

蒸汽相变协同湿法烟气脱硫系统中 烟气温湿度变化特性

熊桂龙¹, 辛成运², 杨林军¹, 陆斌¹

(1. 东南大学能源与环境学院, 江苏省南京市 210096;

2. 中北大学化工与环境学院, 山西省太原市 030051)

Temperature and Humidity Characteristics of Flue Gas From Combined Wet Flue Gas Desulfurization System and Heterogenous Condensation

XIONG Guilong¹, XIN Chengyun², YANG Linjun¹, LU Bin¹

(1. School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, Jiangsu Province, China;

2. School of Chemical Engineering and Environment, North University of China, Taiyuan 030051, Shanxi Province, China)

ABSTRACT: An experimental investigation on the flue gas temperature and humidity characteristics at the outlet of desulfurization scrubber was conducted. Influence of the operating parameters for typical wet flue gas desulfurization (WFGD) technology of limestone-gypsum processes on flue gas temperature and humidity measured by a Vaisala-HMT337 type temperature and humidity sensor were analyzed. The experimental results show that increased temperature of the scrubbing liquid brings a higher relative humidity and temperature of flue gas. An increase in liquid-to-gas ratio causes a greater relative humidity but a lower temperature of flue gas, which is opposite to the inlet temperature of flue gas. The supersaturated water vapor environment established in flue gas has a great influent on the removal efficiency of fine particles, so a mathematical model for ideal mixing between high humidity flue gas and water vapor was established and numerically analyzed by MATAALBA software. The simulation results indicate that the degree of super-saturation of the flue gas added steam increases with the increasing amount of vapor and humidity of the original flue gas, but evidently decreases with the increasing temperature of the original flue gas. The supersaturated water vapor environment can be formed in flue gas by optimizing the operating parameters of wet flue gas desulfurization system and adding some amount of steam, in

which fine particles could be promoted to grow up and then removed by a demister mounted at the top of the steam phase-change chamber.

KEY WORDS: heterogeneous condensation; wet flue gas desulfurization; fine particles; removal; temperature and humidity

摘要: 以燃煤锅炉产生的含尘热烟气为对象, 针对石灰石-石膏法湿法烟气脱硫(wet flue gas desulfurization, WFGD)工艺, 采用 Vaisala-HMT337 型温湿度变送器测试仪器, 考察了脱硫操作条件对脱硫净烟气温湿度的影响规律; 借助 MATAALBA 软件计算分析了脱硫净烟气与蒸汽在脱硫塔顶部的相变室内混合过程中过饱和和水气环境的形成规律。研究结果表明: 脱硫塔出口净烟气相对湿度随液气比和脱硫浆液温度的增大而提高, 净烟气温度随液气比的增大而降低、随浆液温度的升高而升高; 添加蒸汽后混合烟气的过饱和度随脱硫净烟气相对湿度和蒸汽添加量的增加而增大, 随脱硫净化烟气温度的升高而减小。通过优化脱硫操作条件辅以添加适量蒸汽, 可以在脱硫塔顶部的相变室建立细颗粒物凝结长大所需的过饱和和水气环境, 促进细颗粒物核化凝结长大并脱除。

关键词: 蒸汽相变; 湿法烟气脱硫; 细颗粒物; 脱除; 温湿度

0 引言

我国的能源消费结构以煤为主, 其中火电厂用煤量占煤炭消耗总量的 62% 左右^[1]。煤炭燃烧除了排放大量 SO_x、NO_x 等酸性气体以外, 还向大气中排放大量的颗粒物^[2-3], 尤其是空气动力学直径小于

基金项目: 国家高技术研究发展计划项目(2008AA05Z306); 江苏省自然科学基金项目(BK2008283)。

The National High Technology Research and Development of China (2008AA05Z306); Natural Science Foundation of Jiangsu Province (BK2008283).

2.5 μm 的 $\text{PM}_{2.5}$ 细颗粒，由于其比表面积大，易富集大量有毒重金属元素^[4]，而常规除尘技术对其难以有效捕集。因此，控制燃煤电厂细颗粒排放是迫切需要解决的问题。

目前控制 $\text{PM}_{2.5}$ 的主要途径是在除尘器前设置预处理设施，使其通过物理或化学作用长大成较大颗粒后加以脱除。其中，利用过饱和水气在细颗粒物表面的核化凝结是促使细颗粒物长大的重要措施，已有较多报道。1974 年，美国 Calvert S 等^[5]进行了在模拟废气中添加蒸汽使之达到饱和，然后用筛板塔脱除 Fe_2O_3 微粒($d_p < 2 \mu\text{m}$)的研究。Heidenreich S 等^[6-7]先使含 NaCl 、石英或石蜡油等亚微米级微粒的气流达到饱和，然后进入多级串连的填料塔，各塔交替用热水、冷水喷淋，研究发现除石蜡油外，其余微粒均可达到 90% 以上的脱除效率。

