

先进后处理对重型车超细颗粒排放的影响

于晓洋, 鞠伟达, 鲁永亮

中汽研汽车检验中心(广州)有限公司, 广东 广州

收稿日期: 2022年12月6日; 录用日期: 2023年3月12日; 发布日期: 2023年3月21日

摘要

本文在重型底盘测功机上基于C-WTVC和中国重型商用车行驶工况(CHTC), 研究了环境温度、工况因素以及先进后处理等关键参数对重型整车气态污染物、超细颗粒物(包括 >23 nm和 <23 nm)和油耗的影响规律, 分析其生成机理, 为进一步降低排放和油耗提供理论依据。研究间接表明硫是核膜态颗粒物的主要来源, 先进后处理系统形成核膜态颗粒的三要素是催化剂, 硫/氨, 以及排气温度。环境温度对 >23 nm的颗粒影响较小, 对 $10\sim 23$ nm的颗粒影响显著, 这与硝酸铵和硫酸铵的生成条件有关, 使用含硫量低的燃料和润滑油可以降低 <23 nm颗粒数。从总颗粒数上看, $10\sim 23$ nm部分占总颗粒数的比重较高, 包含 $10\sim 23$ nm部分时C-WTVC和CHTC工况在低环境温度时尚可满足当前法规限值, 但当环境温度升高, 尤其是CHTC工况, 总颗粒数会大幅超过限值要求。CHTC低速段时间长, 加速工况多是NO_x排放和百公里油耗高于C-WTVC的主要原因, 低速段急加速工况是今后降低NO_x的研究重点, 高速段是改善燃油经济性的研究重点。

关键词

超细颗粒, 环境温度, 中国工况, C-WTVC

Effect of Advanced Aftertreatment for PM and NO_x Reduction on Heavy-Duty Vehicle Engine Ultrafine Particle Emissions under Different Working Conditions

Xiaoyang Yu, Weida Ju, Yongliang Lu

China Automotive Technology and Research Center (Guangzhou) Co., Ltd., Guangzhou Guangdong

Received: Dec. 6th, 2022; accepted: Mar. 12th, 2023; published: Mar. 21st, 2023

Abstract

The paper analyzes the differences between China Heavy-duty Commercial Vehicle Test Cycle

(CHTC) and C-WTVC based on cycle characteristic parameters. The heavy-duty diesel vehicles were tested using a chassis dynamometer to characterize the effect of the ambient temperature, cycle characteristics and aftertreatment on the gaseous pollutants and the occurrence of nucleation. Results showed that the occurrence of a nucleation mode could be predicted based on the level of catalyst, the temperature, and the sulfur/ammonia in the aftertreatment. Reducing the sulfur level in fuels and lubricating oil can effectively prevent nanoparticle formation related to particle filters. Ambient temperature has no influence on the >23 nm particle number emissions, but has significant effect on particles of 10~23 nm, this is related to the formation of ammonium nitrate and ammonium sulfate. The 10~23 nm part accounts for a high proportion of the total particle number. Including the 10~23 nm part, the C-WTVC and CHTC can meet the current regulations at low ambient temperature, but when the ambient temperature rises, especially CHTC, the total particle number will greatly exceed the limit. CHTC's NO_x and fuel consumption are higher than that of C-WTVC due to its longer low-speed period and more acceleration and deceleration conditions. CHTC's low-speed acceleration cycles are the focus of research to reduce NO_x emissions, and the high speed cycles are the focus of research to improve fuel economy.

Keywords

Ultrafine Particle, Ambient Temperature, CHTC, C-WTVC

Copyright © 2023 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 前言

空气污染对人类健康、自然环境、经济和生活质量均具有重要影响。据估计，欧盟每年有超过 40 万人因空气污染导致过早死亡，另有 650 万人因为空气污染而患病[1]。改善城市空气质量一直是各国政策、举措和行动的主要推动力。道路车辆历来是影响城市空气质量的主要污染物来源之一，也是排放标准不断加严的主要原因。欧洲环境署(EEA)提到，2015 年道路运输部门是 NO_x 总排放量的最大贡献者和黑碳排放第二大贡献者[2]。研究报告指出，过去几年中所实施的政策措施使欧洲空气质量得到全面改善，但道路运输部门仍然是污染物排放的主要贡献者之一。尽管排放法规不断收紧，但城市 NO_x 浓度仍处于较高水平，道路运输是主要原因。其中，柴油发动机是主要贡献者[3]。

世界上绝大多数重型车辆均是由柴油发动机驱动，以欧洲为例，尽管柴油车辆仅占车队的 4%，但却是污染物和温室气体排放的重要来源[4]。根据中国生态环境部最新颁布的《中国移动源环境管理年报(2019)》统计：2018 年占机动车保有量 9.1%的柴油车排放了约 369 万吨 NO_x 和 42.2 万吨颗粒物，分别占机动车排放总量的 70.7%和 99%以上[5]。中国和欧洲均采用了更严格的车辆排放法规，包括对碳氢化合物(HC)、颗粒物(PM)和 NO_x 的更严格排放限制，同时首次引入了固体颗粒数(PN)限制，并为 NH₃ 排放设定了限值。欧洲推出了一系列举措限制温室气体排放，包括重型车辆的二氧化碳认证和监测，最近还提交了 2025 年和 2030 年二氧化碳排放目标提案[6] [7]。国内 2021 年更新了油耗标准 GBT 27840-2021《重型商用车燃料消耗量测量方法》，并正在制定四阶段油耗限值标准《重型商用车燃料消耗量限值》，以限制二氧化碳排放。中国汽车技术研究中心联合行业知名整车企业、检测机构和高校共同编制了中国重型商用车测试工况(CHTC)，CHTC 基本反映了车辆在中国道路环境下能耗排放的实际表现、平均车速、怠速比例，较中国重型商用车瞬态工况(C-WTVC)更接近实际行驶，更能反映车辆实际运行特征[8] [9] [10] [11]。

