} - \rho \bar{u}_i' \bar{u}_j' \right) \quad (4.9)$$

方程中的附加项湍流应力 $(-\rho \bar{u}_i' \bar{u}_j')$ 、热流密度 $(-\rho \bar{u}_j' \bar{T}')$ 等的出现使得方程的个数小于未知量的个数,从而使得方程组不能封闭,要使方程组封闭,必须做出假设,即通过建立模型加以解决。按照具体的建模方法主要分为 κ - ε 二方程模型、DSM模型(Reynolds应力方程模型)、ASM模型(代数应力方程模型)等计算模型。

4.1.2 K- ε 二方程模型

作为湍流的统计变量,除了上述的Reynolds应力、时均速度和压力之外,湍流动能 κ 和耗散率 ε 也是特别重要的指标。湍流动能 $\kappa = \frac{1}{2} \bar{u}_i' \bar{u}_i'$,耗散率

$$\varepsilon = \mu \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} \quad (4.10)$$

。利用湍流动能 κ 和耗散率 ε ,Launde与Spalding等人开发了标准 κ - ε 二方程模型。

在标准模型中, κ 、 ε 是两个基本未知量,与 κ 、 ε 相对应的输送方程为^[54]:

κ 方程:

$$\frac{\partial(\rho \kappa)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho v_j \kappa)}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\kappa} \right) \frac{\partial \kappa}{\partial x_j} \right] + G_\kappa + G_b - \rho \varepsilon - Y_M + S_\kappa \quad (4.11)$$

ε 方程:

$$\frac{\partial(\rho \varepsilon)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho v_j \varepsilon)}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} \right] + \frac{\varepsilon}{k} [c_1(G_\kappa + G_b) - c_2 \rho \varepsilon] + S_\varepsilon \quad (4.12)$$

G_κ 是由于平均速度梯度引起的湍动能 κ 的产生项:

$$G_k = \mu_t \left(\frac{\partial v_i}{\partial x_j} + \frac{\partial v_j}{\partial x_i} \right) \frac{\partial v_i}{\partial x_j} \quad (4.13)$$

G_b 是由于浮力引起的湍动能 κ 的产生项:

$$G_b = -\beta \mu g_i \frac{\mu_t}{\sigma T} \frac{\partial T}{\partial x_i} \quad (4.14)$$

式中 Y_M ——代表可压湍流中脉动扩张的贡献;

S_k, S_ϵ ——使用用户定义的源项; $C_\mu=0.09$; 湍动能 κ 对应的普朗特数 $\sigma_\kappa=1.0$, 耗散率 ϵ 对应的普朗特数 $\sigma_\epsilon=1.3$, $C_1=1.44$, $C_2=1.92$

κ 方程、 ϵ 方程与能量方程、连续方程、动量方程等一起构成了料仓内部空气流动的基本控制方程, 即: 标准 κ - ϵ 模型。在应用湍流模型进行计算贴壁流动时, 通常遇到的一个重要问题是固体表面附近分子粘性对脉动的阻尼作用如何进行考虑。由于传热与流动计算中粘性底层内的各种场的分布对模拟结果影响很大, 因此近壁处的湍流模拟问题需引起了足够重视, 所以在此基础上已经发展出的方法包括壁面函数法; 各种低 Re 数 κ - ϵ 模型; 二层与三层模型等。为了克服各向同性湍流粘性等假设的缺点, 现如今已经发展出非线性 κ - ϵ 模型, $RNG\kappa$ - ϵ 模型, 多尺度 κ - ϵ 模型以及 RNG 非线性 κ - ϵ 模型等多种不同模型。考虑到模型的稳定性、成熟性, 本文的模拟实验采用标准 κ - ϵ 模型。

4.1.3 污染物对流扩散方程

① 污染物对流扩散理论

污染物的传输是指污染物在流场内随流体从某处迁移至另一处的过程。污染物进行传输的原因多种多样, 而扩散则是污染物产生传输的主要原因。污染物的扩散指的是流体中的污染物从较高浓度处向较低浓度处传输的现象, 内部原因是分子运动。湍流运动中, 紊动扩散较分子扩散的速度要快的多。一般流体中的污染物会跟随着流体质点运动而产生迁移, 这种迁移称为随流传输。

在污染物扩散理论中, 一般假设流体中的污染物对流体质点的特性没有影响, 即污染物的存在对流体的流动不产生影响, 也就是说流体的速度分布和污染物的存在两者之间没有关系, 并且在整个流体运动过程中, 通常假定流体内包含的污染物在整个量上是保持不变的, 在流体质点间污染物不发生迁移, 携带污染物的流体质点之间发生参混污染物是引起扩散的主要因为。基于此, 对不可压缩的流体, 在整个扩散过程中携带污染物的流体体积始终保持恒定, 仅其轮廓形态在发生改变。

流体在运动过程中, 污染物不仅进行分子扩散而且还会随流体运动而迁移, 所以污染物浓度的变化是由扩散和迁移两部分因素造成的。下面将对污染物随流传输进行详细介绍。

在流场内部取微小六面体单元作为控制体，边长分别为 dx 、 dy 、 dz ，如图 4.1 所示。

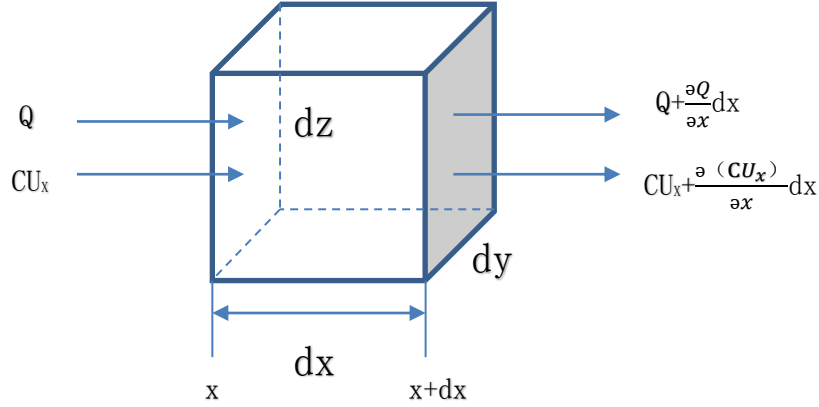


图 4.1 流场内部六面控制体

Fig. 4.1 Six face internal flow control body

在 dt 时间内，沿 x 轴正方向流入控制单元的污染物为 $cu_x dydzdt$ ，该面的扩散通量 $Q dydzdt = -D_m \frac{\partial c}{\partial x} dydzdt$ ，从右面流出的污染物为 $cu_x + \frac{\partial (cu_x)}{\partial x} dx dydzdt$ ，扩散通量为 $Q + \frac{\partial Q}{\partial x} dx dydzdt = -[D_m \frac{\partial c}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} (D_m \frac{\partial c}{\partial x}) dx] dydzdt$ ，因此沿 x 轴方向的污染物进出量之差为 $-\frac{\partial Q}{\partial x} (cu_x - D_m \frac{\partial c}{\partial x}) dx dydzdt$ 。

同理沿 y 轴和 z 轴方向污染物进出量之差分别为

$$\frac{\partial Q}{\partial y} (cu_y - D_m \frac{\partial c}{\partial y}) dx dydzdt$$

$$\frac{\partial Q}{\partial z} (cu_z - D_m \frac{\partial c}{\partial z}) dx dydzdt$$

在 dt 单位时间内由于污染物浓度 c 的变化，控制体内污染物增加量为

$$\frac{\partial c}{\partial t} dx dydzdt$$

根据质量守恒定律，得到：

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (cu_x) + \frac{\partial}{\partial y} (cu_y) + \frac{\partial}{\partial z} (cu_z) = D_m \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \right) \quad (4.15)$$

采用下表符号表示，可表示为：

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i} (cu_i) = D_m \frac{\partial^2 c}{\partial x_i \partial x_i} \quad (4.16)$$

式 4.16 即为流体流动状态下的污染物随流扩散方程，它同时考虑了随流迁移和分子扩散两种作用下污染物浓度的变化规律，上式中左边第一项是污染物浓度的瞬时变化量，左边第二项表示污染物随流迁移的变化，等号右边表示分子扩散作用。

② 污染物对流扩散方程

在湍流运动时通常存在着湍流脉动，湍流脉动除了包含速度脉动外，还有污染物的浓度脉动。假设 c 为流场中 (x, y, z) 点在时间 t 时的污染物浓度，按欧拉模型的观点，浓度 c 是关于时间和位置的函数表达式，即 $c=c(x, y, z, t)$ ，将 c 和 u_i 用时均值和脉动值表示，即

$$c = \bar{c} + c' \quad (4.17)$$

$$u_i = \bar{u}_i + u_i' \quad (4.18)$$

将上两式带入流体流动状态下污染物随流扩散方程中，得

$$\frac{\partial (\bar{c} + c')}{\partial t} + \frac{\partial ((c + c')(u_i + u_i'))}{\partial x_i} = D_m \frac{\partial^2 (c + c')}{\partial x_i \partial x_i} \quad (4.19)$$

将上式各项分别展开，取时间的平均值后加以简化，将连续性方程待续，得到：

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \frac{\partial (\bar{c} \bar{u}_i)}{\partial x_i} = \frac{\partial (-\bar{c} \bar{u}_i)}{\partial x_i} + D_m \frac{\partial^2 \bar{c}}{\partial x_i \partial x_i} \quad (4.20)$$

上式为普遍都适用的污染物对流扩散方程，其多出的 $\frac{\partial}{\partial x_i}(-\bar{c} \bar{u}_i)$ 项中， $\bar{c} \bar{u}_i$ 为湍流流动过程中，在正交于 x_i 轴的面上单位时间面积内所通过的污染物的湍流扩散量，属于高阶关联项。

从式 4.20 可以看出，要想求得 \bar{c} ，首先必须对 $\bar{c} \bar{u}_i$ 项进行模式化，通常采用将分子扩散与湍动扩散相比拟，看哪个起主要作用，再根据费克分子定律，假设某平面内的污染物的通量与该面相邻两边的速度梯度呈正比，即

$$-\bar{c} \bar{u}_i = D_{ij} \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_j} \quad (4.21)$$

其中， D_{ij} 为污染物的湍动能扩散系数，上式表明污染物局部的质量流量与通过该部分所扩散的污染物的浓度梯度呈正比，公式中的负号表示污染物的扩散方向与逆着浓度梯度方向，上式就是污染物输送理论的基本公式，也是它的基础上推导污染物对流扩散方程。

将上式带入上上式，通常湍流尺度比分子运动尺度好几个数量级，即 D_{ij} 远大于 D_m ，我们忽略分子运动带来的扩散，通过对上上式的简化得到：

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \frac{\partial (\bar{c} \bar{u}_j)}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} D_{ij} \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_j} \quad (4.22)$$

D_{ij} 是空间函数，当 $i \neq j$ 时， $D_{ij}=0$ ，因此 D_{ij} 中只有 D_{11} 、 D_{22} 、 D_{33} 不等于零，于是上式可简化为

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \frac{\partial (\bar{c} \bar{u}_j)}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} D_{ii} \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_j} \quad (4.23)$$

在各向同性的湍流中， $D_{11}=D_{22}=D_{33}=D_{eff}$ ，因而上式又可简化为

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \frac{\partial (\bar{c} \bar{u}_j)}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} D_{eff} \frac{\partial \bar{c}}{\partial x_j} \quad (4.24)$$

上式为污染物对流扩散方程的通用方程式，也是污染物浓度在湍流运动中的变化规律，同上 D_{eff} 为湍流耗散系数，其物理意义为流体中的污染物的扩散是对流传输和湍流扩散两部分作用引起的，因此要求解污染物对流扩散问题，需要在特定的边界条件下求解该方程，上式中的等号左边第一项为污染物浓度的瞬时变化量；左边第二项为对流扩散项；等号右边为污染物分子运动扩散项。

针对封闭污染物对流扩散方程，通常假设污染物局部质量流量和通过该部分所扩散的污染物的浓度梯度呈正比，因此，上式一般只适用于近地面小尺度湍流下的污染物对流扩散的求解，在近地面处，由于不同的地面状况，湍流尺寸受限，小尺度的湍流引起的垂直方向的污染物扩散，对于以地面污染源为主的扩散问题较多采用污染物对流扩散模型。

4.2 CFD 数值解法

4.2.1 离散化

在对特定问题进行 CFD 数值模拟之前，首先要将计算的区域进行离散化，即划分空间上连续的计算区域，把它划分为 N 个子区域，确定每个区域中的节点，从而生成网格。然后，将控制方程在网格上离散，即将偏微分格式的控制方程转化为各个节点上的代数方程组。对于瞬态问题，在时间坐标上也需要进行离散化，即将求解对象分解为 N 个时间步长进行处理。网格是离散的基础，网格节点是离散化的物理量的存储位置，网格在离散过程中起着关键作用。网格的形式和密度等对数值计算结果有着重要影响。由于应变变量在节点之间的分布假设及推导离散方程的方法不同，就形成了有限差分法 (Finite Difference Method, 简称 FDM)、有限体积法 (Finite Volume Method, 简称 FVM) 和有限元法 (Finite Element Method, 简称 FEM) 等不同类型的离散化方法。FVM 是近年来在 CFD 领域得到了广泛应用的一种离散化方法，目前，大多数商用 CFD 软件都采用这种计算效率高的办法，这里对 FVM 的基本思想做一简略介绍。

有限体积法 (FVM) 又称控制体积法 (CVM)。其主要思路是：通过计算区域网格化，使其中的网格点周围生成一个互不重复的控制体积；利用待解微分方程 (控制方程) 对每一个控制体积分，从而得出一组离散方程。也就是说，子域法加离散，就是有限体积法的基本方法。