目前，大部分燃煤电厂配有湿法烟气脱硫系统(wet flue gas desulfurization, WFGD)，脱硫后烟气可达到或接近饱和状态，仅添加少量蒸汽就可建立水气在细颗粒物表面核化凝结所需要的过饱和环境，从而促使燃煤烟气中细颗粒物凝结长大后再由除雾器高效脱除。因此，将蒸汽相变技术与湿法烟气脱硫系统结合是控制细颗粒物排放技术中最有可能实现工程应用的途径之一。国内外的相关研究结果表明：WFGD 系统对大颗粒有较好的脱除效果，但对细颗粒脱除效率很低^[8-13]。凡凤仙等数值预测了水蒸气在燃煤细颗粒物和垃圾焚烧可吸入颗粒物表面的异质核化特性，并研究了喷淋洗涤塔内水气饱和度的分布^[14-16]。

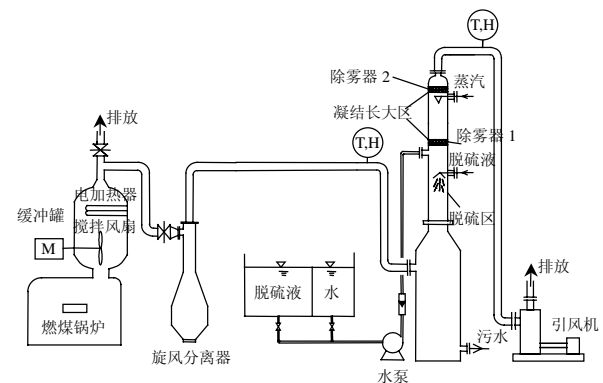
应用蒸汽相变协同湿法烟气脱硫系统脱除细颗粒的关键在于建立一个水气饱和度高于细颗粒成核临界饱和度的过饱和水气场。本文以燃煤含尘烟气为研究对象，实验研究了脱硫塔进口烟温、脱硫浆液温度及液气比等操作参数对湿法脱硫净烟气温湿度的影响规律，并编程计算了脱硫净化烟气温湿度、蒸汽添加量等对混合气中建立过饱和水气场的影响规律，为应用蒸汽相变促进脱硫净化烟气中细颗粒物脱除提供理论基础。

1 试验部分

1.1 试验系统

试验系统如图 1 所示，主要由含细颗粒烟气发生系统、缓冲罐、扩散式旋风除尘器、烟气湿度调节室、脱硫洗涤塔、相变室、测试控制系统等组成。

由全自动燃煤锅炉产生的含尘烟气经缓冲罐



T、H—温度、湿度测点。

图 1 实验系统示意图

Fig. 1 Schematic diagram of experimental system

进入扩散式旋风除尘器，脱除粗颗粒($d_p \geq 10 \mu\text{m}$)后，进入喷淋脱硫塔，在喷淋塔脱硫区内气液逆流接触进行热质传递，经脱硫后处于或接近饱和状态的高湿净化烟气经除雾器 1 进入塔上部的相变室，向相变室内添加少量的蒸汽形成过饱和水气环境使细颗粒核化凝结长大，长大后的细颗粒经设置在相变室顶部的除雾器 2 进行脱除，脱除细颗粒后的脱硫净化烟气经引风机外排。

1.2 试验测试方法

在脱硫洗涤塔前后分别设有温湿度测点，采用 Vaisala-HMT337 型温湿度变送器(精度：湿度 $\pm 1\% \text{RH}$ ，温度 $\pm 0.2^\circ\text{C}$)分别测定脱硫塔进出口烟气温度和相对湿度。缓冲罐内装有搅拌风扇和电加热线，用于保证烟尘浓度及粒径分布的稳定性和调节烟气温度；燃煤烟气中 SO_2 浓度由德国 MRU 公司的 Delta 2000CD-IV 型烟气分析仪(SO_2 精度： $\pm 5 \times 10^{-6}$)实时测定。

1.3 试验颗粒

试验用的燃煤 PM_{10} 微粒由全自动燃煤锅炉产生，燃用煤种为无烟煤。产生的细颗粒大多呈表面粗糙的球形结构，大小较为均匀，颗粒之间相互堆积在一起，主要成分有 Si、Al、Ca、O 等元素，占 75.99%，其余为 Na、Mg、S、K 等次要元素，从其主要元素的种类可知燃煤细颗粒主要是难溶于水的硅铝质矿物颗粒^[17]。

图 2 为燃煤细颗粒的数量、质量浓度分布。可以看出颗粒数量浓度为单峰分布，数量浓度峰值粒径出现在 $0.04 \sim 0.30 \mu\text{m}$ 之间，颗粒数量浓度的峰值达到 10^7 个/ cm^3 。而质量浓度主要集中在较大粒径范围。