标准的更新有效地降低了柴油机颗粒物质量(PM)排放,对颗粒数排放的研究主要是超细粒子(定义为空气动力学直径 $< 100 \text{ nm}$ 的粒子)。先进后处理柴油颗粒过滤器(DPF)和选择性催化还原(SCR)主要用于满足 PM 和 NO_x 排放标准,DPF 可有效过滤掉所有固体颗粒,包括超细颗粒,可以将固体颗粒数量和质量的排放量减少几个数量级。但 Bagley 等人[12]的研究表明,DPF 在某些条件下可以促进形成直径小于 20 nm 的挥发性硫基成核模式粒子,进而增加总粒子数排放。Vaaraslahti 等人[13]的研究证明了 DPF 会增加核膜态颗粒数。尽管先前的研究对此进行了解释,但是其影响机理仍然是讨论的热点[14]-[19]。 NH_3 也可能导致形成新的颗粒排放,但条件及其影响程度并不清楚。Liu 等人[20]的报告称,重型发动机低负荷工况使用 SCR 时,PM 排放量降低了约 20%。Vaaraslahti 等人[21]在发动机低负荷发现,在 SCR 氧化催化剂的辅助下,挥发性 PM 组分氧化使累积模式颗粒浓度降低了 30%。其他研究表明[22] [23],采用 SCR 和氧化催化剂相结合的方式,颗粒数和质量的排放要高出两到三倍。在 SCR 与 DPF 相结合的配置中,SCR 可将 PM [14] [24]、总颗粒数[25] [26]和固体颗粒数 $> 23 \text{ nm}$ 颗粒数[24]增加三倍。在少数情况下,SCR 可将 DPF 下游的颗粒数或质量增加 1 个数量级以上[27] [28]。与无 SCR 配置相比,配备 SCR 的车辆排气中 PM 含有更高比例的硝酸盐和铵物质,颗粒数更高[29]。

车辆实际运行中环境温度变化较大,因此试验室研究应涵盖 $-10^\circ\text{C} \sim +35^\circ\text{C}$ 的温度范围,有必要研究更低或者更高的环境温度对超细颗粒的影响。环境温度对超细颗粒排放的影响主要基于轻型车辆的研究[30] [31] [32],因为世界范围内重型底盘测功机配备高低温环境舱的设备相对有限。一般而言,在较低温度下排放较高,但当发动机处于高温时,只要发动机燃烧策略保持不变,环境温度则起次要作用[32] [33]。许多研究表明,由于较低的环境温度使后处理装置运行效率较低[34],所以气态污染物在试验的最初几分钟内较高。但是对于超细颗粒的影响趋势并不明确。通常测量的颗粒数排放量较高[35],但并不总是。另外一个研究热点是当前环保监管方法无法测量到的 $< 23 \text{ nm}$ 的颗粒[36]。最近的研究表明,在尿素喷射过程中,不仅 $> 23 \text{ nm}$ 的颗粒物浓度增加[37],而且 $< 23 \text{ nm}$ 颗粒物浓度的比值更高[38]。对于 CNG 发动机,研究表明大多数颗粒排放量小于 23 nm [39],这引起了环保部门对监管方法的关注。

本文的目的是在重型底盘测功机上基于 C-WTVC 和 CHTC,研究环境温度、工况因素以及先进后处理等关键参数对重型车气态污染物、超细颗粒物(包括 $> 23 \text{ nm}$ 和 $< 23 \text{ nm}$)和油耗的影响规律,分析其机理,为未来工况切换和应对排放法规的加严以及环保监管提供技术支撑和理论依据。

2. 试验装置与试验方案

试验车辆为一台 49 吨的牵引车,排放水平为国六 b,柴油发动机额定功率为 314 kw,后处理型式为 DOC + DPF + SCR + ASC,工况采用 C-WTVC 和 CHTC 两种,环境温度范围 $-15^\circ\text{C} \sim +40^\circ\text{C}$,试验工况如表 1 所示。试验设备包含四驱重型底盘测功机 BEP-9250 72HDD-4WD、定制的高低温环境舱($-40^\circ\text{C} \sim +60^\circ\text{C}$)、重型全流分析系统 AVL M.O.V.E, PN 颗粒计数器包括 AVL489 ($> 23 \text{ nm}$)和 HORIBA MEXA-2000SPCS ($< 23 \text{ nm}$)。

Table 1. Experiment condition

表 1. 试验工况

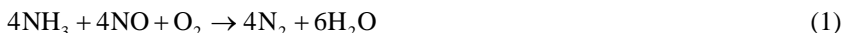
工况	后处理型式	环境温度($^\circ\text{C}$)
C-WTVC/中国工况	DOC + DPF + SCR + ASC	$-15 \sim +40$

3. 结果与讨论

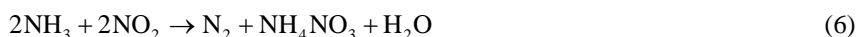
3.1. 理论基础

在 SCR 系统应用中,尿素水溶液中的尿素用作还原剂被喷射到排气管中,在催化剂上分解为 NH_3 ,

NH_3 与排气中的氮氧化物($\text{NO} > 90\%$)发生以下反应(1)~(7)。反应式(1)作为主反应,其温度窗口在 $300^\circ\text{C}\sim 400^\circ\text{C}$ 之间。但车辆实际运行中排气温度通常较低,所以反应式(2)实际上要比反应式(1)更为迅速。在这种情况下,反应(2)需要等摩尔量的 NO 和 NO_2 ,因此反应速率是由 NO_2 控制的。在实际应用中通过氧化催化剂(DOC)来增加 NO 向 NO_2 的转化,而过量的 NO_2 将根据反应(3)与 NH_3 反应。