4.2.2 流场数值计算的 SIMPLE 算法

SIMPLE 算法^[55]是目前工程上应用最为广泛的一种流场计算方法，它属于压力修正法的一种。传统意义上的 SIMPLE 算法是基于交错网格的，它的核心是采用“猜测-修正”的过程，在交错网格的基础上来计算压力场，从而达到求解动量方程 (Navier-Stokes 方程) 的目的。SIMPLE 算法的基本思想可描述如下：对于给定的

压力场（它可以使假定的值，或是上一次迭代计算得到的结果），求解离散形式的动量方程，得出速度场。因为压力场是不确定的或假定的，所以由此得到的速度场一般不满足连续方程，那么就要对给定的压力场加以修正。修正的基本原则如下：与修正后的压力场相对应的速度场能满足这一迭代层次上的连续方程。根据这项原则，我们把由动量方程的离散形式所规定的压力与速度的关系代入连续方程的离散形式，从而得到压力修正方程，由压力修正方程得到压力修正值。在此基础上，通过修正后的压力场，求解得到新的速度场。紧接着检查速度场是否收敛。如果不收敛，用修正后的压力值作为给定的压力场，开始下一层的计算。如此反复，直到获得的解收敛。

4.2.3 收敛性判断

判断计算结果是否收敛，通常没有一个固定的结论，一般而言，我们通过定义残差来判断是否收敛。以计算网格单元上各个面的通量代数和为残差，随着迭代的进行，当计算结果达到收敛时，理论上网格单元上各个面上通量代数和也就是残差为零。但是由于收敛标准的设置和精度等问题，不可能出现完全零残差，因此，我们选择的标准是平稳的较小残差，即各计算参数的残差随迭代步长的增加而降低，最后趋于一个平缓值，这样便认为计算结果满足收敛要求。由于网格大小、网格生成形式以及对流项的离散格式等各种原因所致，一般需要进行反复迭代才能达到收敛。

4.3 AIRPAK 软件

4.3.1 Airpak 软件介绍

Airpak 是 FLUENT Inc.公司推出的特别针对暖通空调领域研发的一款 CFD 软件，主要用来模拟通风系统的空气流动、空气品质、传热和舒适度问题。具体而言，其可以较为准确的模拟设定环境下的空气温度、速度、相对湿度和污染物的浓度场以及流动方向。

Airpak 面向暖通空调领域，基于有限容积法，具有自动的结构化网格生成能力。对不同设备进行设定而生成不同的网格参数，控制网格的粗细和网格的划分，因此，可以在模型上根据需要形成高质量的网格，使得模拟计算更加精准更接近实际。网格生成后，Airpak 软件能对网格质量进行自行检查。提供的模型有自然对流、强迫对流、混合对流模型、热传导、流固耦合传热模型、湍流模型等模型。其中湍流模型采用零方程模型，此模型对房间内的纯自然对流、大空间流动及置换通风具有较好的准确度且和较快的计算速度。因此设计师只需要在设计前做好资料收集，在运用计算机运行软件模拟，运用 Airpak 进行模型，不仅准确率较高，

而且降低了设计风险和设计成本，在一定基础上还缩短了设计周期。综合以上特点及优点，Fluent Airpak 成为目前国际上既实用又流行的 CFD 软件。

其软件的应用领域包括石油、汽车、电站、制药、打印、建筑、楼房、化学、环境、HVAC、加工、采矿、造纸、运输、通讯、半导体等行业。目前 Airpak 已在住宅通风、污染控制、排烟罩设计、电讯室设计、净化间设计、厨房卫生、餐厅和酒吧、电站通风、封闭车辆设施、体育场、竞技场、总装厂房工业空调、工业通风、工业卫生、职业健康和保险、建筑外部绕流、运输通风、动植物生存环境等方面的设计总得以应用。

4.3.2 Airpak 软件模型求解步骤及结果分析

Fluent airpak 模拟软件是专门用于模拟室内气流组织的软件，它不仅模拟结果可视性特别强，可以方便的分析模拟结果，而且步骤简单，易学实用。主要的求解步骤如下：

- ① 在软件 File 下的 Problem 中对 special 进行设定；
- ② 在软件 Model 下的模型的尺寸大小进行设定；
- ③ 在软件所建的模型里添加模块；
- ④ 首先检查模型（check model），其次进行网格的划分（mesh control），当然为了使模型的准确度更高，在某些地方需要适当的调整网格数量，最后进行迭代，迭代时要根据需要进行迭代次数（number of iterations），并检查流态；
- ④ 数值求解（solve）；
- ⑤ 对模拟图进行编辑，并对根据需要进行所需的剖面；
- ⑥ 模拟图的后处理。

软件能提高强大的数值报告，它可以模拟不同空调系统、不同送风气流组织形式下的室内温度场、湿度场、速度场、空气年龄场、污染物浓度场等，以及对房间的气流组织、室内空气品质和热舒适性进行综合的评价，以便于理解和比较分析结果能模拟出速度矢量、云图和粒子流线动画等。可以实时描绘出气流运动情况。

4.4 物理模型的建立及求解

本章数值模拟采用有限体积法进行离散，扩散项采用中心差分格式，对流项采用二阶迎风格式，压力与速度耦合采用 SIMPLE 算法。

4.4.1 模型建立及网格划分

由于料仓为圆柱形筒体，为了仅对比改造前后料仓室内颗粒物浓度水平，进行建模简化，将圆柱形料仓简化为长方体模型，其中未料仓料仓未设置任何通风

措施，已改造建筑采用高窗对开方式进行通风，本节主要研究对象时料仓内部的气流流动情况，如下图所示。

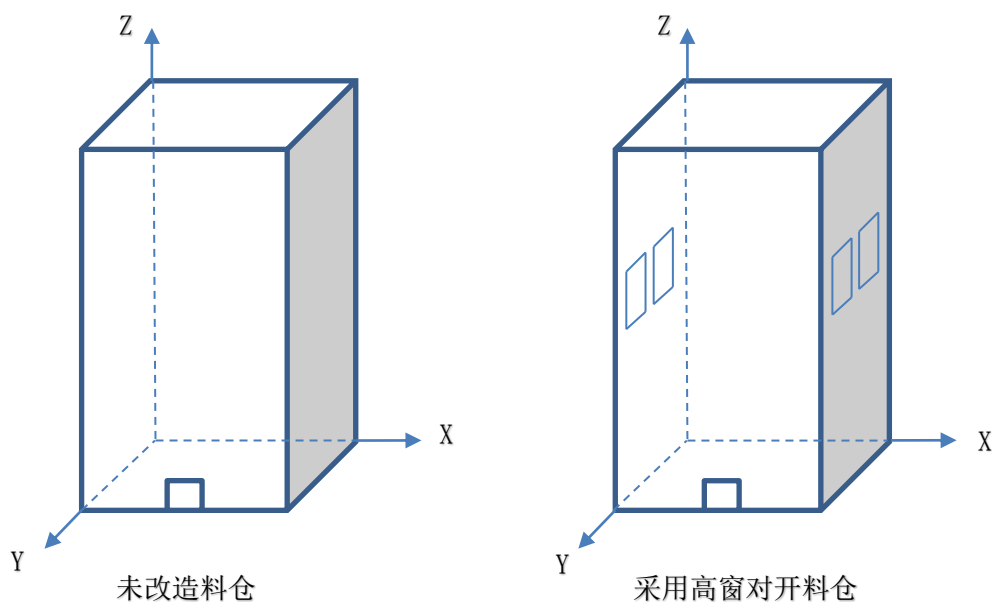


图 4.2 未改造料仓与已改造建筑模型

Fig. 4.2 The model of bunker and comparison building

建筑物模型尺寸：简化建筑模型尺寸为 $7\text{m} \times 7\text{m} \times 12\text{m}$ (长*宽*高)，

两侧高窗模型尺寸： $2\text{m} \times 3\text{m}$ (宽*高)，窗户共 4 个，分别布设在左右侧墙壁中心处。

底部门模型尺寸： $2\text{m} \times 2\text{m}$ (长*高)

模型中具体参数如下表：

表 4.1 模型中的具体参数

Table 4.1 Specific parameters in model

name	active	shape type	xs (m)	ys (m)	zs (m)	xe (m)	ye (m)	ze (m)	xd (m)	yd (m)	zd (m)
Room	yes	prism	-28	-28	0	35	35	48	63	63	48
Wall1	yes	rectan gular	-28	-28	48	35	35	48	63	63	0
Wall2	yes	rectan gular	-28	35	0	35	35	48	63	0	48

name	active	shape type	xs (m)	ys (m)	zs (m)	xe (m)	ye (m)	ze (m)	xd (m)	yd (m)	zd (m)
Wall2. 1	yes	rectan gular	-28	-28	0	35	-28	48	63	0	48
partitio n.1	yes	rectan gular	0	0	0	7	0	12	7	0	12
partitio n.1.1	yes	rectan gular	0	7	0	7	7	12	7	0	12
partitio n.2	yes	rectan gular	0	0	0	0	7	12	0	7	12
partitio n.2.1	yes	rectan gular	7	0	0	7	7	12	0	7	12
partitio n.3	yes	rectan gular	0	0	12	7	7	12	7	7	0
opeani ng.1	yes	rectan gular	-28	-28	0	-28	35	48	0	63	48
opeani ng.2	yes	rectan gular	2.5	0	0	4.5	0	2	2	0	2
opeani ng.3	yes	rectan gular	7	1	4.5	7	3	7.5	0	2	3
opeani ng.4	yes	rectan gular	7	4	4.5	7	6	7.5	0	2	3
opeani ng.5	yes	rectan gular	0	1	4.5	0	3	7.5	0	2	3
opeani ng.6	yes	rectan gular	0	4	4.5	0	6	7.5	0	2	3
abl_op en	yes	rectan gular	35	-28	0	35	35	48	0	63	48

由于本文几何模型较为简单，因此采用结构性网格来划分，这样也满足了对计算区域内网格密度和正交性的要求，为了使模拟计算结果精确性更高，模型网格划分约 185 万个，并在门窗开口的前后进行加密处理。取：

固体边界最小计算格数：G=2

X 方向最大尺寸为 1

y 方向最大尺寸为 1

z 方向最大尺寸为 1

经过 Airpak 计算，得出网格如下图所示

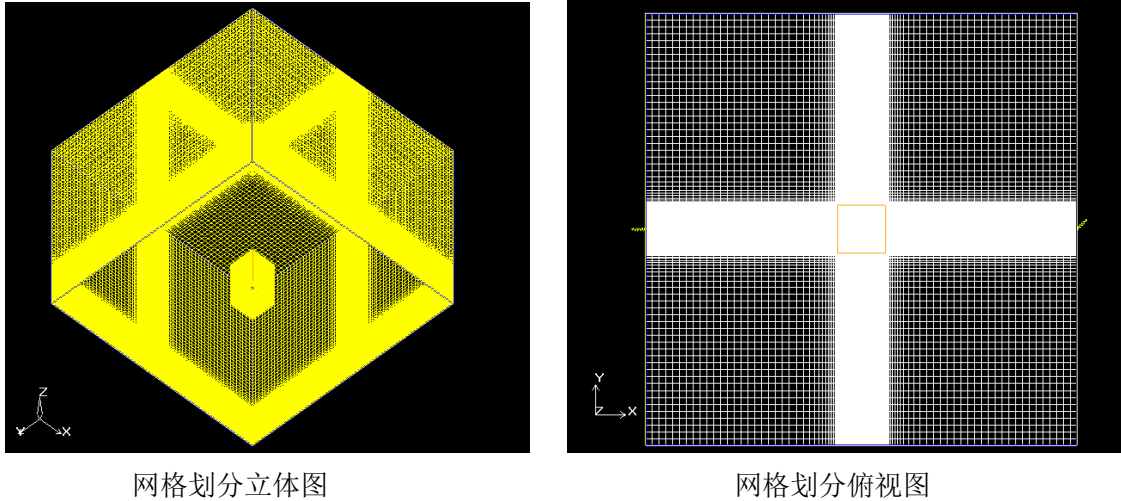


图 4.3 模型网格划分

Fig. 4.3 Model meshing

其网格质量报告为：

NODES: 1905300

HEXAS: 1858320

QUADS: 116104

Faces+solids: 25

Computing element quality (face alignment)

Range: 0.997719->1

Total fluid volume is 1905120e+005 m³

One room-change per hour=volume flow rate of 52.92 m³/s

为方便计算，我们再此次 CFD 模拟中做以下假设：1) 将空气视为连续、不可压缩的理想流体；2) 其基本的流动形式为湍流流动，选用标准 κ - ϵ 双方程模型；3) 在边界条件中，设定来流的速度，CFD 软件利用有限元法对模型进行离散求解。

4.4.2 边界条件的设定

地球表面处受到地面摩擦力影响作用的大气层称为大气边界层。当气流掠过地面时，地面上的庄稼、草木、建筑物以及相当于大气流动过程中的其他结构的

粗糙元，会阻止大气流动，其产生的摩擦阻力使得大气来流平均风速随高度而变化，因此，需要按照大气边界层理论来设置风速，以满足不同地形的风速梯度不同，如下图所示，从图中可以看出，不同地形其平均风速剖面不同，且随着竖直高度的增加，大气中的湍流作用慢慢减弱，当其达到某一高度时便可忽略，这个高度也被称为大气边界层厚度。