2 实验结果与分析

2.1 液气比对湿法脱硫净烟气温湿度的影响

实验采用脱硫浆液循环喷淋，用电加热器和热

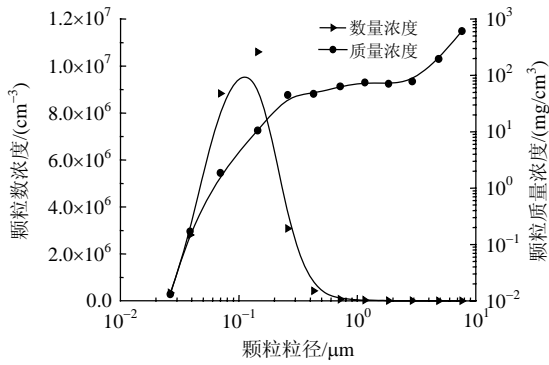


图2 燃煤颗粒的数量和质量浓度分布
Fig. 2 Number and Mass concentration distribution of fine particles from coal combustion

电偶控制循环浆液的温度恒定, 误差在 $\pm 1^\circ\text{C}$; 进口烟气温度 120°C , 绝对湿度 6 g/m^3 , 空塔气速约为 3.0 m/s ; 浆液温度分别为 $34、44$ 和 54°C ; 液气比分别为 $4、6、9、12\text{ L/m}^3$ 。图3为不同液气比条件下, 脱硫塔出口净烟气相对湿度和温度的测试结果。

由图3可见, 随着液气比增加, 脱硫净化烟气相对湿度增加, 在液气比较低时, 相对湿度随液气比的增加近似线性增加, 当液气比较大时, 湿度变化趋于平缓; 脱硫塔出口烟气的温度变化规律却相反, 先是以较大的速率近似线性降低, 后趋于稳定值。这是因为, 当液气比较小时, 浆液总蒸发量较小, 气液间保持较大传质驱动力, 从而使烟气湿度随液气比的增加而线性增加, 当液气比大于 9 L/m^3

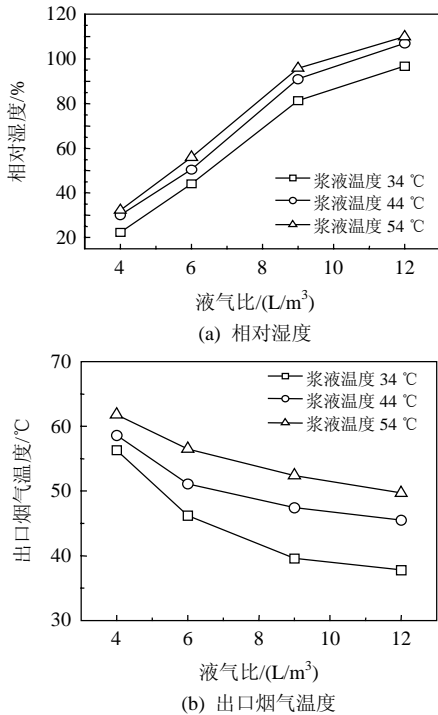


图3 液气比对湿法脱硫净烟气温湿度影响特性
Fig. 3 Temperature and humidity of desulfurated flue gas at different liquid-gas ratio

时, 洗涤过程浆液蒸发量较大, 气液之间的传热动力变小, 从而脱硫净烟气温度也趋于稳定值。因此, 在保持较高脱硫效率和经济性的前提下, 液气比存在一个较佳值, 超过这个值后, 液气比的增加对脱硫净烟气的增湿能力基本保持不变。

2.2 脱硫浆液温度对湿法脱硫净烟气湿度的影响

实验参数和测定方法同 2.1; 图4为不同浆液温度条件下, 脱硫塔出口净烟气相对湿度和温度的测试结果。

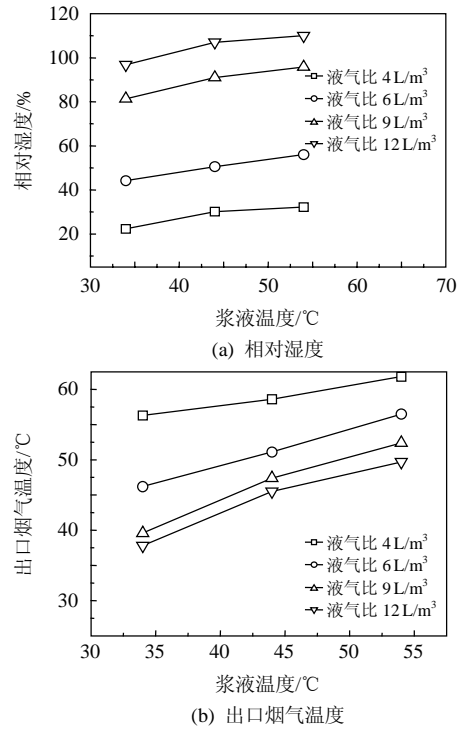


图4 脱硫液温度对湿法脱硫净烟气温湿度影响特性
Fig. 4 Temperature and humidity of desulfurated flue gas at different slurry temperature

由图4可见, 在本实验参数范围内, 随着浆液温度的增加, 净烟气相对湿度和烟温均增加。在喷淋塔脱硫区内气液逆流接触进行热质传递, 浆液温度升高, 可以提高脱硫液蒸发传质动力, 有利于水的蒸发, 提高了塔出口净烟气的绝对湿度。当烟气进口温度一定时, 增加浆液温度有利于提高洗涤过程中湿烟气的温度。提高脱硫浆液温度提高了塔出口净烟气的绝对湿度和温度, 前者有利于净烟气形成饱和水气环境而后者相反, 实验结果表明, 提高浆液温度能提高塔出口净烟气的相对湿度。