SCR 系统中的颗粒形成归因于 NH_3 与 SO_3 和 NO_2 的反应,根据反应式(4)~(6)分别形成硫酸铵和硝酸铵。大气中硫酸铵气溶胶的形成与 H_2O 的三元成核有关,即 $\text{H}_2\text{O}\text{-H}_2\text{SO}_4\text{-NH}_3$ 。数值计算、挥发性测试和吸水性测试均证实了柴油机尾气中二次颗粒的形成与 NH_3 有关。当温度低于 170°C 以下,反应(6)和(7)能够促进硝酸铵的形成。在这种条件下,硝酸铵不仅可能导致新颗粒的形成,而且以固体或液体形式会积聚在催化剂孔隙中。在高温($>275^\circ\text{C}$)时,反应(3)与反应(6)和(7)竞争成为减缓硝酸铵形成的关键。



3.2. 对超细颗粒的影响

在全流稀释通道中,废气与稀释空气混合,一些挥发性物质(来自未燃烧的燃料/润滑剂,或 H_2SO_4)可以吸附或冷凝在团聚体上或成核,形成明显的挥发性核膜态颗粒(液滴)。因此,在稀释通道末端,通常存在三种模式的颗粒分布:核膜态,主要包含挥发性液滴;积聚态,主要由含碳团聚体和冷凝/吸附烃组成(燃料和润滑剂);以及由沉积颗粒或磨损材料组成的粗糙模式。在配备催化后处理的柴油发动机中,催化剂能够去除有机物,因此有机物颗粒可以忽略不计,而大多数质量存在于积聚态中,数量浓度则是由核膜态控制。

依据反应(4)~(7)可以看出,核膜态颗粒的主要生成物质可能是硫或者是碳氢化合物。图 1 是循环工况和环境温度对 HC 和 CO 的影响。由于 DOC 对 HC 的氧化作用,两种工况下的 HC 均较低,图 2 是 CHTC 与 C-WTVC 的车速曲线,相比而言,CHTC 运行时间和里程大幅增加,平均速度降低,高速段最大加速度大幅提高,曲线波动性较大,同时 CHTC 低速段速度更低,相同环境温度时排气温度相更低(见图 3),所以催化剂起燃速度减慢,因此 CHTC 在不同温度下 HC 均略高于 C-WTVC,但幅度并不大,不足以对核膜态颗粒产生显著的影响,进而间接表明硫是核膜态颗粒物的主要来源。 SO_2 在温度为 $370^\circ\text{C}\sim 450^\circ\text{C}$ 时可以被氧化为 SO_3 ,而 SO_3 在水或氨的存在下容易成核,因此核膜态颗粒的产生需要满足三个因素,即催化剂,硫/氨,以及排气温度,其基本模型如图 4 所示。

在环境温度小于 40°C 时,CHTC 的 CO 明显高于 C-WTVC,缸内 CO 的浓度主要决定于燃烧温度,化学动力学计算已经确认 1400 K 是 CO 向 CO_2 转化的临界温度,当温度低于 1400 K 时,CO 的浓度急剧上升。这是由于在此温度下,OH 活化基生成率低,而 OH 基的存在是 CO 氧化转化成 CO_2 的必要条件。另一方面是低速行驶使催化器没有达到足够的温度,所以低速段较多的 CHTC 在环境温度较低时 CO 排放较高,但当温度为 40°C 时,进气温度升高首先升高了缸内初始燃烧温度,其次降低了缸内空气质量,降低了混合气的总热焓,缸内温升加快,所以燃烧温度升高,排气温度增加,DOC 起燃加快,CO 因此降低。

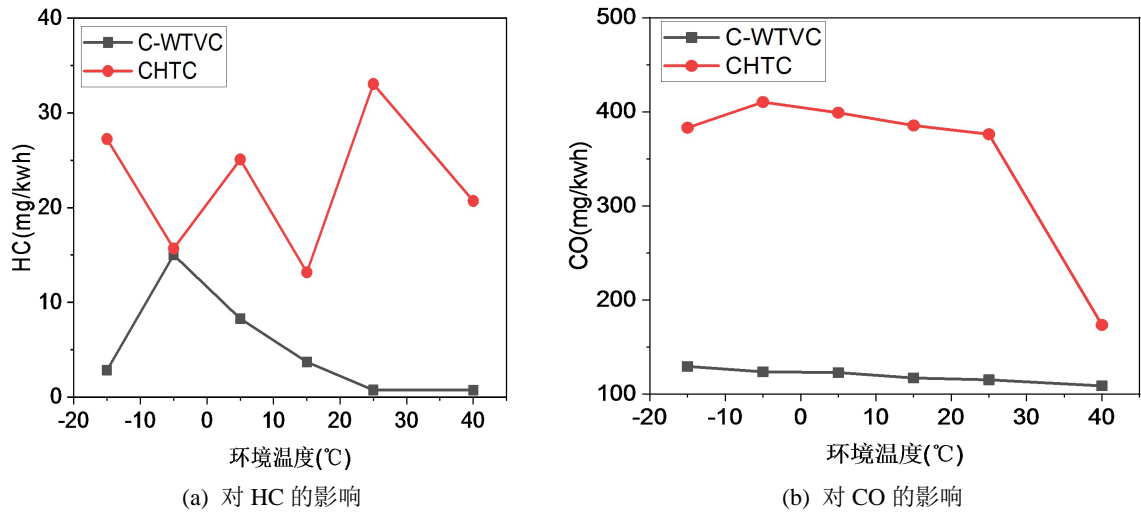


Figure 1. HC and CO for various cycle characteristics and ambient temperature
 图 1. 循环工况和环境温度对 HC 和 CO 的影响