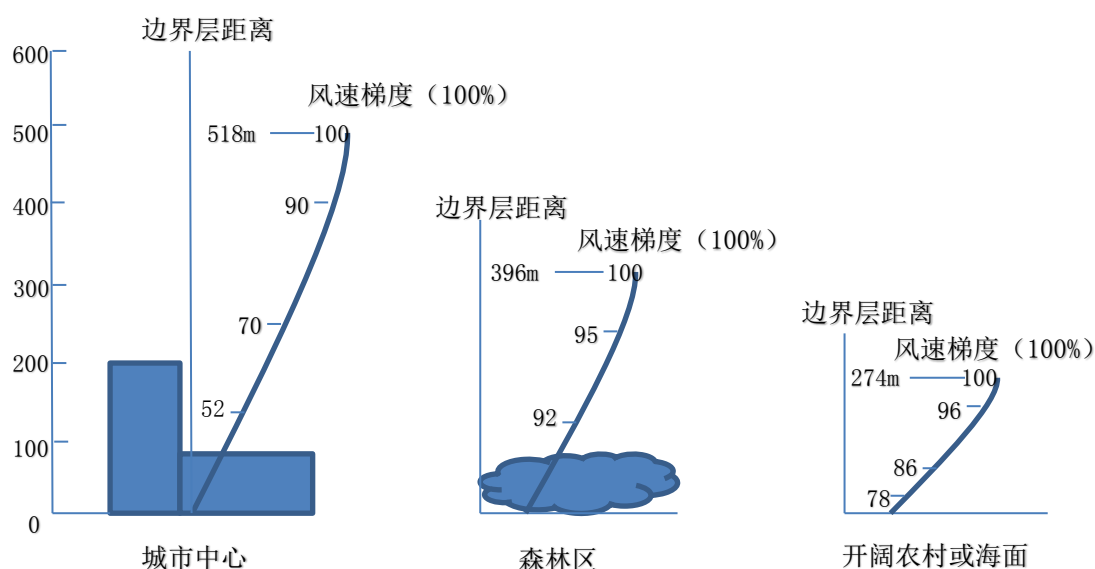


图 4.4 不同地形大气边界层曲线

Fig. 4.4 Different terrain atmospheric boundary

因此不同高度的风速不同，高度与风速的计算公式如下：

$$V_h = V_o \left(\frac{h}{h_o} \right)^n \quad (4.26)$$

式中： V_h —高度为 h 处的风速，m/s

V_o —基准高度 h_o 处的风速，m/s，一般取 10m 处的风速；

n —指数。市区 n 值取 0.2~0.5；空旷或临海地区 n 值取 0.14 左右。本文中料仓所处工业区介于市区边缘，因此在计算模拟中去 n 为 0.22。

由 Airpak 建立模型的外部边界大气入口，门窗等均为自由压力出口。

4.5 CFD 模拟结果分析

本节以北京春季主导风向东北风为正风向，在室外平均风速 3m/s 的条件下，分析料仓内部气流组织变化情况，并对 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 的浓度场和速度场和空气龄加以分析。

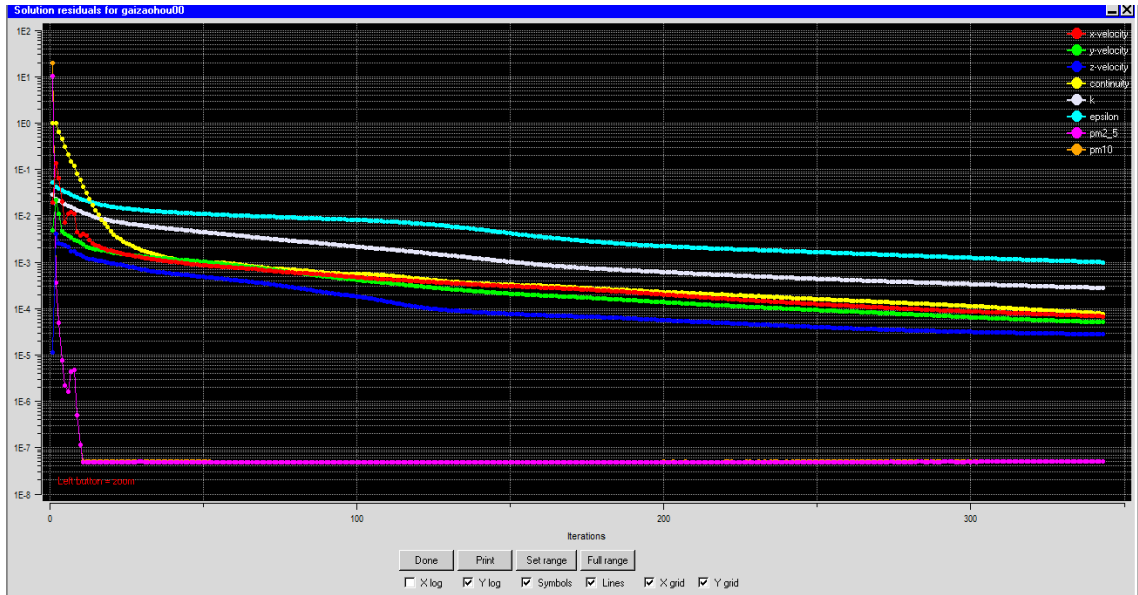


图 4.5 未改造料仓残差收敛曲线

Fig. 4.5 The bunker's residual convergence curve

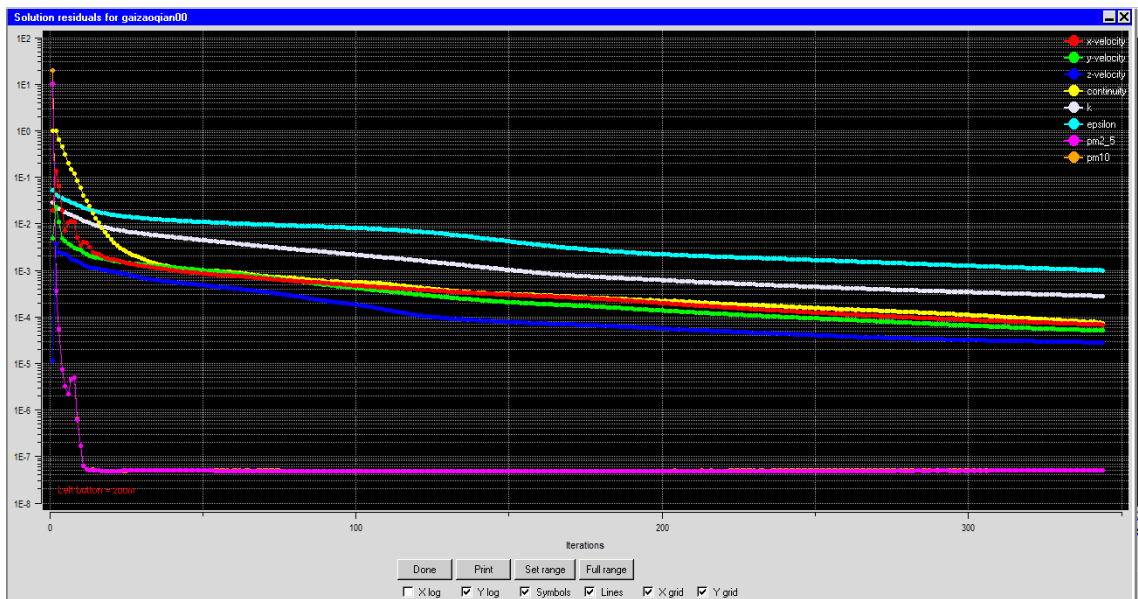


图 4.6 已改造建筑残差收敛曲线

Fig. 4.6 Comparison building residual convergence curve

当所有参数设置完成后, 开始进行计算, 并用残差收敛来判断数值计算是否收敛, 残差曲线如下图所示, 由于数值模拟采用 κ - ϵ 模型, 选择 Simple 算法计算连续相, 本文设置每隔 10 步, 计算一次。同时从图中也可以看出收敛趋势较好, 大约在 200 步时获得稳定收敛结果。下面对未改造料仓与已改造建筑室内 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 的对流扩散规律的模拟结果进行如下分析。

4.5.1 未改造料仓和已改造建筑速度场结果分析

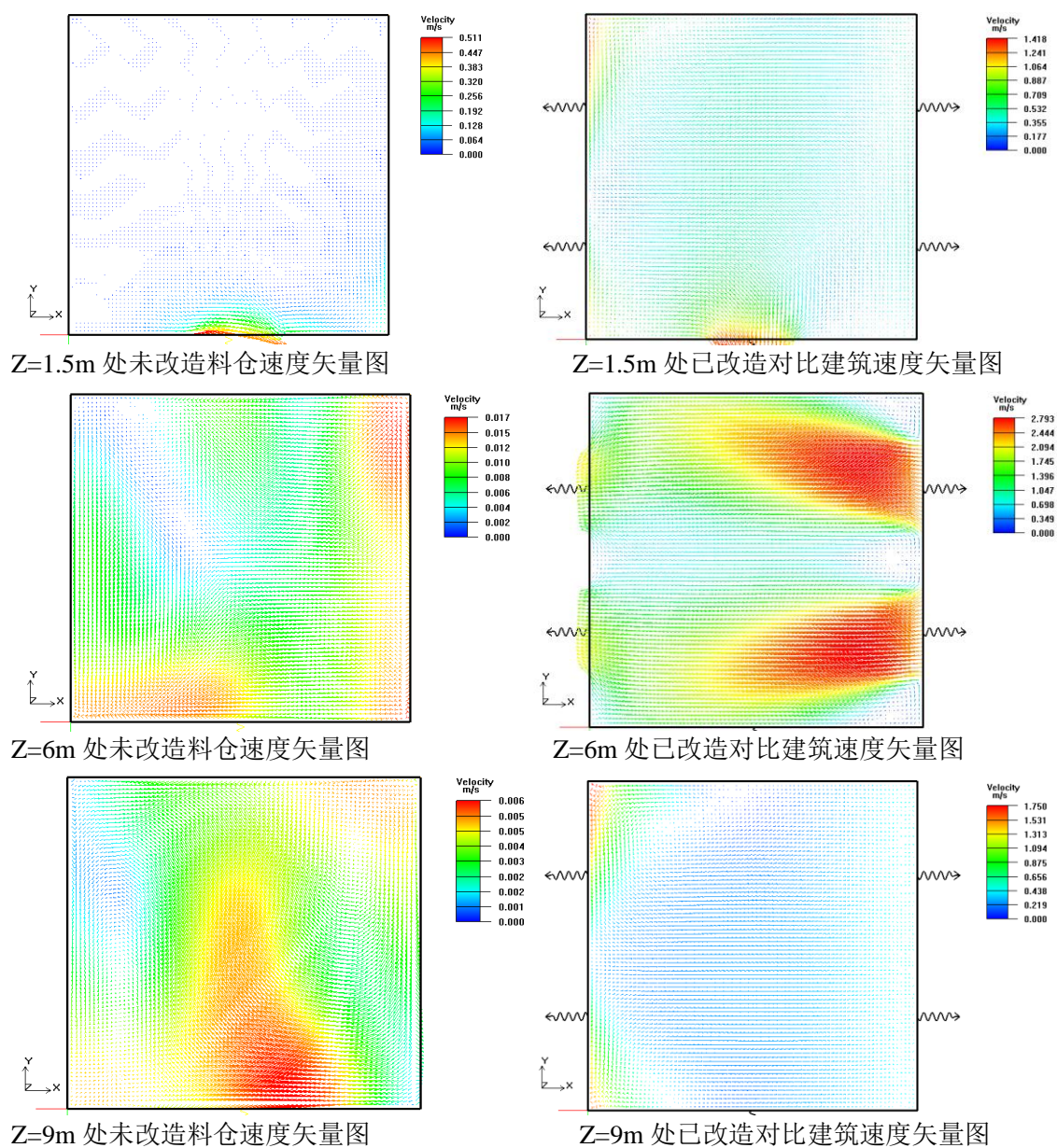


图 4.7 未改造料仓与改造建筑 Z=1.5、6、9m 处速度矢量图

Fig. 4.7 The bunker and comparison building velocity vector at Z=1.5、6、9m

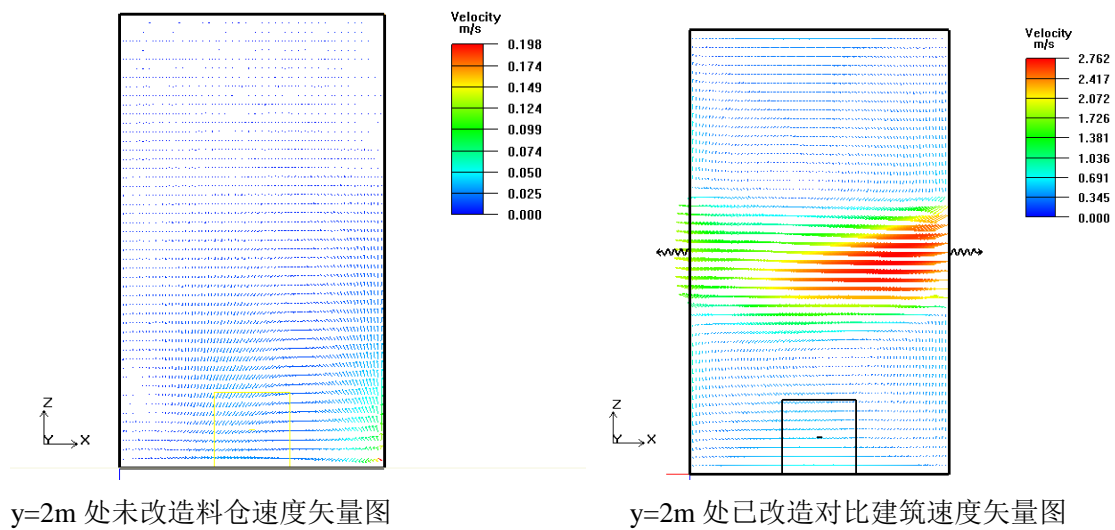
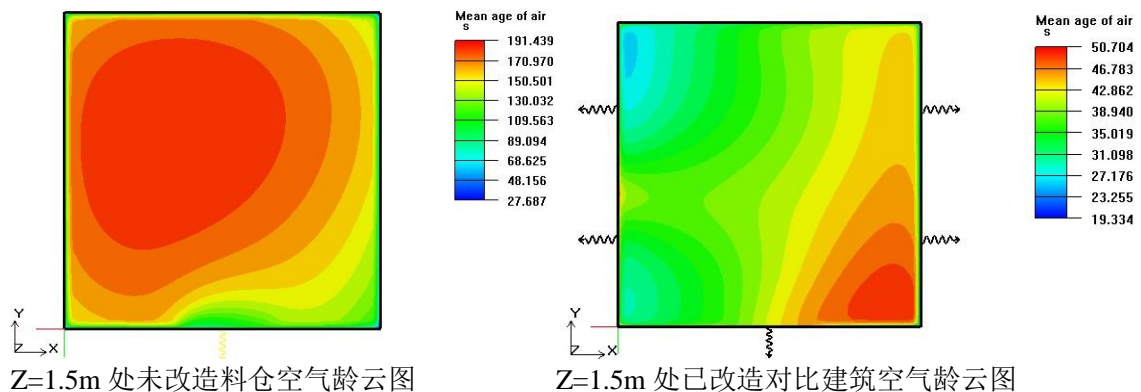