2.3 脱硫塔进口烟温对湿法脱硫净烟气湿度的影响

进口烟气温度分别为 $100、120$ 和 140°C , 绝对湿度 6 g/m^3 , 空塔气速约为 3.0 m/s ; 液气比为 9 L/m^3 , 浆液温度分别为 $34、44^\circ\text{C}$ 。图5为不同进

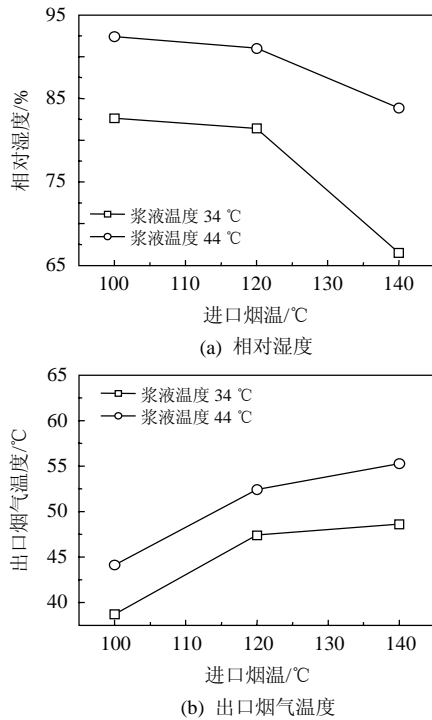


图 5 塔进口烟温对湿法净烟气温湿度的影响特性
Fig. 5 Temperature and humidity of desulfurated flue gas at different temperature of inlet flue gas

口烟气温下, 脱硫净烟气相对湿度和温度的测试结果。

由图 5 可见, 随着进口烟气温度的升高, 脱硫塔出口净烟气的温度先升高, 后趋于平缓; 相对湿度随进口烟温的升高而急骤下降, 这是由于烟温的升高, 增大了烟气的饱和含湿量, 提高了烟气的吸湿能力, 使得烟气的相对湿度减小。所以, 可以适当降低进口烟气温来提提高脱硫塔出口烟气的饱和度。

3 脱硫净烟气与蒸汽混合过程中过饱和水气环境的形成特性

3.1 数值计算方法

为使问题简化, 在对脱硫净化烟气与蒸汽混合过程进行计算分析之前, 做如下假设:

1) 假设使用的蒸汽为干饱和蒸汽, 忽略蒸汽添加过程中的冷凝, 蒸汽的焓计算采用实际气体模型;

2) 假设脱硫净化湿烟气与蒸汽在相变室内的混合过程为绝热过程;

3) 为计算添加蒸汽后湿烟气的过饱和度, 假设添加蒸汽后的湿烟气不发生核化凝结作用, 即假设烟气中的蒸汽达到过饱和后不发生集态的变化。

根据假设可知, 湿烟气与水蒸气混合前后的总焓值不变, 且水蒸气在混合前后质量保持不变, 所以根据质量和能量守恒方程, 即可确定混合后湿空气的温湿度。

能量守恒方程:

$$m_1 h_1 + m_2 h_2 = m_3 h_3 \quad (1)$$

质量守恒方程:

$$m_1 + m_2 = m_3 \quad (2)$$

式中: m_1 、 h_1 分别为混合前脱硫净烟气的质量流量、比焓; m_2 、 h_2 分别为添加蒸汽的质量流量、比焓; m_3 、 h_3 分别为混合后烟气的质量流量、比焓。

湿空气的比焓经验计算式^[18]为

$$h = 1.005t + \omega(2501 + 1.86t) \quad (3)$$

故湿烟气与蒸汽混合前后的比焓可分别近似为:

$$h_1 = 1.005t_1 + \omega_1(2501 + 1.86t_1) \quad (4)$$

$$h_3 = 1.005t_3 + \omega_2(2501 + 1.86t_3) \quad (5)$$

式中: t_1 、 ω_1 分别为混合前脱硫净烟气的温度、含湿量; t_3 、 ω_2 分别为混合后烟气的温度、含湿量。

饱和蒸汽的比焓可查表得到, 45~100°C 范围内饱和蒸汽的比焓进行多项式拟合, 得以下公式:

$$h_2 = f(t_2) = A + B_1 t_2 + B_2 t_2^2 + B_3 t_2^3 + B_4 t_2^4 + B_5 t_2^5 \quad (6)$$

式中: t_2 为添加蒸汽的温度; A 、 B_1 、 B_2 、 B_3 、 B_4 、 B_5 均为待定常数。

将式(2)、(4)、(5)、(6)代入式(1)可得

$$m_1 \cdot [1.005t_1 + \omega_1(2501 + 1.86t_1)] + m_2 \cdot f(t_2) = (m_1 + m_2) \cdot [1.005t_3 + \omega_2(2501 + 1.86t_3)] \quad (7)$$