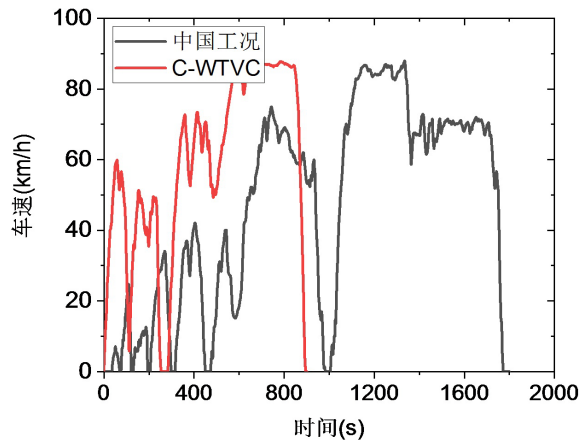


Figure 2. Speed curve for CHTC and C-WTVC
 图 2. 中国工况与 C-WTVC 车速曲线

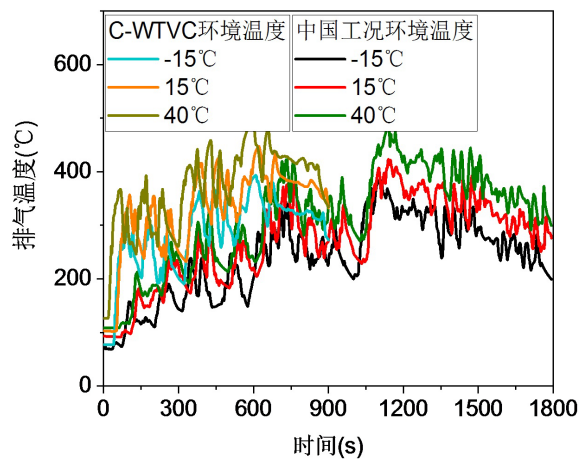


Figure 3. Exhaust temperature for various cycle characteristics and ambient temperature
 图 3. 不同循环工况与环境温度下的排气温度曲线

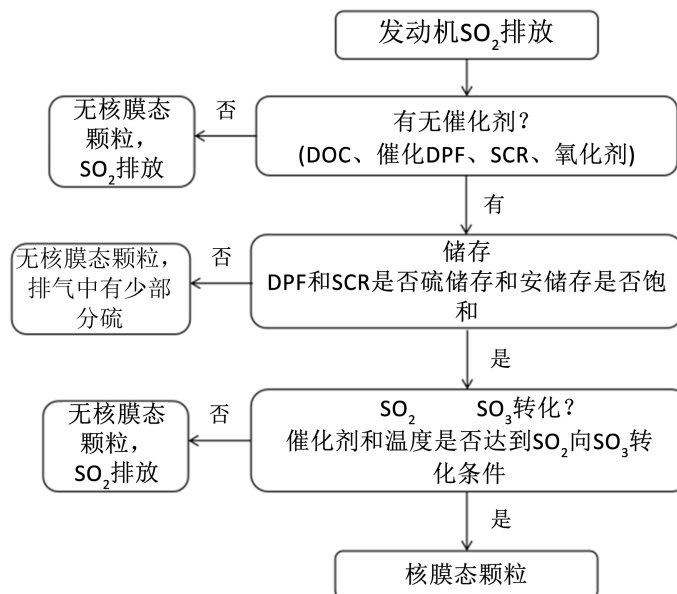


Figure 4. A basic model depicting when nucleation occurs in heavy duty vehicle with aftertreatment

图 4. 重型车后处理系统核膜态颗粒形成基本模型

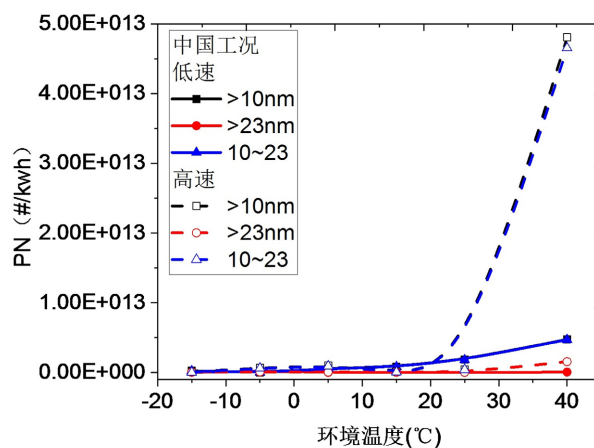
图 5 是循环工况与环境温度对超细颗粒的影响。如图(a)所示, 相同工况时, 环境温度升高, >23 nm 的颗粒变化并不大, 表明 >23 nm 的颗粒受环境温度的影响较小。这是可预见的, 因为发动机缸体、润滑油和燃烧控制策略并没有改变。但环境温度对 $10\sim 23$ nm 的颗粒有显著影响, 而且可以发现, $10\sim 23$ nm 颗粒物数量是 23 nm 以上颗粒物的几倍, 并且随着环境温度的升高而增大。由理论分析可知, 反应(6)和(7)在低排气温度时较为活跃, 能够促进硝酸铵的形成, 而硝酸铵在温度低于 170°C 时才会以固态形式存在, 在高温时会分解为 N_2O 。同时, 在实际运行中, ASC 的存在能够将 NH_3 泄露抑制在 10 ppm 以下, 因此能够降低颗粒物的形成。从图 3 排气温度曲线上看, C-WTVC 工况在不同环境温度下 SCR 温度基本均高于 200°C , 所以原则上生成的硝酸铵应在催化剂表面分解。但 CHTC 由于低速段较多, 所以在部分时间内排气温度低于 170°C , 硝酸铵盐沉积物的增加可能是图 5(a)中 CHTC 比 C-WTVC 工况 $10\sim 23$ nm 颗粒数量多的原因。

第二个粒子形成路径是通过硫酸铵。硫酸铵的形成受到燃料和润滑油中的含硫量影响, 假设燃料和润滑剂中的硫含量分别为 10 和 2000 ppm, 且润滑剂消耗量等于燃料消耗量的 0.1% , 则废气中的硫含量约为 400 ppb。根据反应(4)和(5), 当 NH_3 相对充足时, 在催化剂表面 SO_2 至 SO_3 的转化效率约为 $30\%\sim 40\%$, 就有足够的前驱物形成颗粒物, 因此 DPF 会促进硫酸盐颗粒的形成。