图 4.8 未改造料仓与改造建筑 Y=2m 处速度矢量图

Fig. 4.8 The bunker and comparison building velocity vector at Y=2m

从上面 Z=1.5m、6m、9m 三个平面的速度矢量图和 Y=2m 剖面处的速度矢量图，可以看出，未改造料仓内部仅有底部门与外界对流，门处入口风速较小，仅为 0.5m/s 左右，且随着竖向高度的升高，料仓内部流速逐渐降低，整体气流组织较差，不利于颗粒物扩散。已改造对比建筑由于增加对开高窗后，Z=6m 处吹入外界风速 3m/s，形成料仓内部穿堂风，并向料仓内部上方和下方扩散，使得料仓内部整体空间风速大于未改造前，形成良好的内部气流组织。这也证明通过采取高窗对开措施，形成主导风向下的穿堂风，使得料仓内部通风效果良好，空气质量得到很大改善。

4.5.2 未改造料仓和已改造建筑空气龄结果分析



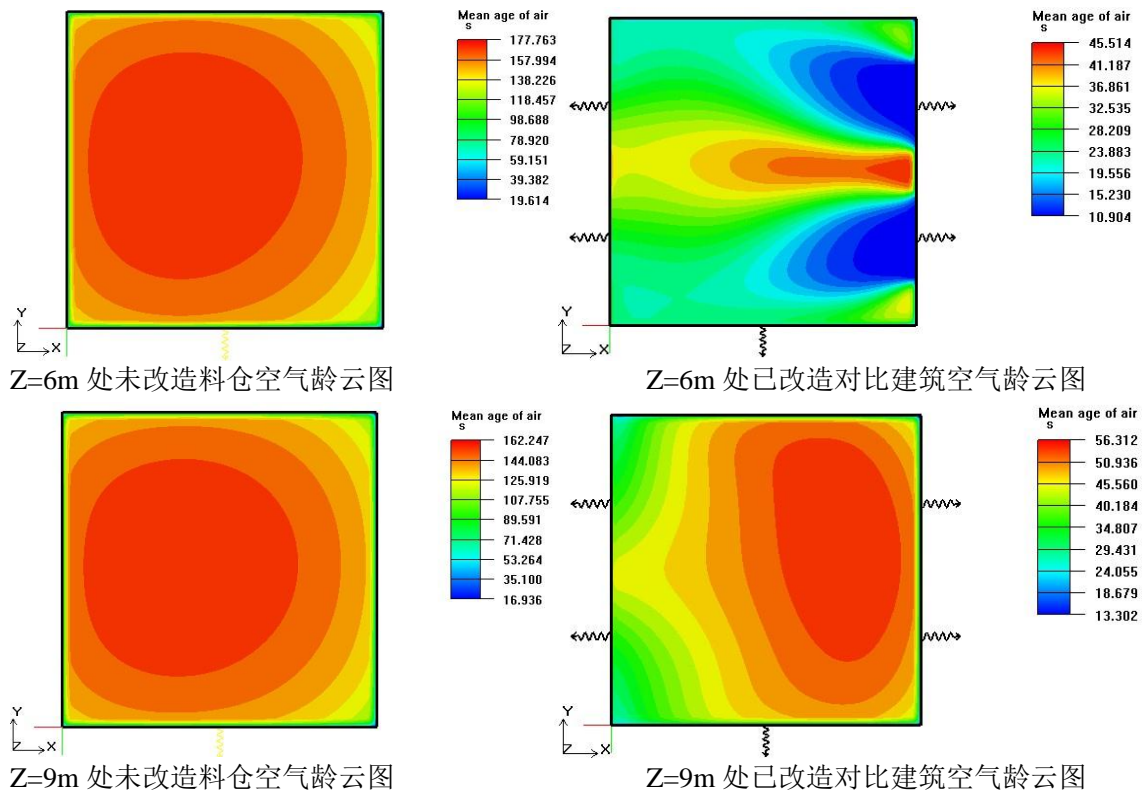


图 4.9 未改造料仓与改造建筑 Z=1.5、6、9m 空气龄云图

Fig.4.9 The bunker and comparison building mean age of air at Z=1.5、6、9m

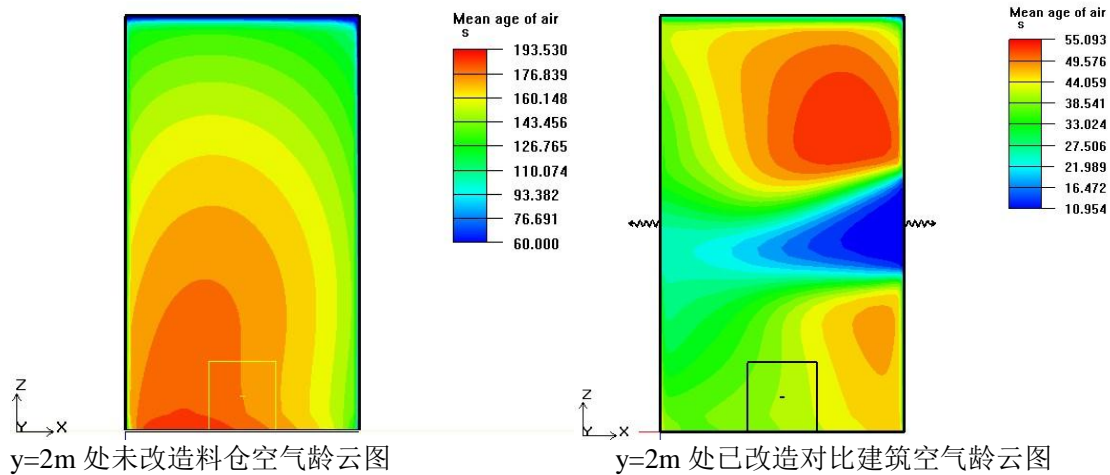


图 4.10 未改造料仓与改造建筑 Y=2 m 处空气龄云图

Fig. 4.10 The bunker and comparison building mean age of air at Y=2m

从上面 Z=1.5m、6m、9m 三个平面的空气龄云图和 Y=2m 剖面处空气龄云图，可以看出，随着竖直方向不断升高，未改造料仓内部空气龄逐渐变小，变化区间从 190s 降至顶部 120s，说明只有一个门与外界形成对流时，未改造料仓内通风效

果较差，因此颗粒物浓度较高。而已改造对比建筑由于增加对开高窗后，形成料仓内部穿堂风，使得 $Z=6\text{m}$ 平面处最小，处于 30s 左右，从高窗进来的空气向上下两个方向扩散，使得料仓内部整体空间空气龄得到很大降低，基本处于 30-60s 之间。这也再次从空气龄角度说明，通过采取高窗对开措施，形成主导风向下的穿堂风，使得料仓内部通风效果良好，空气质量得到很大改善。

4.5.3 未改造料仓和已改造建筑浓度场结果分析

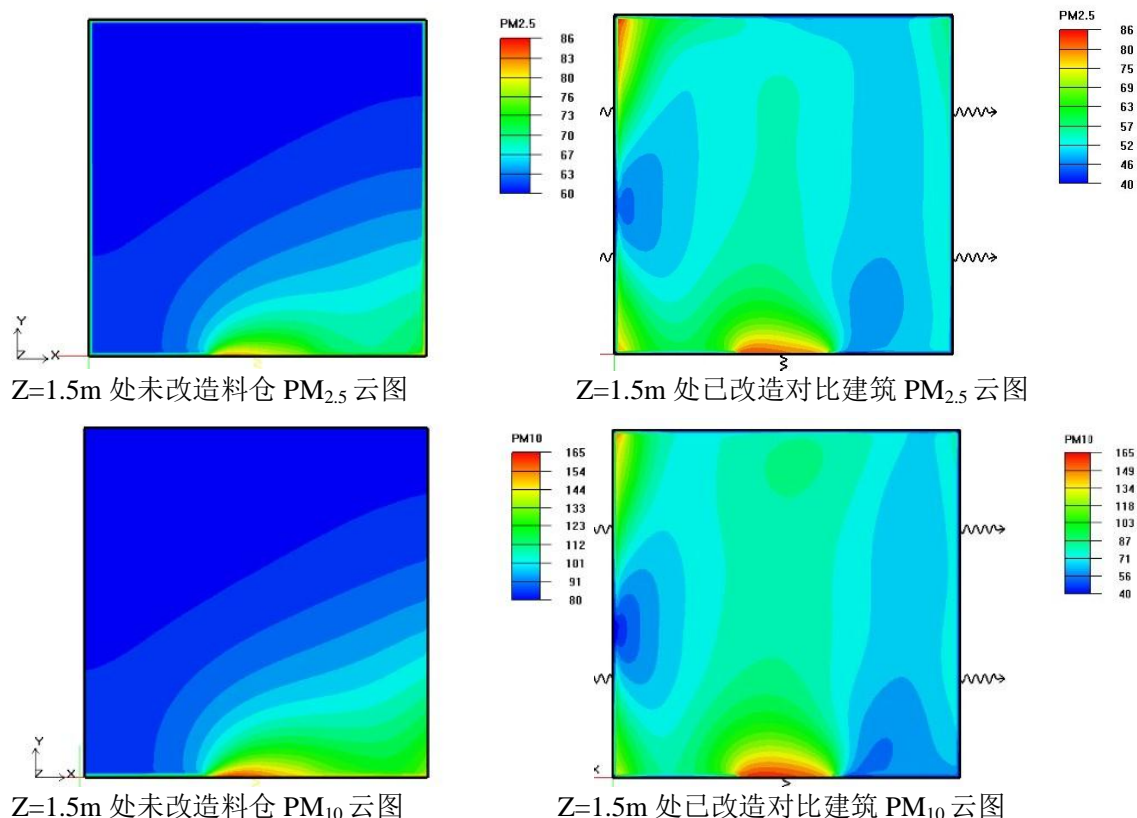


图 4.11 未改造料仓与改造建筑内在 $Z=1.5\text{m}$ 处 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 云图

Fig. 4.11 The bunker and comparison building $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} at $Z=1.5\text{m}$

由于前面实测值是测得离地面 1.5 处的颗粒物浓度，所以将实测值与数值模拟后的 $Z=1.5\text{m}$ 平面处 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度进行对比，观察上面 $Z=1.5$ 处颗粒物云图可以看出，未改造料仓内部 $Z=1.5\text{m}$ 处颗粒物浓度 $\text{PM}_{2.5}$ 范围为 $60\sim 70\mu\text{g}/\text{m}^3$ ， PM_{10} 范围为 $80\sim 101\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，对比该处实测值 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 分别为 $66\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $85\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，已改造对比建筑内部 $Z=1.5\text{m}$ 处颗粒物浓度 $\text{PM}_{2.5}$ 范围为 $46\sim 57\mu\text{g}/\text{m}^3$ ， PM_{10} 范围为 $56\sim 87\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，对比该处实测值 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 分别为 $53\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $71\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，数值模拟值范围与实测值相差不大，且实测值处于数值模拟值范围之间，说明所建模型较为准确，也证明用 Airpak 对料仓内部颗粒物模拟的可行性。