又烟气含湿量 ω 与相对湿度 ϕ 的关系为

$$\omega = 0.622 \frac{\phi p_s}{p - \phi p_s} \quad (8)$$

当湿烟气压力 p 一定时, 湿空气中水蒸气的饱和压力 p_s 是温度 t 的一元函数, 即有

$$p_s = f(t) \quad (9)$$

式(8)具体表达式可用查表得到, 各温度下蒸汽饱和压力进行多项式拟合, 可得以下公式:

$$p_s = f(t) = C + D_1 t + D_2 t^2 + D_3 t^3 + D_4 t^4 + D_5 t^5 \quad (10)$$

式中: p_s 为烟气中水蒸气的饱和压力; ϕ 为烟气的相对湿度; p 、 t 分别为烟气的压力和温度; 其中 C 、 D_1 、 D_2 、 D_3 、 D_4 、 D_5 均为待定常数。所以, 混合前烟气的含湿量为

$$\omega_1 = 0.622 \times \frac{\phi p_{s1}}{p - \phi p_{s1}} \quad (11)$$

式中 p_{s1} 为混合前烟气中水蒸气的饱和压力。

混合后烟气的含湿量为

$$\omega_2 = \frac{\frac{m_1 \cdot \omega_1}{1 + \omega_1} + m_2}{m_1 / (1 + \omega_1)} = \frac{(m_1 + m_2) \cdot \omega_1 + m_2}{m_1} \quad (12)$$

将式(11)、(12)代入式(7)中可求得与蒸汽混合后烟气的温度 t_3 ，将 t_3 代入式(10)可计算得到混合后烟气的饱和压力 p_s ，计算得到的混合后烟气的饱和压力 p_s 和 ω_2 代入式(8)即可计算得到混合后烟气的相对湿度或过饱和度。因此，借助 MATLAB 软件编程求解可得到混合前后烟气的各状态参数。

3.2 计算结果与分析

3.2.1 脱硫净烟气相对湿度对混合气体饱和度的影响

图6为混合后烟气饱和度随脱硫净烟气初始相对湿度的变化。添加蒸汽为 100 °C 的干饱和蒸汽，蒸汽添加量分别为 0.08 和 0.15 kg/(m³ 烟气)，烟气温度分别为 45、50 和 55 °C。

由图6可见，混合后烟气的饱和度随进口烟气初始相对湿度的升高而近似线性地增加。蒸汽添加量为 0.15 kg/(m³ 烟气)时，45 °C 高湿脱硫净烟气(相对湿度一般为 90%~95%)与蒸汽混合后的过饱和度都在 1.45 以上。根据颜金培采用不同脱硫剂时烟气中细颗粒脱除效率随过饱和度变化的研究结果(如图7所示)可知^[19]，CaCO₃ 脱硫后烟气中细颗粒核化的临界过饱和度为 1.4。在过饱和度高于 1.4 后，

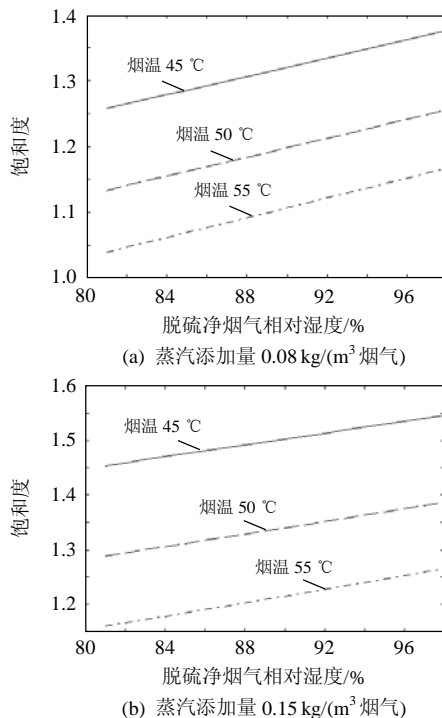
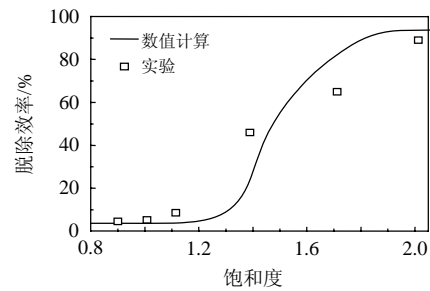
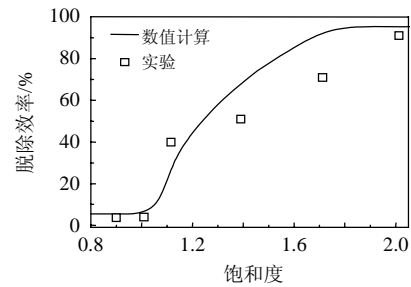


图6 脱硫净烟气湿度对过饱和和水气环境形成的影响
Fig. 6 Saturation of flue gas at different humidity of desulfurated flue gas



(a) CaCO₃ 作脱硫剂



(b) Na₂CO₃ 作脱硫剂

图7 烟气中细颗粒脱除效率随过饱和度的变化
Fig. 7 Removal efficiency of fine particles at different saturation of mixed flue gas