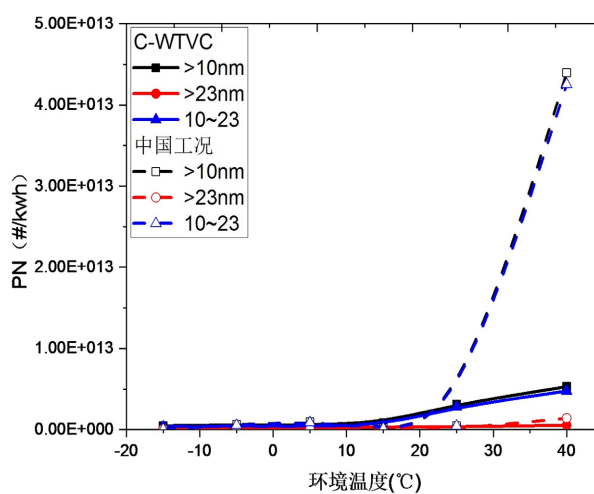
SO_2 氧化为 SO_3 的温度区间为 $370^{\circ}\text{C}\sim 450^{\circ}\text{C}$, 从图 3 排气温度曲线可知, 环境温度升高排气温度增加, 利于 SO_2 向 SO_3 的转化, 所以 $10\sim 23$ nm 颗粒数快速升高。同时, 如图 5(b)和(c)所示, 相同工况内, 高速段 <23 nm 粒径的颗粒数均要高于低速段, 尤其在环境温度高于 30°C 后, 这要归因于高速工况排气温度高, 环境温度升高利于排气温度增加, 缩短 SCR 起燃时间, 使尿素喷射时间长于低速阶段。

图 6 显示了不同试验循环与环境温度下 $10\sim 23$ nm 颗粒占 >23 nm 颗粒数的分数。如图所示, 环境温度低于 40°C 时, CHTC 在浓度水平为 2×10^{11} 以下的比重高, C-WTVC 工况在浓度水平为 2×10^{11} 和 5×10^{11} 区间的比重大。在环境温度为 40°C 时, 两种工况的浓度水平高于 5×10^{11} 的比重均较高, 尤其是 CHTC, 浓度水平超过了 10^{12} 。从总排放值上看(图 5(a)), 包括小于 23 nm 的部分, C-WTVC 和 CHTC 工况在低环境温度时尚可满足当前法规限值, 但当环境温度升高, 尤其是 CHTC 工况, 颗粒

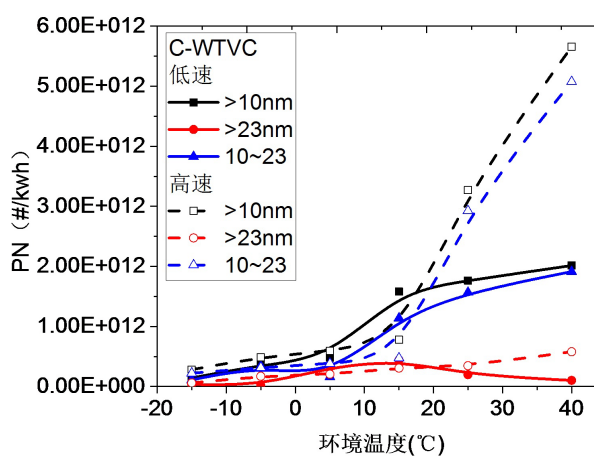
数排放会大幅超过限值要求。



(a) C-WTVC 与中国工况的对比



(b) CHTC



(c) C-WTVC

Figure 5. Ultrafine particle for various cycle characteristics and ambient temperature

图 5. 循环工况与环境温度对超细颗粒的影响

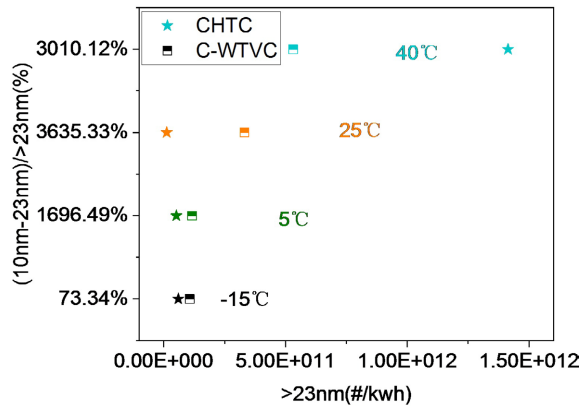
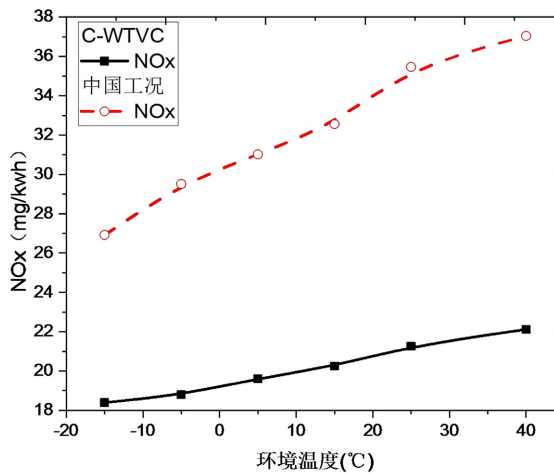


Figure 6. Sub-23nm fraction in function of the SPN > 23 nm emissions for various cycle characteristics and ambient temperature