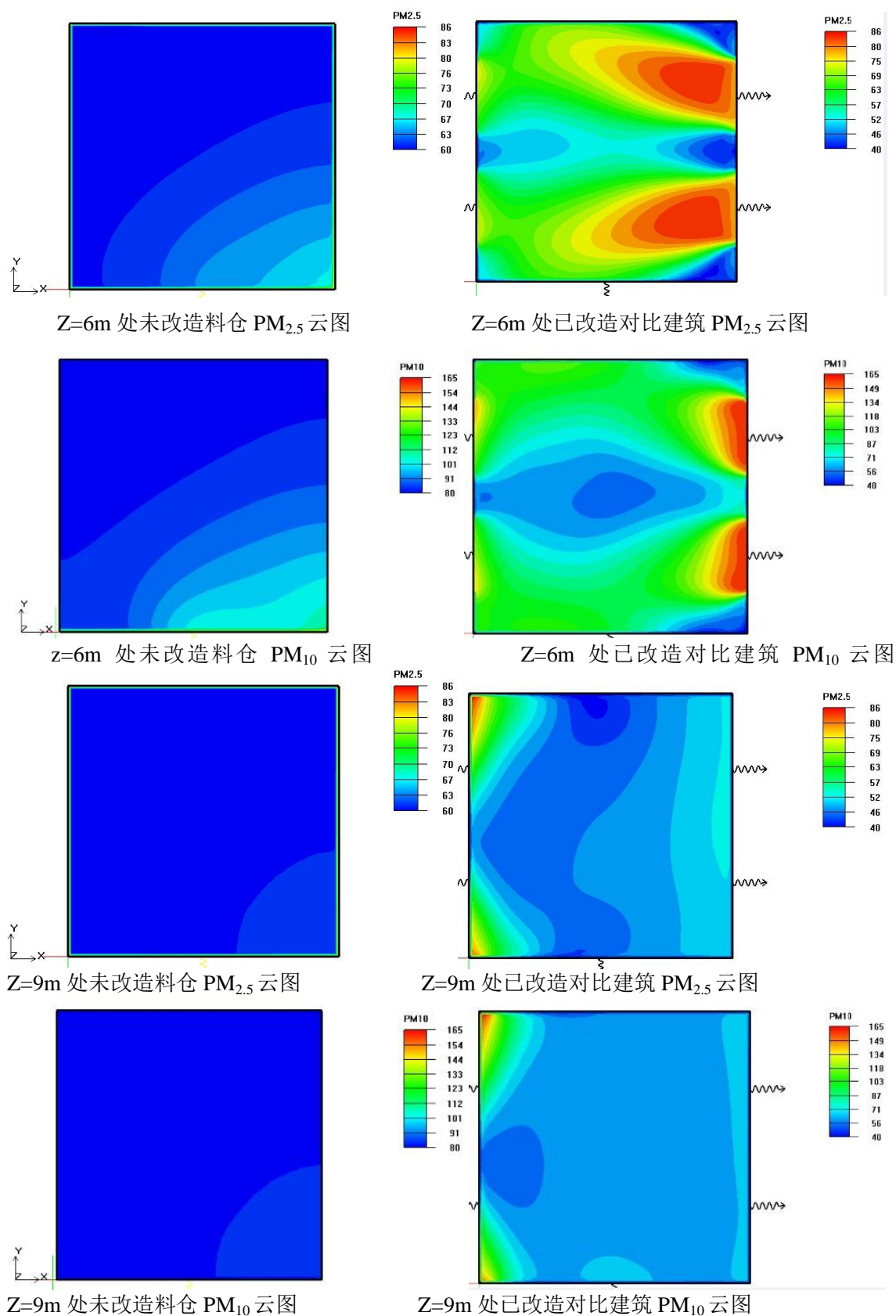
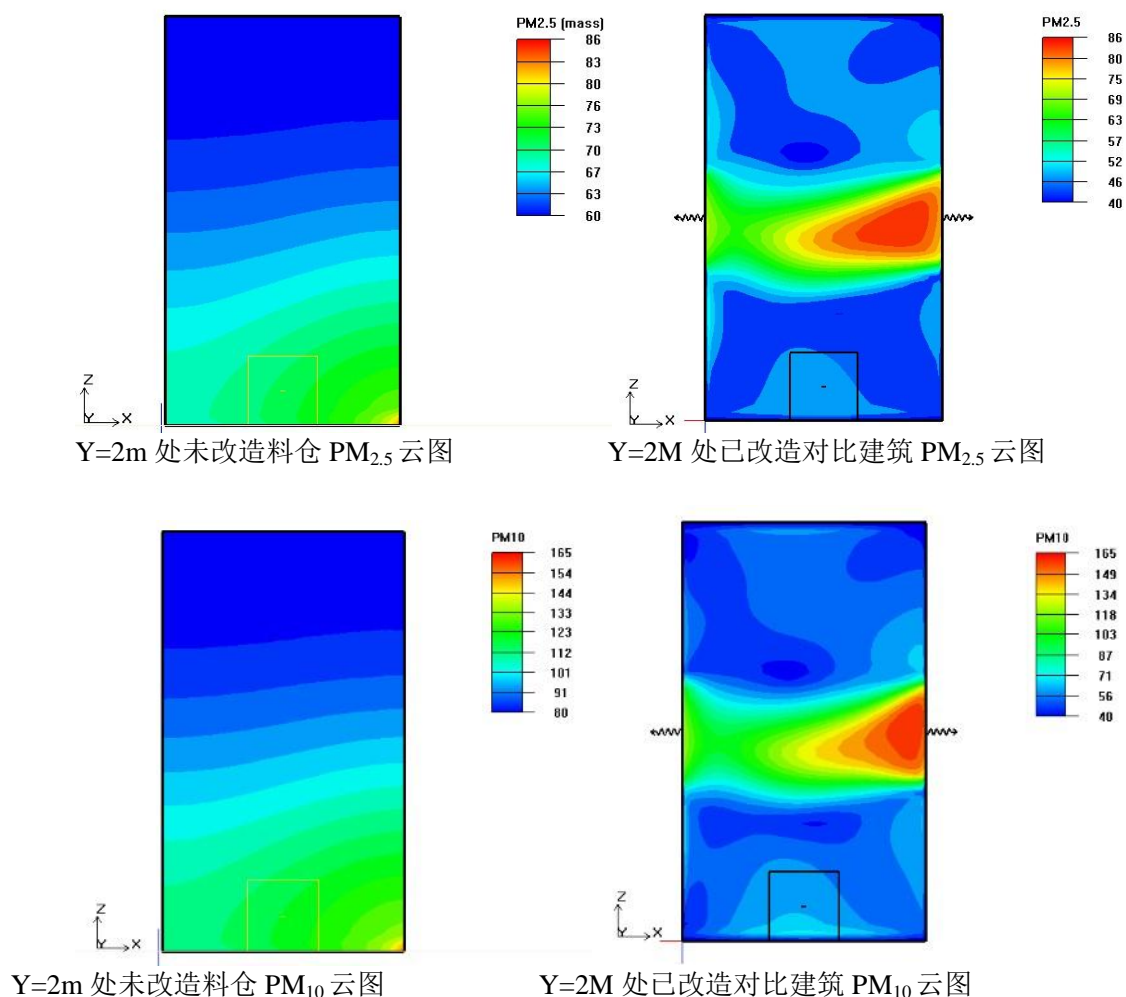


图 4.12 未改造料仓与改造建筑内在 Z=6m、9m 处 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 云图

Fig 4.12 The bunker and comparison building $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} at Z=6、9m

图 4.13 未改造料仓与改造建筑内在 Y=2m 处 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 云图Fig 4.13 The bunker and comparison building $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} at Y=2m

观察上面 $Z=6m$ 、 $9m$ 二个平面 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度云图和 $Y=2m$ 处剖面处 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 浓度云图，可以看出，未改造料仓内部，随着竖向高度的升高，颗粒物浓度逐渐降低，即底部 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 较上部 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 更高。已改造对比建筑内部由于对开高窗，使得 $Z=6$ 米窗口处颗粒物浓度接近室外颗粒物浓度，随着气流在其内部稳定之后，上下部颗粒物浓度均低于改造之前，这也直观的显示了，改造前后的室内颗粒物变化，证明高窗对开形成主导风向下的穿堂风，使得料仓内部通风效果良好，空气质量得到很大改善。

4.6 本章小结

本章从 CFD 理论基础出发，对雷诺时均方程和 $K-\epsilon$ 模型进行详细介绍，并对污染物对流扩散模型和 CFD 数值解法和 Airpak 加以学习，在此基础上建立物理模

型、进行网格划分，设定边界条件及求解参数，对未改造料仓和已改造建筑的内部速度场、空气龄、浓度场进行数值模拟，模拟结果显示，未改造料仓和已改造建筑内部在 $Z=1.5\text{m}$ 平面处 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 的范围浓度与实测值相接近，基本能够反映其浓度水平，证明了模型的准确性和用 Airpak 对料仓内部颗粒物模拟的可行性，也说明了通过高窗对开措施，形成的穿堂风对室内空气质量有明显改善作用。

5 改造后室内颗粒物浓度水平预测

通过第三章分析未改造料仓与已改造对比建筑室内外颗粒物浓度水平发现，室外环境颗粒物浓度水平仍处于较高水平，且室内空气中颗粒物浓度水平也有潜在危害，继而引发的空气质量较差会导致各种危害。室内环境中人们工作受到影响，眼部刺激、鼻塞、头疼以及废品率的提高；室外环境中会引发雾霾环境，造成出行不便以及呼吸套疾病。要减少空气污染物下的人体暴露指数，需要对室内颗粒物浓度进行研究，针对与人类健康密切相关的室内环境，尚未有像各个国家建立室外空气质量实时查询网络，因此，合理运用数学方法，来预测室内颗粒物浓度污染水平意义重大。室内颗粒物浓度预测主要是模型预测和数学方法模型两大类，本章采用数学方法中基于马尔科夫链对已改造室内 PM_{10} 质量浓度进行预测，通过此方法对室内颗粒物的预测提出一种新的思路。

5.1 加权马尔可夫链对室内颗粒物的预测

5.1.1 加权马尔可夫链基本原理

假设随机序列 $X_L = \{X_t, t \in T = (0, 1, 2, \dots)\}$ ，其状态空间为 $E = \{0, 1, 2, \dots\}$ ，对于任意 $t_e \in T$ ， $t_e < t_{e+1}$ ， $e = 0, 1, 2, \dots, k$ 及任意非负整数 e_1, e_2, \dots, e_{k+1} ，有

$$P\{X_{tk+1} = e_{k+1} \mid X_{t0} = e_0, X_{t1} = e_1 \dots X_{tk} = e_k\} = P\{X_{tk+1} = e_{k+1} \mid X_{tk} = e_k\} \quad (5.1)$$

则称 X_L 为离散时间随机过程马尔可夫链，简称马氏链^[56]。

马尔科夫链的无后效性或马氏性的具体表现为 (5.17) 式，即系统将来的状态由确切知道的现在状态确定，与过去的状态无关。在 (5.17) 式中，若假设时刻 t_k 为现在时刻，那么 t_0, t_1, \dots, t_{k-1} 为过去的时刻， t_{k+1} 为将来的时刻。

通常我们对于一般研究问题，只考虑齐次马尔可夫链，即对任意的 $n, k \in T$ 、 $i, j \in E$ ，存在

$$P\{X_{n+k} = j \mid X_n = i\} = P_{ij}^{(k)} \quad (5.2)$$

其中 $P_{ij}^{(k)}$ 的直观意义是从 n 时刻开始，由状态 i 转移到状态 j 经过 k 步的转移概率。转移概率与初始时刻没有关系，说明马尔可夫链的转移概率是平稳的，也就是说马尔可夫链为齐次的^[57]。

5.1.2 加权马尔科夫链的预测方法

由于室内 PM_{10} 浓度水平是一组相依的随机变量，经验证其满足无后效性后，还需要计算各阶、各步长的加权马尔科夫链，以此来预测未来某时刻的 PM_{10} 浓度水平。各步长 PM_{10} 浓度值的相关性强弱由各阶自相关系数衡量。因为，预测未来

某一时刻 PM_{10} 浓度需综合之前若干时刻 PM_{10} 浓度值所对应的状态，并按照之前时刻与未来时刻的相依关系程度对绝对转移概率进行加权求和。加权马尔科夫链预测的基本思想是通过相依随机变量与各阶加权马尔可夫链转移概率的相关分析，以此合理、充分地对 PM_{10} 浓度进行预测。

加权马尔可夫链的预测步骤

1) 确定状态空间，运用均值-标准差法对样本进行分类，建立 PM_{10} 浓度水平分级标准。

2) 依据 PM_{10} 浓度水平分级标准，对室内 PM_{10} 浓度序列中各时刻浓度值所对应的状态进行确定。

3) 计算确定好状态的 PM_{10} 浓度序列中各种步长的转移概率矩阵^[58]。

4) 计算各阶自相关系数 R_k 和不同步长马尔可夫链的权重 W_k 。各阶自相关系数 R_k 计算公式如下：

$$R_k = \frac{\sum_{a=1}^{n-k} (x_a - \bar{x})(x_{a+1} - \bar{x})}{\sum_{a=1}^n (x_a - \bar{x})^2}, \quad k \in I \quad (5.3)$$

式中 R_k 代表第 k 阶自相关系数， x_a 代表第 a 时刻的 PM_{10} 浓度值， \bar{x} 代表 PM_{10} 浓度平均值， n 代表 PM_{10} 样本数据量。

$$W_k = \frac{|R_k|}{\sum_{a=1}^m |R_k|} \quad (5.4)$$

通过式(5.20)对各阶自相关系数进行规范，得到不同步长的马尔可夫链权重。式中， m 代表步长总数。

5) 参照规范后的马尔可夫链权重，令同一状态的各预测概率加权和作为预测概率 P ，并以其最大值所对应状态作为预测空间。其计算式如下：

$$P_i = \sum_{k=1}^m w_k P_i^{(k)} \quad (5.5)$$

式中， $i \in I$ ， $\max\{P_i, i \in I\}$ 所对应的 i 是该时刻 PM_{10} 浓度的预测状态^[59]。

6) 对马尔可夫链的平稳分布、遍历性等特征进一步分析。

5.2 加权马尔可夫链对室内 PM_{10} 浓度水平预测

选取一天中前 9 小时（4:00~12:00）的 PM_{10} 浓度的监测数据为样本，每 10 分钟监测一次，其样本数据如下表 5.1，对之后时段的 PM_{10} 浓度水平进行分析预测，以探讨马尔可夫链对 PM_{10} 浓度预测情况并进行验证。

表 5.1 4:00~12:00 时间段内 PM10 浓度监测数据

Table 5.4 PM₁₀ concentration monitoring data from 4:00 to 12:00

时刻	4:00:00	4:10:00	4:20:00	4:30:00	4:40:00	4:50:00
PM2.5 浓度(μg/m ³)	70	86	73	78	74	77
时刻	5:00:00	5:10:00	5:20:00	5:30:00	5:40:00	5:50:00
PM2.5 浓度(μg/m ³)	75	71	84	74	79	83
时刻	6:00:00	6:10:00	6:20:00	6:30:00	6:40:00	6:50:00
PM2.5 浓度(μg/m ³)	70	75	86	83	82	97
时刻	7:00:00	7:10:00	7:20:00	7:30:00	7:40:00	7:50:00
PM2.5 浓度(μg/m ³)	87	92	75	86	83	82
时刻	8:00:00	8:10:00	8:20:00	8:30:00	8:40:00	8:50:00
PM2.5 浓度(μg/m ³)	87	82	87	74	79	81
时刻	9:00:00	9:10:00	9:20:00	9:30:00	9:40:00	9:50:00
PM2.5 浓度(μg/m ³)	89	75	86	83	82	77
时刻	10:00:00	10:10:00	10:20:00	10:30:00	10:40:00	10:50:00
PM2.5 浓度(μg/m ³)	83	78	73	75	86	83
时刻	11:00:00	11:10:00	11:20:00	11:30:00	11:40:00	11:50:00
PM2.5 浓度(μg/m ³)	82	81	87	79	71	89
时刻	12:00:00					
PM2.5 浓度(μg/m ³)	75					