脱除效率随过饱和度的增大而迅速提高。

因此，通过优化石灰石-石膏法脱硫工艺操作条件并辅以添加适量蒸汽，可获得较好的细颗粒脱除效果。

3.2.2 脱硫净烟气温度对混合气体饱和度的影响

图8为混合烟气饱和度随脱硫净化烟气初始温度的变化。添加蒸汽为 100 °C 的干饱和蒸汽，蒸汽添加量分别为 0.08、0.15 kg/(m³ 烟气)，烟气初始相对湿度分别为 75%、85% 和 95%。

由图8可见，脱硫净化烟气温度对混合烟气的饱和度具有显著影响，特别是蒸汽添加量较大时。在蒸汽添加量为 0.15 kg/(m³ 烟气)时，相对湿度为 75% 的脱硫净化烟气，温度由 40 °C 升高到 58 °C，混合后烟气的饱和度由 1.4 降到 1.0 以下，即混合烟气由过饱和状态变为未饱和状态；混合后烟气的饱和度随脱硫净化烟气的温度升高而减小，这是由于脱硫净化烟气温度的升高，提高了烟气的吸湿能力，增大了烟气的饱和含湿量，使得烟气的相对湿度或过饱和度减少，这对实现蒸汽相变是极其不利的。因此，通过改变脱硫操作条件或降低脱硫塔进口烟气温度等措施来降低脱硫净化烟气的温度，对于提高相变效果和减少蒸汽耗量均具有重要意义。

3.2.3 蒸汽添加量对混合气饱和度的影响

图9为脱硫净化湿烟气饱和度随蒸汽添加量的变化曲线。添加蒸汽为 100 °C 的干饱和蒸汽，湿烟

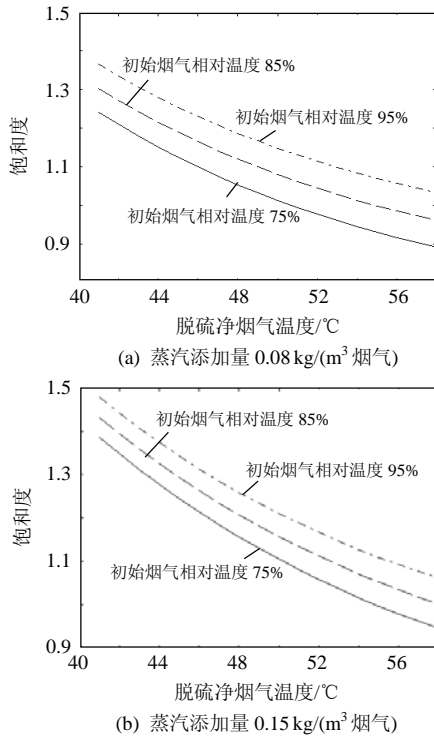


图 8 脱硫净烟气温度对形成过饱和水气环境的影响
 Fig. 8 Saturation of flue gas at different temperature of desulfurated flue gas

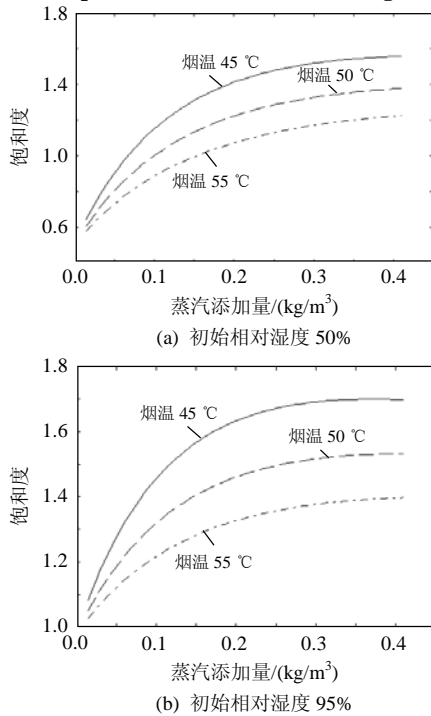


图 9 蒸汽添加量对脱硫净烟气形成过饱和水气环境的影响
 Fig. 9 Saturation of flue gas at different addition amount of steam

气的初始相对湿度分别为 50%、95%，湿烟气温度分别为 45、50 和 55 °C。

由图 9 可见，随着蒸汽添加量的增加，混合后烟气过饱和度相应增大，可凝结蒸汽量增多。增加

蒸汽添加量，一方面过饱和度增大可使发生核化凝结的微粒临界粒径减小，使更多的细颗粒发生核化凝结长大，这是因为：根据 Fletcher^[20-21]异质成核理论，对于不可溶球形颗粒的临界过饱和度为

$$S_{cr} = \exp\left\{\frac{V_L}{kT} \left[\frac{8\pi\sigma^3}{3kT \ln(4\pi r_p^2 K_c)} f(m_\theta, r) \right]\right\} \quad (13)$$