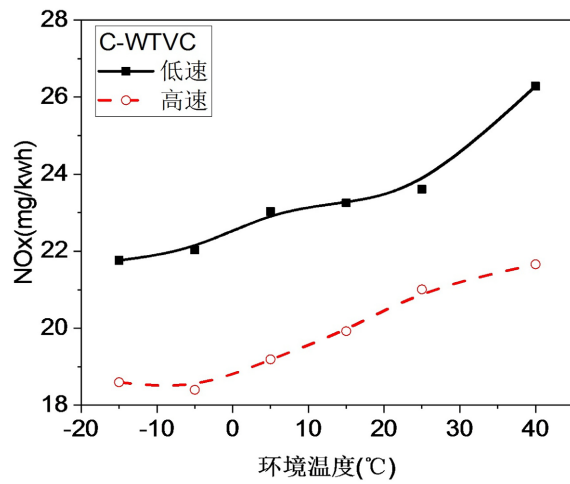
图 6. 不同试验循环与环境温度下 10~23 nm 颗粒占 > 23 nm 颗粒数的分数

3.3. 对氮氧化物和油耗的影响

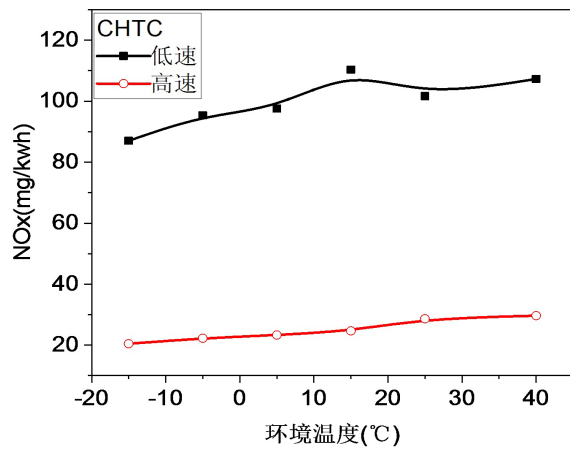
如图 7 所示，环境温度升高 NO_x 排放增加。这要归因于缸内燃烧过程的改变，进气温度升高使进入缸内的新鲜空气量减少，缸内混合气均质程度降低、局部高当量比区域增加，所以 NO_x 生成速率增加，导致最终排放增加。相同环境温度下，CHTC 的 NO_x 排放更高，在低速工况，CHTC 的 NO_x 排放显著高于 C-WTVC 工况，一方面因为 CHTC 低速运行时间更长，排气温度低，SCR 起喷困难，另一方面，相比高速工况，低速段急加速工况相对较多，由于空气系统的瞬态响应滞后性，加速工况导致缸内油气混合气浓度增加，局部浓区增加，进而导致 NO_x 生成速率加快，最后是因为低速阶段排气温度低，SCR 起燃速度慢，NO_x 转化效率低。而相比低速工况，高速工况 NO_x 排放更低，一方面是因为排气温度高 SCR 转换效率更高，另一方面是因为高速工况进气充足，同时高速段急加速工况相对较少，进气瞬态响应相对较高，所以缸内混合气均质程度较高，NO_x 生成速率降低。同时，高速段 CHTC 的 NO_x 排放值高于 C-WTVC 工况，从速度曲线上看，CHTC 高速段并不如 C-WTVC 工况平稳，存在小幅度加速工况。对比 CHTC 和 C-WTVC 的低速和高速阶段，CHTC 低速段急加速多，排温低，通过对热管理系统和急加速段控制策略的优化是降低 NO_x 排放的重点。



(a) C-WTVC 与 CHTC 的对比



(b) C-WTVC 工况



(c) 中国工况

Figure 7. NOx emission for various cycle characteristics and ambient temperature

图 7. 循环工况与环境温度对 NOx 的影响

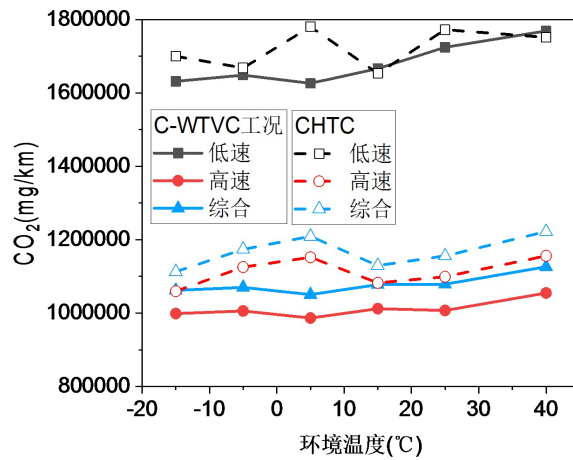


Figure 8. CO₂ emission for various cycle characteristics and ambient temperature

图 8. 循环工况与环境温度对二氧化碳的影响

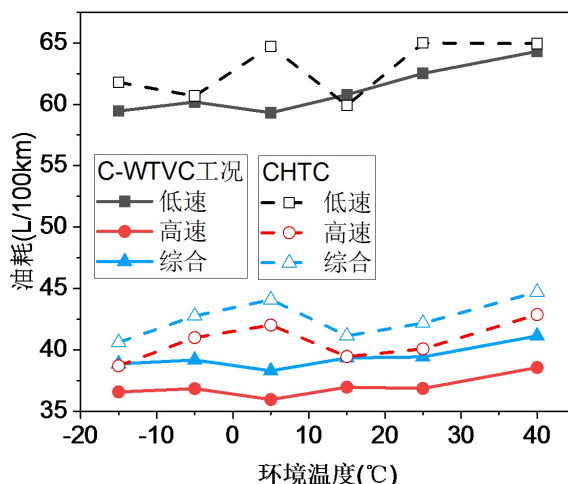


Figure 9. Fuel consumption for various cycle characteristics and ambient temperature