1) 通过对表 5.1 中数据均值和标准方差的计算, 建立 PM₁₀ 浓度分级标准, 将 PM₁₀ 浓度值区间四舍五入后确定其优化区间, 并确定各时刻的空间状态如表 5.2。

$$\bar{X} = \frac{1}{49} \sum_{i=1}^{49} (x_1 + x_2 + \cdots + x_{49}) = 80.5$$

$$S = \frac{1}{49-1} \sum_{i=1}^{49} [(x_1 - \bar{x})^2 + (x_2 - \bar{x})^2 + \cdots + (x_{49} - \bar{x})^2] = 6.1$$

表 5.2 4:00~12:00 时间段内 PM10 浓度分级表

Table 5.2 The classification table of PM10 concentration from 4:00 to 12:00

状态	分级标准	PM10 浓度值区间	PM10 浓度值优化区间
1	$x < \bar{x} - 1.0S$	$x < 74.4$	$x < 75$
2	$\bar{x} - 1.0S \leq x < \bar{x} - 0.5S$	$74.4 \leq x < 77.45$	$75 \leq x < 78$
3	$\bar{x} - 0.5S \leq x < \bar{x}$	$77.45 \leq x < 80.5$	$78 \leq x < 81$

状态	分级标准	PM10 浓度值区间	PM10 浓度值优化区间
4	$\bar{x} \leq x < \bar{x} + 0.5S$	$80.5 \leq x < 83.55$	$81 \leq x < 84$
5	$\bar{x} + 0.5S \leq x < \bar{x} + 1.0S$	$83.55 \leq x < 86.6$	$84 \leq x < 87$
6	$x \geq \bar{x} + 1.0S$	$x \geq 86.6$	$x \geq 87$

2) 通过表 5.3 中的 PM10 浓度值优化区间, 确定 4:00~12:00 时段内各时刻数据的空间状态, 如下表 5.3。

表 5.3 4:00~12:00 时间段内 PM10 浓度及其空间状态
Table5.3 PM10 concentration and state space from 4:00 to 12:00

时刻	4:00:00	4:10:00	4:20:00	4:30:00	4:40:00	4:50:00
PM10 浓度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	70	86	73	78	74	77
状态	1	5	1	3	1	2
时刻	5:00:00	5:10:00	5:20:00	5:30:00	5:40:00	5:50:00
PM10 浓度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	75	71	84	74	79	83
状态	2	1	5	1	3	4
时刻	6:00:00	6:10:00	6:20:00	6:30:00	6:40:00	6:50:00
PM10 浓度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	70	75	86	83	82	97
状态	1	2	5	4	4	6
时刻	7:00:00	7:10:00	7:20:00	7:30:00	7:40:00	7:50:00
PM10 浓度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	87	92	75	86	83	82
状态	6	6	2	5	4	4
时刻	8:00:00	8:10:00	8:20:00	8:30:00	8:40:00	8:50:00
PM10 浓度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	87	82	87	74	79	81
状态	6	4	6	1	3	4
时刻	9:00:00	9:10:00	9:20:00	9:30:00	9:40:00	9:50:00
PM10 浓度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	89	75	86	83	82	77
状态	6	2	5	4	4	2
时刻	10:00:00	10:10:00	10:20:00	10:30:00	10:40:00	10:50:00
PM10 浓度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	83	78	73	75	86	83
状态	4	3	1	2	5	4
时刻	11:00:00	11:10:00	11:20:00	11:30:00	11:40:00	11:50:00
PM10 浓度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	82	81	87	79	71	89
状态	4	4	6	3	1	6
时刻	12:00:00					
PM10 浓度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	75					
状态	2					

计算步长为 1,2,3,4,5,6 的马尔可夫链的转移概率矩阵。以步长为 1 的马尔可夫链的转移概率矩阵计算为例：

$$P(1) = \begin{bmatrix} 0 & 3/9 & 3/9 & 0 & 2/9 & 1/9 \\ 1/8 & 1/8 & 0 & 1/8 & 4/8 & 1/8 \\ 3/5 & 0 & 0 & 2/5 & 0 & 0 \\ 1/13 & 1/13 & 1/13 & 5/13 & 0 & 5/13 \\ 2/6 & 0 & 0 & 4/6 & 0 & 0 \\ 1/8 & 3/8 & 1/8 & 1/8 & 0 & 2/8 \end{bmatrix}$$

$$= \begin{bmatrix} 0 & 0.33 & 0.33 & 0 & 0.22 & 0.11 \\ 0.125 & 0.125 & 0 & 0.125 & 0.5 & 0.125 \\ 0.6 & 0 & 0 & 0.4 & 0 & 0 \\ 0.08 & 0.08 & 0.08 & 0.38 & 0 & 0.38 \\ 0.33 & 0 & 0 & 0.67 & 0 & 0 \\ 0.125 & 0.375 & 0.125 & 0.125 & 0 & 0.25 \end{bmatrix}$$

上面矩阵中， $P_{ij} = \frac{\text{从状态 } i \text{ 转移到状态 } j \text{ 的浓度值数}}{\text{状态 } i \text{ 总数}}$ ，根据公式

$$P_{ij}^{(n+m)} = \sum_{k \in E} p_{ik}^{(m)} p_{kj}^{(n-m)}, 1 \leq m \leq n \quad (5.6)$$

可求出步长为 2,3,4,5,6 的马尔可夫链的转移概率矩阵。

$$P(2) = \begin{bmatrix} 0.3256 & 0.0825 & 0.0138 & 0.3344 & 0.1650 & 0.0688 \\ 0.2063 & 0.1138 & 0.0669 & 0.4138 & 0.0900 & 0.1081 \\ 0.0320 & 0.2300 & 0.2300 & 0.1520 & 0.1320 & 0.2180 \\ 0.1359 & 0.2093 & 0.1043 & 0.2339 & 0.0576 & 0.2582 \\ 0.0536 & 0.1625 & 0.1625 & 0.2546 & 0.0726 & 0.2909 \\ 0.1631 & 0.1919 & 0.0825 & 0.1756 & 0.2150 & 0.1706 \end{bmatrix}$$

$$P(3) = \begin{bmatrix} 0.1084 & 0.1703 & 0.1428 & 0.2620 & 0.1129 & 0.1904 \\ 0.1307 & 0.1559 & 0.1147 & 0.2720 & 0.1023 & 0.2212 \\ 0.2497 & 0.1332 & 0.0500 & 0.2942 & 0.1220 & 0.1445 \\ 0.1587 & 0.1865 & 0.0958 & 0.2276 & 0.1345 & 0.1945 \\ 0.1985 & 0.1675 & 0.0744 & 0.2671 & 0.0930 & 0.1957 \\ 0.1798 & 0.1559 & 0.0892 & 0.2891 & 0.1318 & 0.1513 \end{bmatrix}$$

$$P(4) = \begin{bmatrix} 0.1477 & 0.1494 & 0.0805 & 0.2774 & 0.1090 & 0.1804 \\ 0.1714 & 0.1673 & 0.0925 & 0.2649 & 0.1067 & 0.1925 \\ 0.1285 & 0.1768 & 0.1240 & 0.2483 & 0.1215 & 0.1921 \\ 0.1677 & 0.1669 & 0.0949 & 0.2626 & 0.1282 & 0.1759 \\ 0.1421 & 0.1812 & 0.1113 & 0.2390 & 0.1274 & 0.1932 \\ 0.1586 & 0.1587 & 0.1014 & 0.2723 & 0.1175 & 0.1869 \end{bmatrix}$$

$$P(5) = \begin{bmatrix} 0.1537 & 0.1572 & 0.0935 & 0.2519 & 0.1072 & 0.1854 \\ 0.1569 & 0.1709 & 0.1018 & 0.2541 & 0.1214 & 0.1886 \\ 0.1805 & 0.1564 & 0.0863 & 0.2715 & 0.1167 & 0.1786 \\ 0.1631 & 0.1632 & 0.0984 & 0.2665 & 0.1203 & 0.1831 \\ 0.1748 & 0.1611 & 0.0902 & 0.2675 & 0.1219 & 0.1774 \\ 0.1646 & 0.1640 & 0.0975 & 0.2659 & 0.1142 & 0.1875 \end{bmatrix}$$

$$P(6) = \begin{bmatrix} 0.1486 & 0.1601 & 0.0941 & 0.2478 & 0.1124 & 0.1786 \\ 0.1664 & 0.1642 & 0.0957 & 0.2636 & 0.1200 & 0.1823 \\ 0.1539 & 0.1678 & 0.1036 & 0.2577 & 0.1179 & 0.1872 \\ 0.1633 & 0.1642 & 0.0980 & 0.2645 & 0.1175 & 0.1854 \\ 0.1580 & 0.1657 & 0.1012 & 0.2617 & 0.1190 & 0.1854 \\ 0.1614 & 0.1664 & 0.0990 & 0.2605 & 0.1182 & 0.1865 \end{bmatrix}$$

3) 计算各阶自相关系数 R_k 及各步长的马尔可夫链权重指标 W_k .

$$R_1 = \frac{\sum_{a=1}^{n-1} (X_a - \bar{X})(X_{a+1} - \bar{X})}{\sum_{a=1}^{n-1} (X_a - \bar{X})^2}$$

$$= \frac{(X_1 - \bar{X})(X_2 - \bar{X}) + (X_2 - \bar{X})(X_3 - \bar{X}) + \cdots + (X_{48} - \bar{X})(X_{49} - \bar{X})}{(X_1 - \bar{X})^2 + (X_2 - \bar{X})^2 + \cdots + (X_{49} - \bar{X})^2}$$

$$= -0.012$$

经计算得到 $R_2=0.2326$, $R_3=0.1623$, $R_4=0.1396$, $R_5= - 0.0501$, $R_6= - 0.0118$,

$$W_1 = \frac{|R_1|}{\sum_{i=1}^6 |R_i|} = 0.0197$$

经计算得到 $W_2=0.3823$, $W_3=0.2668$, $W_4=0.2295$, $W_5=0.0823$, $W_6=0.0194$,

各阶自相关系数和不同步长的马尔可夫链权重指标如下表 5.4 所示:

表 5.7 各阶自相关系数和不同步长马尔可夫链权重指标

Table5.7 Self correlation coefficients and non synchronous long Markov chain weight index						
步长	1	2	3	4	5	6
R_K	-0.012	0.2326	0.1623	0.1396	-0.0501	-0.0118
W_K	0.0197	0.3823	0.2668	0.2295	0.0823	0.0194

通过加权马尔可夫链预测 12:00:00 之后的 PM_{10} 浓度空间状态。根据表 5.8, 12:10:00 时刻, $\max\{P_i, i \in I\}=0.2235$, $i=4$, 及 PM_{10} 浓度区间为 $81 \leq x < 84$, 而实测值 $86 \in (i=5 \mid 84 \leq x < 87)$, 与实测值偏差 3。表 5.9 为 12:20:00 时刻, $\max\{P_i, i \in I\}=0.3339$, $i=4$ 及 PM_{10} 浓度区间为 $81 \leq x < 84$, 而实测值为 $83 \in i=4 \mid 81 \leq x < 84$, 与实测值相符。

表 5.8 12:10:00 PM_{10} 浓度预测表

Table5.8 The PM_{10} concentration prediction table at 12:10:00

时刻	状态	步长	wk	1	2	3	4	5	6	概率来源
12:00:00	2	1	0.0197	0.1250	0.1250	0.0000	0.1250	0.5000	0.1250	$p^{(1)}$
11:50:00	6	2	0.3823	0.1631	0.1919	0.0825	0.1756	0.2150	0.1706	$p^{(2)}$
11:40:00	1	3	0.2668	0.1084	0.1703	0.1428	0.2620	0.1129	0.1904	$p^{(3)}$
11:30:00	3	4	0.2295	0.1285	0.1768	0.1240	0.2483	0.1215	0.1921	$p^{(4)}$
11:20:00	6	5	0.0823	0.1646	0.1640	0.0975	0.2659	0.1142	0.1875	$p^{(5)}$
11:10:00	4	6	0.0194	0.1633	0.1642	0.0980	0.2645	0.1175	0.1854	$p^{(6)}$
	Pi	加权	和	0.1399	0.1785	0.1080	0.2235	0.1617	0.1816	

表 5.9 12:20:00 PM10 浓度预测表

Table5.9 The PM₁₀ concentration prediction table at 12:20:00

时刻	状态	步长	wk	1	2	3	4	5	6	概率来源
12:10:00	4	1	0.0197	0.0800	0.0800	0.0800	0.3800	0.0000	0.3800	p ⁽¹⁾
12:00:00	2	2	0.3823	0.2063	0.1138	0.0669	0.4138	0.0900	0.1081	p ⁽²⁾
11:50:00	6	3	0.2668	0.1798	0.1559	0.0892	0.2891	0.1318	0.1513	p ⁽³⁾
11:40:00	1	4	0.2295	0.1477	0.1494	0.0805	0.2774	0.1090	0.1804	p ⁽⁴⁾
11:30:00	3	5	0.0823	0.1805	0.1564	0.0863	0.2715	0.1167	0.1786	p ⁽⁵⁾
11:20:00	6	6	0.0194	0.1614	0.1664	0.0990	0.2605	0.1182	0.1865	p ⁽⁶⁾
Pi 加权 和				0.1803	0.1370	0.0784	0.3339	0.1065	0.1489	