式中： k 为波尔兹曼常数； T 为水气温度； V_L 为一个水分子的体积； K_c 为动力常数； σ 为表面张力； r_p 为颗粒半径； r 为完全润湿的球形粒子的临界半径； $m_\theta(\leq 1)$ 为水与颗粒接触角的余弦值； $f(m_\theta, r)$ 随 m_θ 的减小而增大。

由式(13)可知，临界过饱和度 S_{cr} 与颗粒的初始粒径成反比，粒径越小的颗粒核化所需的临界过饱和度越大。另一方面颗粒表面凝结的蒸汽量增多，凝结长大后的含尘液滴的粒径增大，从而细颗粒脱离效率随蒸汽添加量的增加而增大。

从图 9 还可看出，当脱硫净化湿烟气的相对湿度较大时，只需添加少量蒸汽就能达到过饱和，并且相同的蒸汽添加量时，混合烟气的过饱和度随脱硫净化湿烟气相对湿度的增大而增加。脱硫净化烟气温度对混合烟气饱和度也具有重要影响，在一定的蒸汽添加量下，脱硫净化烟气温度越高，混合后烟气的过饱和度越低，因此，通过改变脱硫洗涤塔操作参数来进一步提高脱硫塔出口净烟气的相对湿度或降低塔出口净烟气的温度，对提高相变效果和降低能耗具有重要意义。

4 结论

实验测定了脱硫浆液温度、液气比及进口烟温等操作参数对脱硫净化烟气温度、相对湿度和绝对含湿量的影响，为通过改变脱硫洗涤塔操作条件来提高脱硫净烟气的相对湿度提供参考；利用 MATLAB 数值分析了脱硫净化烟气温湿度及蒸汽添加量对混合气饱和度的影响规律，研究结果表明：

1) 适当调节脱硫操作条件，可提高脱硫净化烟气的相对湿度，有利于脱硫净化烟气中过饱和和水气环境的形成。在一定的实验参数范围内，增加液气比，可提高脱硫净化烟气相对湿度和绝对含湿量；提高脱硫浆液温度，虽然增加了脱硫净化烟气温度，但可提高脱硫净化烟气的相对湿度；适当降低脱硫塔进口烟气温度，虽然使得脱硫净烟气的绝对含湿量有所降低，但可大幅提高脱硫净化烟气的相对湿度。

2) 向脱硫后的低温高湿净化烟气中添加适量

蒸汽可以建立实现蒸汽相变所需的过饱和水气环境,为应用蒸汽相变促进燃煤烟气中细颗粒物脱除提供基础。

3) 脱硫净化烟气温度的过饱和水气环境的形成具有显著的影响,特别是在蒸汽添加量较大时。降低脱硫净化烟气的温度,可提高混合烟气的过饱和度,有利于过饱和水气环境的形成。