图 9. 循环工况与环境温度对百公里油耗的影响

图 8 和图 9 是循环工况与环境温度对二氧化碳排放和百公里油耗的影响。如图所示, CO_2 排放(mg/km)和百公里油耗成对应关系, 相同工况时, 环境温度升高, CO_2 和百公里油耗无明显变化, 说明环境温度对油耗的影响较小, 这也与本文的样本量较少有关, 暂时无法发现明显的规律。相同工况内, 低速阶段油耗要高于高速段, 同时, 相同速度段内, CHTC 油耗均高于 C-WTVC, 这主要是由于 CHTC 怠速比例增加, 加减速工况多, 最大加速度高于 C-WTVC 工况, 在加减速较大的区域需要采用较为激烈的驾驶方式, 从图 2 速度曲线上看, 在高速段的速度变化范围更宽, 速度起伏明显, 不能使用与 C-WTVC 工况相同的挡位, 在驾驶时需要多次降挡提速, 导致油耗增加。对比速度曲线, CHTC 高速段速度起伏明显是其最主要的特征, 因此也是改善燃油经济性的研究重点。

4. 结论

1、研究间接表明硫是核膜态颗粒物的主要来源。配备先进后处理系统时, SO_3 在水或氨的存在下容易成核, 核膜态颗粒的产生需要满足三个因素, 即催化剂, 硫/氨, 以及排气温度;

2、环境温度对 $> 23 \text{ nm}$ 的颗粒影响较小, 对 $10\sim 23 \text{ nm}$ 的颗粒有显著影响, 这主要是硝酸铵和硫酸铵导致的。包含小于 23 nm 的部分, C-WTVC 和 CHTC 工况在低环境温时尚可满足当前法规限值, 但当环境温度升高, 尤其是 CHTC 工况, 颗粒数排放会大幅超过限值要求;

3、后处理催化剂在达到条件时会导致颗粒数增加, 使用含低硫量燃料和润滑油时, 可以减少核膜态颗粒物的生成;

4、CHTC 低速段时间较长, 加载减速工况较多, 所以 NO_x 排放和百公里油耗均高于 C-WTVC 工况, 低速段急加速工况是今后降低 NO_x 的研究重点, 高速段是改善燃油经济性的研究重点。

参考文献

- [1] The European Commission (2018) Cleaner Air for All. Environment-European Commission. http://ec.europa.eu/environment/air/cleaner_air/
- [2] EEA (2018) Air Quality in Europe—2018 Report. European Environment Agency Report No. 12/2018. European Environment Agency, Copenhagen.
- [3] Sowman, J., Box, S., Wong, A., Grote, M., Laila, D.S., Gillam, G., Cruden, A.J., Preston, J.M. and Fussey, P. (2018) In-Use Emissions Testing of Diesel-Driven Buses in Southampton: Is Selective Catalytic Reduction as Effective as

- Fleet Operators Think? *IET Intelligent Transport Systems*, **12**, 521-526. <https://doi.org/10.1049/iet-its.2017.0173>
- [4] Muncrief, R. and Sharpe, T. (2015) Overview of the Heavy-Duty Vehicle Market and CO₂ Emissions in the European Union. The International Council on Clean Transportation Working Paper 2015-6. International Council on Clean Transportation.
- [5] 生态环境部发布《中国移动源环境管理年报(2019)》[EB/OL]. http://www.gov.cn/xinwen/2019-09/05/content_5427449.htm, 2019-09-05.
- [6] Mendoza-Villafuerte, P., Suarez-Bertoa, R., Giechaskiel, B., Riccobono, F., Bulgheroni, C., Astorga, C. and Perujo, A. (2017) NO_x, NH₃, N₂O and PN Real Driving Emissions from a Euro VI Heavy-Duty Vehicle. Impact of Regulatory on-Road Test Conditions on Emissions. *Science of the Total Environment*, **609**, 546-555. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.168>
- [7] Muncrief, R. (2016) NO_x Emissions from Heavy-Duty and Light-Duty Diesel Vehicles in the EU: Comparison of Real-World Performance and Current Type-Approval Requirements. The International Council on Clean Transportation.
- [8] 闫祯, 王兆, 郑天雷, 等. 不同工况下重型商用车燃料消耗量模拟计算结果对比研究[J]. 中国汽车(英文版), 2019(2): 39-43, 38.
- [9] 宋子钰, 陶云飞, 张晖, 等. CHTC 与 C-WTVC 工况油耗和排放的试验研究[J]. 汽车技术, 2020(6): 51-57.
- [10] GB/T 38146.2-2019. 中国汽车行驶工况 第2部分: 重型商用车[S].
- [11] 2022 年百人会论坛/商用车可持续发展论坛[EB/OL]. <https://autogasgoo.com/news/202203/29170295739C1206.shtml>, 2020-03-27.
- [12] Bagley, S.T., Baumgard, K.J., Gratz, L.D., Johnson, J.H., and Leddy, D.G. (1996) Characterization of Fuel and After-treatment Device Effects on Diesel emissions Research Report No. 76. Health Effects Institute, Massachusetts.
- [13] Vaaraslahti, K., Virtanen, A., Ristimäki, J. and Keskinen, J. (2004) Nucleation Mode Formation in Heavy-Duty Diesel Exhaust with and without a Particulate Filter. *Environmental Science & Technology*, **38**, 4884-4890. <https://doi.org/10.1021/es0353255>
- [14] Herner, J.D., Hu, S., Robertson, W.H., Huai, T., Collins, J.F., Dwyer, H. and Ayala, A. (2009) Effect of Advanced After-treatment for PM and NO_x Control on Heavy-Duty Diesel Truck Emissions. *Environmental Science & Technology*, **43**, 5928-5933. <https://doi.org/10.1021/es9008294>
- [15] Kittelson, D.B., Watts, W.F., Johnson, J.P., Thorne, C., Higham, C., Payne, M., Goodier, S., Warrens, C., Preston, H., Zink, U., Pickles, D., Goersmann, C., Twigg, M.V., Walker, A.P. and Boddy, R. (2008) Effect of Fuel and Lube Oil Sulfur on the Performance of a Diesel Exhaust Gas Continuously Regenerating Trap. *Environmental Science & Technology*, **42**, 9276-9282. <https://doi.org/10.1021/es703270j>
- [16] Ma, H., Jung, H. and Kittelson, D.B. (2008) Investigation of Diesel Nanoparticle Nucleation Mechanisms. *Aerosol Science and Technology*, **42**, 335-342. <https://doi.org/10.1080/02786820802072717>
- [17] Swanson, J.J., Kittelson, D.B., Watts, W.F., Gladis, D.D. and Twigg, M.V. (2009) Influence of Storage and Release on Particle Emissions from New and Used CRTs. *Atmospheric Environment*, **43**, 3998-4004. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.05.019>
- [18] Vaaraslahti, K., Keskinen, J., Giechaskiel, B., Solla, A., Murtonen, T. and Vesala, H. (2005) Effect of Lubricant on the Formation of Heavy-Duty Diesel Exhaust Nanoparticles. *Environmental Science & Technology*, **39**, 8497-8504. <https://doi.org/10.1021/es0505503>
- [19] Vaaraslahti, K., Virtanen, A., Ristimäki, J. and Keskinen, J. (2004) Nucleation Mode Formation in Heavy-Duty Diesel Exhaust with and without a Particulate Filter. *Environmental Science & Technology*, **38**, 4884-4890. <https://doi.org/10.1021/es0353255>
- [20] Liu, Z.G., Berg, D.R., Swor, T. A. and Schauer, J.J. (2008) Comparative Analysis on the Effects of Diesel Particulate Filter and Selective Catalytic Reduction Systems on a Wide Spectrum of Chemical Species Emissions. *Environmental Science & Technology*, **42**, 6080-6085. <https://doi.org/10.1021/es8004046>
- [21] Vaaraslahti, K., Virtanen, A., Ristimäki, J., and Keskinen, J. (2004) Effect of After-Treatment Systems on Size Distribution of Heavy Duty Diesel Exhaust Aerosol. SAE Technical Paper 2004-01-1980, SAE International, Warrendale. <https://doi.org/10.4271/2004-01-1980>
- [22] Lee, C., Oh, K., Kim, D. and Lee, C. (2007) A Characteristics of Particle Number Distribution for the Urea Solution Injection to Urea SCR System of Commercial Diesel Engine for an Emission Regulation. SAE Technical Paper 2007-01-3455, SAE International, Warrendale. <https://doi.org/10.4271/2007-01-3455>
- [23] Thompson, N., Ntziachristos, L., Samaras, Z., Paivi, A., Wass, U., Hausberger, S. and Sams, T. (2004) Overview of the European "Particulates" Project on the Characterization of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles: Results for Heavy Duty Engines. SAE Technical Paper 2004-01-1986, SAE International, Warrendale.