以此类推，预测出 12:10:00-21: 00:00 各时刻 PM₁₀ 浓度值，并将其与 PM₁₀ 实测值对比，见图 5.8。

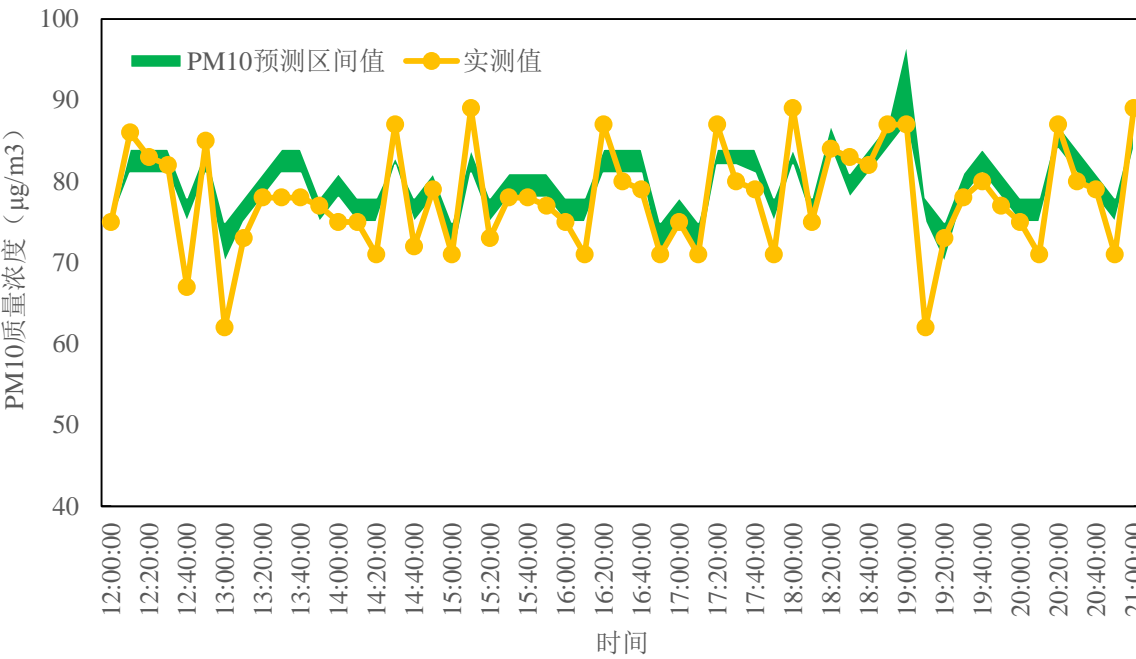


图 5.8 PM₁₀ 实测值与加权马尔可夫链预测值对比

Fig. 5.8 Comparison between monitoring measured value and the weighted Markov chain prediction of PM₁₀

4) 室内 PM10 实测值与加权马尔科夫链预测值的相关性检验

根据表 5.10 中数据, 计算得到预测值下限误差率 - 10.25%~ + 11.54%, 预测值上限误差率为 - 7.64%~ + 19.46%, 即预测值误差率为-10.25%~ + 19.46%。

表 5.10 实测值与预测值平均值

Table 5.10 The average values of measured and predicted

	实测值	预测值下限	预测值上限
最小值	62	70	75
最大值	89	87	95
平均值	77.89	78	81.16

对实测值与预测值进行相关性检验, 结果如表 5.10、5.11 所示, 相关度在 0.805~0.846 之间, 可认为预测方法准确率为 80.5%~84.6%。

表 5.11 实测值与预测值下限的相关性检验

Table5.11 Correlation test between the measured values and lower limit values of the predicted

	实测值	预测值下限
实测值	1	0.846*
预测值下限	0.846*	1

*表示在 0.01 水平（双侧）上显著相关。

表 5.12 实测值与预测值上限的相关性检验

Table5.12 Correlation test between the measured values and upper limit values of the predicted

	实测值	预测值下限
实测值	1	0.805*
预测值上限	0.805*	1

*表示在 0.01 水平（双侧）上显著相关。

5) 马尔科夫链平稳分布和遍历性检验

假设马尔可夫链 $\{X_n, n \geq 0\}$ 的转移矩阵概率为 $P = (P_{ij})$, 若非负数列 $\{\omega_j\}$ 满足 $\sum_{j=0}^{\infty} \omega_j = 1$, $\omega_j = \sum_{j=0}^{\infty} \omega_j P_{ij}$, $j = 0, 1, 2, \dots$, 则称 $\{\omega_j, j \in I\}$ 是马尔科夫 $\{X_n, n \geq 0\}$ 的平稳分布数列。

假设存在一马尔可夫链 $\{X_n, n \geq 0\}$ 有限状态空间 $I = \{1, 2, \dots, N\}$, 当 $n_a^+ \in \mathbb{Z} > 0$, 使对一切 $i, j \in I$, 都有 $P_{ij}(n_a) > 0$, 则可证明该马尔科夫链满足遍历性^[60]。

通过对上述室内 PM_{10} 浓度数据的整理分析，确定其马尔可夫链是齐次的，证明其与初始时刻无关，将其进行转移概率矩阵为：

$$P(1) = \begin{bmatrix} 0 & 0.33 & 0.33 & 0 & 0.22 & 0.11 \\ 0.125 & 0.125 & 0 & 0.125 & 0.5 & 0.125 \\ 0.6 & 0 & 0 & 0.4 & 0 & 0 \\ 0.08 & 0.08 & 0.08 & 0.38 & 0 & 0.38 \\ 0.33 & 0 & 0 & 0.67 & 0 & 0 \\ 0.125 & 0.375 & 0.125 & 0.125 & 0 & 0.25 \end{bmatrix}$$

$$P(2) = \begin{bmatrix} 0.3256 & 0.0825 & 0.0138 & 0.3344 & 0.1650 & 0.0688 \\ 0.2063 & 0.1138 & 0.0669 & 0.4138 & 0.0900 & 0.1081 \\ 0.0320 & 0.2300 & 0.2300 & 0.1520 & 0.1320 & 0.2180 \\ 0.1359 & 0.2093 & 0.1043 & 0.2339 & 0.0576 & 0.2582 \\ 0.0536 & 0.1625 & 0.1625 & 0.2546 & 0.0726 & 0.2909 \\ 0.1631 & 0.1919 & 0.0825 & 0.1756 & 0.2150 & 0.1706 \end{bmatrix} > 0$$

即对于 2 步转移概率矩阵中，任意 $P_{ij} > 0$ ，此时马尔科夫链是遍历的。这是该马尔可夫链的平稳分布 $\{\omega_j, j=1, 2, 3, 4, 5, 6\}$ 。

$$(\omega_1 \omega_2 \omega_3 \omega_4 \omega_5 \omega_6) \begin{bmatrix} 0 & 0.33 & 0.33 & 0 & 0.22 & 0.11 \\ 0.125 & 0.125 & 0 & 0.125 & 0.5 & 0.125 \\ 0.6 & 0 & 0 & 0.4 & 0 & 0 \\ 0.08 & 0.08 & 0.08 & 0.38 & 0 & 0.38 \\ 0.33 & 0 & 0 & 0.67 & 0 & 0 \\ 0.125 & 0.375 & 0.125 & 0.125 & 0 & 0.25 \end{bmatrix} = (\omega_1 \omega_2 \omega_3 \omega_4 \omega_5 \omega_6) \quad (5.7)$$

$$\omega_1 + \omega_2 + \omega_3 + \omega_4 + \omega_5 + \omega_6 = 1 \quad (5.8)$$

上面两式联立得：

$$\begin{cases} \omega_1 = 0.125\omega_2 + 0.6\omega_3 + 0.08\omega_4 + 0.33\omega_5 + 0.125\omega_6 \\ \omega_2 = 0.33\omega_1 + 0.125\omega_2 + 0.08\omega_4 + 0.375\omega_6 \\ \omega_3 = 0.33\omega_1 + 0.08\omega_4 + 0.125\omega_6 \\ \omega_4 = 0.125\omega_2 + 0.4\omega_3 + 0.38\omega_4 + 0.67\omega_5 + 0.125\omega_6 \\ \omega_5 = 0.22\omega_1 + 0.5\omega_2 \\ \omega_6 = 0.11\omega_1 + 0.125\omega_2 + 0.38\omega_4 + 0.25\omega_6 \\ \omega_1 + \omega_2 + \omega_3 + \omega_4 + \omega_5 + \omega_6 = 1 \end{cases}$$

解该方程组得： $\omega_1=0.1640$ ， $\omega_2=0.1675$ ， $\omega_3=0.0985$ ， $\omega_4=0.2643$ ， $\omega_5=0.1198$ ， $\omega_6=0.1859$ 。结果表明，在之后时刻，室内 PM_{10} 浓度水平处在 4 状态下概率最大，处于 3 状态下概率最小。

表 5.13 12:10:00—21:00:00 时间段内状态点频次预测值

Table5.13 state point frequency prediction from 12:10:00-21:00:00

ω	状态点	区间	次数
$\omega_1=0.1640$	1	$x < 75$	9
$\omega_2=0.1675$	2	$75 \leq x < 78$	10
$\omega_3=0.0985$	3	$78 \leq x < 81$	7
$\omega_4=0.2643$	4	$81 \leq x < 84$	14
$\omega_5=0.1198$	5	$84 \leq x < 87$	7
$\omega_6=0.1859$	6	$x \geq 87$	8

对 12:10:00—21:00 时段内状态点累积数统计得表 5.10，其中状态点 4 次数最多，为 14 次，其次分别是状态点 2，状态点 1，状态点 6，最后为 5 和 3，与预测结果基本一致。

5.3 本章小结

本章基于马尔可夫链法对已改造室内 PM_{10} 质量浓度进行预测。从学习马尔可夫链基本理论出发，根据马尔可夫链预测方法，利用一天中室内 PM_{10} 质量浓度监测数据（4:00:00-12:00:00），对监测的 PM_{10} 质量浓度进行细化分级，取 6 阶的自相关系数作为衡量 PM_{10} 质量浓度的权重，以不同步长的加权马尔可夫链对一天内之后各时刻（12:00:00-21:00:00） PM_{10} 质量浓度进行预测，预测值与监测值相关度在 0.805~0.846，预测值误差率为-10.25%~ + 19.46%。

6 结论与展望

6.1 结论

论文以首钢料仓作为原有工业建筑的典型建筑，并对一同一功能分区已改造建筑作为对比，以两栋建筑室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 质量浓度水平为研究对象。通过一个月的实时监测，分别对未改造料仓室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 质量浓度，已改造对比建筑 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 质量浓度的总体水平进行对比、颗粒物之间相关性进行分析。并在室外 PM_{10} -NORM、 PM_{10} -20%、 PM_{10} -50% 三种水平下对两栋建筑室内外颗粒物浓度进行对比研究，发现室外 PM_{10} 不同水平下，工业区室内外颗粒物超小时数存在伊规律，并对工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 标准限值做出探讨，然后通过 Airpak 软件分别对其室内进行速度场、空气龄、浓度场的数值模拟研究，进行双向验证。最后运用加权马尔可夫链法，对已改造建筑室内 PM_{10} 质量浓度进行预测。

论文的主要工作及结论如下：

1) 未改造料仓室内外污染水平较高， $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 污染水平高于国家标准水平 0.5~1.1 倍。料仓内 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的日均质量浓度平均值分别为 $106.5 \pm 33.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $153.0 \pm 43.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ；料仓外 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的日均质量浓度平均值分别为 $152.0 \pm 48.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $204.0 \pm 69.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。总体来看，室外超标较室内严重， $\text{PM}_{2.5}$ 超标情况较 PM_{10} 严重，料仓外首要污染物是 PM_{10} ，料仓内主要污染物是 $\text{PM}_{2.5}$ 。

2) 已改造对比建筑室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} ，除室外 $\text{PM}_{2.5}$ 日均质量浓度平均值为 $110.6 \pm 54.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 高于国家限定标准 $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 外，其余均低于国家限定标准。室内 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 的日均质量浓度平均值分别为 $62.3 \pm 34.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $86.0 \pm 36.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ；室外 PM_{10} 的日均质量浓度平均值为 $145.8 \pm 68.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

3) 将未改造料仓与已改造建筑进行对比，室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 质量浓度日均值均存在不同程度的下降，其中对比建筑室内 $\text{PM}_{2.5}$ 由改造前超标 42.05% 降低至低于标准浓度值 17%，降幅达 59.05%，降幅最大，而降幅最小的室外 PM_{10} 的降幅也达为 39.81%。室内 PM_{10} 降幅为 44.72%，室外 $\text{PM}_{2.5}$ 降幅为 55.19%。经过改造， $\text{PM}_{2.5}$ 降幅较 PM_{10} 更大。

4) 随室外 PM_{10} -50% 依次下降到 PM_{10} -20% 和 PM_{10} -NORM 三种水平下，料仓室内 $\text{PM}_{2.5}$ 的超标小时数基本呈指数分布降低，料仓室外 $\text{PM}_{2.5}$ 和料仓室内 PM_{10} 超标小时数不能得到很好衡量，料仓室外 PM_{10} 基本呈线性降低。通过假设三种工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 与相关标准限值对比，发现将原有限定值 $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，上调至 $95 \mu\text{g}/\text{m}^3 \sim 115 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 之间，能更好的对工业区室外 $\text{PM}_{2.5}$ 进行衡量。

5) 通过 Airpak 软件, 对未改造料仓和已改造建筑进行数值模拟, 得到其内部在 $Z=1.5\text{m}$ 平面处 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 的范围浓度与实测值相接近, 基本能够反映其浓度水平, 证明了模型的准确性和用 Airpak 对料仓内部颗粒物模拟的可行性, 也说明了通过高窗对开措施, 形成的穿堂风对室内空气质量有明显改善作用。