参考文献

- [1] 易红宏. 电厂除尘设施对 PM₁₀ 排放特征影响研究[J]. 环境科学, 2006, 27(10): 1921-1927.
Yi Honghong. Influence of dust catchers on PM₁₀ emission characteristics of power plants[J]. Environmental Science, 2006, 27(10): 1921-1927(in Chinese).
- [2] 吕建臻, 李定凯. 可吸入颗粒物研究现状及发展综述[J]. 环境保护科学, 2005, 31(2): 5-8.
Lü Jianyi, Li Dingkai. Review of study on inhalable particulate matter[J]. Journal of Environmental Protection Science, 2005, 31(2): 5-8(in Chinese).
- [3] 王玮, 汤大钢, 刘红杰, 等. 中国 PM_{2.5} 污染状况和污染特征的研究[J]. 环境科学研究, 2000, 13(1): 1-5.
Wang Wei, Tang Dagang, Liu Hongjie, et al. The characteristics of PM_{2.5} pollution in China[J]. Study of the Environment Science, 2000, 13(1): 1-5(in Chinese).
- [4] 高翔鹏, 徐明厚, 姚洪. 燃煤锅炉可吸入颗粒物排放特性及其形成机理的试验研究[J]. 中国电机工程学报, 2007, 27(17): 11-17.
Gao Xiangpeng, Xu Minghou, Yao Hong. Experimental study on emission characteristics and formation mechanisms of PM₁₀ from a coal-fired boiler[J]. Proceedings of the CSEE, 2007, 27(17): 11-17(in Chinese).
- [5] Calvert S, Jhaveri N C. Flux force condensation scrubbing[J]. Journal of the Air Pollution Control Association, 1974, 24(10): 946-951.
- [6] Heidenreich S, Vogt U, Büttner H, et al. A novel processes to separate submicron particles from gases a cascade of packed columns [J]. Chemical Engineering Science, 2000(55): 2895-2905.
- [7] Vogt U, Heidenreich S. Separation of submicron particles in packed Columns optimization and scale up of the process[J]. Chemical Engineering Technology, 1999, 22(11): 935-942.
- [8] 王珩, 宋蕾, 姚强, 等. 电厂湿法脱硫系统对烟气中细颗粒物脱除作用的实验研究[J]. 中国电机工程学报, 2008, 28(5): 1-7.
Wang Hui, Song Qiang, Yao Qiang, et al. Experimental study on removal effect of wet flue gas desulfurization system on fine particles from a coal-fired power plant[J]. Proceedings of the CSEE, 2008, 28(5): 1-7(in Chinese).
- [9] Allan K, Constance L S, Jeffrey C Q. Mercury in coal and the impact of coal quality on mercury emissions from combustion system [J]. Applied Geochemistry, 2006, 21(11): 1821-1836.
- [10] Meij R, Winkel H. The emission and environmental impact of PM₁₀ and trace elements from a modern coal-fired power plant equipped with ESP and wet FGD[J]. Fuel Processing Technology, 2004, 85(6/7): 641-656.
- [11] Mercedes D S, Sven U, Klaus R G H. Mercury emission control in coal-fired plants: the role of wet scrubbers[J]. Fuel Processing Technology, 2007, 88(3): 259-263.
- [12] 颜金培, 杨林军, 鲍静静, 等. 湿法脱硫协同蒸汽相变脱除燃煤 PM_{2.5} 的试验研究[J]. 动力工程, 2009, 29(1): 84-89.
Yan Jinpei, Yang Linjun, Bao Jingjing, et al. Wet flue gas desulfurization and simultaneous removal of PM_{2.5} fine particles from coal combustion by heterogeneous condensation[J]. Journal of Power Engineering, 2009, 29(1): 84-89(in Chinese).
- [13] 鲍静静, 印华斌, 杨林军, 等. 利用蒸汽相变脱除湿式氨法脱硫中形成的气溶胶微粒[J]. 动力工程, 2009, 29(2): 178-183.
Bao Jingjing, Yin Huabin, Yang Linjun, et al. Removal of fine aerosol particles formed in wet ammonia flue gas desulfurization process by heterogeneous condensation[J]. Journal of Power Engineering, 2009, 29(2): 178-183(in Chinese).
- [14] 凡凤仙, 杨林军, 袁竹林, 等. 水气在燃煤 PM_{2.5} 表面异质核化特性数值预测[J]. 化工学报, 2007, 58(10): 2561-2566.
Fan Fengxian, Yang Linjun, Yuan Zhulin, et al. Numerical prediction of water vapor nucleation behavior on PM_{2.5} from coal combustion[J]. Journal of Chemical Industry and Engineering, 2007, 58(10): 2561-2566(in Chinese).
- [15] 凡凤仙, 杨林军, 袁竹林, 等. 水气在细微颗粒表面异质核化数值分析[J]. 东南大学学报: 自然科学版, 2007, 37(5): 833-838.
Fan Fengxian, Yang Linjun, Yuan Zhulin, et al. Numerical analysis of water vapor nucleation on fine particles[J]. Journal of Southeast University: Natural Science Edition, 2007, 37(5): 833-838(in Chinese).
- [16] 凡凤仙, 杨林军, 袁竹林. 喷淋洗涤条件下水汽饱和度分布特性[J]. 化工学报, 2009, 60(7): 1644-1650.
Fan Fengxian, Yang Linjun, Yuan Zhulin. Properties of water vapor supersaturation under spray scrubbing conditions[J]. Journal of Chemical Industry and Engineering, 2009, 60(7): 1644-1650(in Chinese).
- [17] 鲍静静, 杨林军, 颜金培, 等. 应用蒸汽相变协同脱除细颗粒和湿法脱硫的实验研究[J]. 中国电机工程学报, 2009, 29(2): 13-19.
Bao Jingjing, Yang Linjun, Yan Jinpei, et al. Experimental study on combined WFGD and removal of fine particles by heterogeneous condensation enlargement[J]. Proceedings of the CSEE, 2009, 29(2): 13-19(in Chinese).
- [18] 施明恒, 李鹤立, 王素美. 工程热力学[M]. 南京: 东南大学出版社, 2003: 95-102.
Shi Mingheng, Li Heli, Wang Sumei. Engineering thermodynamics [M]. Nanjing: Southeast University Press, 2003: 95 -102(in Chinese).
- [19] 颜金培. 蒸汽相变促进燃煤细颗粒物脱除的研究[D]. 南京: 东南大学, 2009.
Yan Jinpei. Study on fine particles removal from coal combustion improved by vapor condensational growth[D]. Nanjing: Southeast University, 2009(in Chinese).
- [20] Fletcher N H. Size effect in heterogeneous nucleation[J]. The Journal of Chemical Physics, 1958, 29(3): 572-576.
- [21] Lee Y L, Chou W S, Chen L H. The adsorption and nucleation of water vapor on an insoluble spherical solid particle[J]. Surface Science, 1998(414): 363-373.



熊桂龙

收稿日期: 2010-08-11。

作者简介:

熊桂龙(1981), 男, 博士研究生, 研究方向为燃煤大气污染控制, jcyjxcn@163.com;

辛成运(1982), 男, 硕士研究生, 研究方向为燃煤大气污染控制, xichenyun@163.com;

陆斌(1985), 男, 硕士研究生, 研究方向为燃煤大气污染控制, lubin3666@126.com。

(责任编辑 车德竞)