6) 考虑到影响室内颗粒物浓度水平的因素较多且影响程度不一致, 在忽略气象因素和室内源因素的影响下, 运用加权马尔科夫链对室内 PM_{10} 浓度进行预测。通过对比监测值与预测值, 发现加权马尔可夫链对室内颗粒物浓度进行范围预测拟合性较好, 预测值与监测值相关度在 $0.805\sim 0.846$, 预测值误差率为 $-10.25\%\sim +19.46\%$ 。

6.2 展望

但是由于条件、时间所限, 本文仍然存在很多需要修正完善之处, 因此后续相关研究可参考以下几个方面, 主要包括:

1) 在评价原有工业建筑改造前后室内外颗粒物浓度水平和预测室内颗粒物浓度时, 大量的监测数据和多种不同建筑类型是分析的基础, 本文的研究基于未改造料仓和已改造对比建筑为期 1 个月的室内外 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 监测数据, 数据量偏小。所以在日后的研究中, 应根据实际情况制定长期的、季节性的监测计划并选择其他具有代表的原有工业建筑改造工程进行监测对比分析, 以获取大量的多元化的数据支持。

2) 在对颗粒物质量浓度的研究同时, 应对颗粒物的理化特性, 包括颗粒物数量浓度、化学组分、粒径分布规律等特性参数进行研究, 分析特性参数与颗粒物浓度水平之间的关联程度, 进一步探究符合室内颗粒物的传输过、转化过程。

3) 在第四章 Airpak 软件只对已改造建筑采用的对开高窗措施, 仅一种开口形式进行模拟, 在以后研究中, 可以对其多种开口形式进行模拟, 找出其中最优方案, 可能对改善料仓内部颗粒物环境作用更好。

致 谢

首先衷心感谢导师李楠副教授对我的谆谆教诲和悉心关怀，导师的鼓励和督促使得我能够在枯燥的研究中坚持下来，顺利完成本论文，可以说没有导师的信任与鼓励就没有本论文的完成。论文的撰写无不倾注着导师的汗水和心血，导师严谨的治学态度、独特的见解和思想以及无私的奉献精神使我深受启迪。从课题的选择到终稿的完成，李楠老师都给予了我极大的关怀与帮助，在此我要对李老师说声谢谢。

还要衷心感谢重庆大学的刘红老师、罗庆老师、阳东老师对我论文开题的指导和帮助，谢谢在我硕士学习阶段给予我大量的指导和帮助。

衷心感谢高亚锋老师、喻伟老师在我硕士阶段在学习和生活上的教导和帮助，两位师兄让我从懵懵懂懂中逐渐对专业前景和生活态度有了全新的认识和体会。

感谢我的同学刘皓、王健、谢文华、李芸、刘庆、朱荣鑫、吴亢、范银涛以及范瑞娟、李俊橙、罗金卓、马季、温迪凡、罗天、曾凡芝等师兄姐妹，谢谢你们在我生活和学习上给予的帮助和关心。

感谢我的舍友陈浩、郭伟、唐詠，谢谢你们在我论文写作最后期间的理解与支持。

特别感谢含辛茹苦抚养我的家人、我爱的人和爱我的人一直以来无微不至的关心和支持，使我能够顺利的完成学业。

最后，衷心地感谢百忙中审阅本论文以及参加论文答辩的各位专家、教授！

纪如飞

二〇一四年五月 于重庆

参考文献

- [1] 中华人民共和国国务院办公厅, 东北振兴“十二五”规划[Z], 2012 年
- [2] 中国科学院, 东北环境污染形成机理与生态修复研究启动[Z], 2005 年
- [3] 周民良. 中国城市的环境污染与可持续性发展[J]. 中国地质大学学报(社会科学版) 18 (15) : 50-56.
- [4] 林肇信, 刘天齐, 刘逸农. 环境保护概念[M]. 北京: 高等教育出版社. 1999
- [5] Nevers N. Air pollution Control Engineering [M]. 北京: 清华大学出版社, 2005. 238-240.
- [6] DW Dockery, CA Pope, X Xu, et al. An association between air pollution and mortality in six US cities. New England Journal of Medicine, 1993, 329:1753-1759.
- [7] CA Pope III, RT Burnett, MJ Thun, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. Journal of the American Medical Association, 2002, 287(9):1132-1141.
- [8] Noble C A, Mukerjee S, Gonzales M, et al. Continuous measurement of fine and ultrafine particulate matter, criteria pollutants and meteorological conditions in urban El Paso, Texas. Atmospheric Environment, 2003, 37:827-840.
- [9] RM Burton, HH Suh, P Koutrakis. Spatial variation in particulate concentrations within metropolitan Philadelphia. Environmental Science and Technology, 1996, 30(2):400-407.
- [10] Meng Q, Turpin B J, Korn L, et al. Influence of ambient (outdoor) sources on residential indoor and personal PM_{2.5} concentrations: Analysis of RIOPA data [J]. Journal of Exposure Analysis and Environment Epidemiology, 2005, 15(1):17-28.
- [11] Harrison RM, Jones M, Collins G. Measurements of the physical properties of particles in the urban atmosphere. Atmospheric Environment, 1999, 33(2):309-321.
- [12] Marconi A, Cattani G, Cusano M, et al. Two-Years of fine and ultrafine particles measurements in Rome, Italy. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A, 2007, 70:213-221.
- [13] Gehrig R, Buchmann B. Characterizing seasonal variations and spatial distribution of ambient PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations based on long-term Swiss monitoring data. Atmospheric Environment, 2003, 37(19):2571-2580.
- [14] Cyrus J, Pitz M, Bischof W, et al. Relationship between indoor and outdoor levels of fine particle mass, particle number concentrations and black smoke under different ventilation conditions[J]. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 2004, 14(4):275-283.

- [15] Tirthankar Banerjee, Rajeev Kumar Srivastava. Evaluation of environmental impacts of Integrated Industrial Estate—Pantnagar through application of air and water quality indices [J]. *Environ Monit Assess*, (2011)172:547-560.
- [16] 吴国平, 胡伟, 滕恩江等. 我国四城市空气中 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 的污染水平[J]. *中国环境科学*, 1999, 19 (2) : 133-137.
- [17] 宋艳玲, 郑永红, 张永山等. 2000-2002 年北京市大气污染特征分析[J]. *应用气象学报*, 2005, S1(16):116-122.
- [18] 黄鹂鸣, 王格慧, 高士祥, 王连生等. 南京市空气中颗粒物 PM₁₀、PM_{2.5} 污染水平[J]. *中国环境科学*, 2002, 22 (4) : 334-337.
- [19] Wang XH, Bi XH, Sheng GY, et al. Hospital indoor PM₁₀/PM_{2.5} and associated trace elements in Guangzhou, China. *Science of the Total Environment*, 2006, 366(1):124-135.
- [20] Chao CY, Wong KK, Cheng EC. Size distribution of indoor particulate matter in 60 homes in Hong Kong. *Indoor and Built Environment*, 2002, 11(1):18-26.
- [21] Lee H S, Kang B W, Cheong J P, et al. Relationship between indoor and outdoor air quality during the summer season in Korea [J]. *Atmospheric Environment*, 1997, 31(11):1689-1693.
- [22] Koch M, Stotz HU, Bishop JG , et al. Identification of target amino acids that affect interactions of fungal polygalacturonases and their plant inhibitors[J]. *Physiological and Molecular Plant Pathology*, 2000, 56(3):117-130.
- [23] Englert N. Fine particles and human health —a review of epidemiological studies[J]. *Toxicology Letters*, 2004, 149:235-242.
- [24] Qiang N. Urban air quality control and management [M]. Beijing Science Press(in chinese)
- [25] Dougals W. Dockery, Joel Schwartz, John D. Spengler. Air pollution and daily mortality: Associations with particulates and acid aerosols[J]. *Environmental Research*, 1992, 59(2):362-373.
- [26] R.Meininghaus and T.Salthammer. Interacion of volatile organic compounds with indoor materials—a small scale screening meethod. *Atmospheric Environment*, 1999, 33:2335-2401
- [27] 李令军, 李金香, 辛连忠等.北京市春节期间大气污染分析[J].*中国环境科学*, 2006, 26(5): 537-541.
- [28] A Nemmar, PHM Hoet, B Vanquickenborne, et al. Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. *Circulation*, 2002, 150(4):411-414.
- [29] 刘大猛, 李云勇, 蒋佰坤等.北京首钢地区大气颗粒物中有机污染物的初步研究[J].*地球科学-中国地质大学学报*, 2003, 28 (3) : 275-280.
- [30] Monn C, Fuchs A, Hogger D, et al. Particulate matter less than PM₁₀ and fine particles less than PM_{2.5}: relationship between indoor, outdoor and personal concentrations[J]. *The*

- Science of the Total Environment, 1997, 208(1):15-21.
- [31] Harrion R M, Deacon A R, Jones M R. Sources and processes affecting concentrations of PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter in Birmingham(U.K.)[J]. Atmospheric Environment, 1997, 31(24):4103-4117.
- [32] Thatcher T.L, Lai A. C.K, Rosa Moreno-Jackson, et al.Effects of room furnishings and air speed on particle deposition rates indoors. Atmospheric Environment.2002, 36(11):1811-1819.
- [33] 于建华, 时建纲, 李海军, 王欣等. 北京地区 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 质量浓度的变化特征[J].环境科学研究, 2004, 1(17):45-47.
- [34] 纪忠萍, 罗森波, 邝建新, 罗秋红, 陈敏升等. 广州市空气污染的变化特征及预报[J].热带气象学报, 2006, 6(22):574-580.
- [35] 童饶青.南京地区霾天气及其污染特征分析[D].南京: 南京信息工程大学, 2008.
- [36] 隋珂珂, 王自发, 谢付莹, 赵越等. 北京 PM₁₀ 持续污染及与常规气象要素的关系[J].环境科学研究, 2007, 6 (20) : 77-82.
- [37] 孟晓艳, 王瑞斌, 李建军, 解淑艳, 郑皓皓等. 我国空气污染现状及对空气质量日报改进的思考[J].2011, 1(3):249-254.
- [38] Ramachandran G, Adgate J. L., Hill N., et al. Comparison of short-term variations (15-minute averages) in outdoor and indoor PM_{2.5} concentrations [J]. Journal of the Air&Waste Management Association, 2000, 50(7):1157-1166.
- [39] Jones N.C., Thornton C. A., Mark D., et al. Indoor/outdoor relationships of particulate matter in domestic homes with roadside, urban and rural locations [J]. Atmospheric Environment, 2000, 34 (6) : 2603-2612.
- [40] Lee S.C., Li W-M. Ao C-H. Investigation of indoor air quality at residential homes in Hong Kong - case study [J]. Atmospheric Environment, 2002, 36 (2) : 225-237.
- [41] Rojas-Bracho L., Suh H. H., Koutrakis P. R Relationships among personal, indoor, and outdoor fine and coarse particle concentrations for individuals with COPD [J]. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 2000, 10 (3) : 294-306.
- [42] Abt E., Suh H. H., Catalano P., et al. Rrlative contribution of outdoor and indoor particle sources to indoor concentrations [J]. Environment Science & Technology, 2000, 34(17):3579-3587.
- [43] Long C.M., Suh H. H., Koutrakis P. Characterization of indoor particle sources using continutous mass and size monitors [J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2000, 50(7):1236-1250.
- [44] Geller M. D., Chang M., Sioutas C., et al. Indoor/outdoor relationship and chemical

- composition of fine and coarse particles in the southern California deserts [J]. Atmospheric Environment, 2002, 36(6):1099-1110.
- [45] Kopperud R. J., Ferro A.R., Hildemann L. M. Outdoor versus indoor contributions to indoor particulate matter (PM) determined by mass balance methods [J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2004, 54(9):1188-1196.
- [46] Morawska L., Salthammer T. Indoor environment: Airborne particles and settled dust [M]. Wiley-vch GmbH&Co. KGaA, Weinheim. 2004.31-35.
- [47] 王福军. 计算流体动力学分析[M]. 北京: 清华大学出版社, 2004.
- [48] 张引弟. 室内颗粒物行为的数值分析[D]. 武汉: 武汉科技大学, 2007.
- [49] T Slini, A Kaprara, K Kaaratzas, et al. PM10 forecasting for Thessaloniki, Greece. Environmental Modelling&Software, 2006, 21 (4) : 559-565.
- [50] Zanetti P. Air Pollution Modeling. Theories, Computational Methods and Available Software. NY: Computational Mechanics Publications, 1990.
- [51] 田胜元, 萧日嵘. 实验设计与数据处理[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2000
- [52] 盛骤, 血石千, 潘乘毅. 概率论与数理统计[M]. 北京: 高等数学出版社, 2001
- [53] 刘朔. 高层建筑室外气流场的模拟研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2007.
- [54] 陈义良. 湍流计算模型[M]. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 1991.
- [55] 王福军. 计算流体动力学分析[M]. 北京: 清华大学出版社, 2004.
- [56] 王家生, 刘嘉焜. 随机过程基础[M]. 天津: 天津大学出版社, 2003.
- [57] 张宸, 林启太. 马尔可夫链理论在矿区降水灾害预测中的应用[J]. 国外建筑学报, 2004, 4 (1) :125-128
- [58] 周振民, 马尔可夫链理论在灌溉工程运行及效益分析中的应用[J]. 中国农村水利水电, 2001, 9 (12): 99-102.
- [59] 郑文瑞, 王新代, 纪昆. 马尔可夫链理论在水污染状态风险评价中的应用[J]. 吉林大学学报, 2003, 12 (1): 120-124.
- [60] 张润楚, 胡国定. 多元数据分析方法—纯代数处理[M]. 天津: 南开大学出版社, 1990: 308-312.

附 录

作者在攻读硕士学位期间发表的论文

- [1] 纪如飞, 李楠. 工业料仓改造前后颗粒物浓度水平及其相关性[J]. 中国科技论文在线, 201404-450.