- <https://doi.org/10.4271/2004-01-1986>
- [24] Lee, S., Cho, Y., Song, M., Kim, H., Park, J. and Baik, D. (2012) Experimental Study on the Characteristics of Nano-Particle Emissions from a Heavy-Duty Diesel Engine Using a Urea-SCR System. *International Journal of Automotive Technology*, **13**, 355-363. <https://doi.org/10.1007/s12239-012-0033-4>
- [25] Herner, J.D., Hu, S., Robertson, W.H., Huai, T., Chang, M.C.O., Rieger, P. and Ayala, A. (2011) Effect of Advanced Aftertreatment for PM and NO_x Reduction on Heavy-Duty Diesel Engine Ultrafine Particle Emissions. *Environmental Science & Technology*, **45**, 2413-2419. <https://doi.org/10.1021/es102792y>
- [26] Biswas, S., Hu, S., Verma, V., Herner, J.D., Robertson, W.H., Ayala, A. and Sioutas, C. (2008) Physical Properties of Particulate Matter (PM) From Late Model Heavy-Duty Diesel Vehicles Operating With Advanced Pm and NO_x Emission Control Technologies. *Atmospheric Environment*, **42**, 5622-5634. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.03.007>
- [27] Thiruvengadam, A., Besch, M.C., Carder, D.K., Oshinuga, A. and Gautam, M. (2011) Influence of Real-World Engine Load Conditions on Nanoparticle Emissions from a DPF and SCR Equipped Heavy-Duty Diesel Engine. *Environmental Science & Technology*, **46**, 1907-1913. <https://doi.org/10.1021/es203079n>
- [28] Czerwinski, J., Zimmerli, Y., Mayer, A. and Heeb, N. (2009) Testing of Combined DPF+SCR Systems for HD-Retrofitting—VERTdePN. SAE Technical Paper 2009-01-0284, SAE International, Warrendale. <https://doi.org/10.4271/2009-01-0284>
- [29] Khalek, I., Blanks, M. and Merritt, P. (2013) CRC Report: Phase 2 of the Advanced Collaborative Emissions Study. Coordinating Research Council, Inc., Alpharetta.
- [30] Giechaskiel, B., Riccobono, F., Vlachos, T., Mendoza-Villafuerte, P., Suarez-Bertoa, R., Fontaras, G., Bonnel, P. and Weiss, M. (2015) Vehicle Emission Factors of Solid Nanoparticles in the Laboratory and on the Road Using Portable Emission Measurement Systems (PEMS). *Frontiers in Environmental Science*, **3**, Article 82. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00082>
- [31] Mathis, U., Mohr, M. and Forss, A. (2005) Comprehensive Particle Characterization of Modern Gasoline and Diesel Passenger Cars at Low Ambient Temperatures. *Atmospheric Environment*, **39**, 107-117. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.09.029>
- [32] Ristimäki, J., Keskinen, J., Virtanen, A., Maricq, M. and Aakko, P. (2005) Cold Temperature PM Emissions Measurement: Method Evaluation and Application to Light Duty Vehicles. *Environmental Science & Technology*, **39**, 9424-9430. <https://doi.org/10.1021/es050578e>
- [33] Book, E., Snow, R., Long, T., Fang, T. and Baldauf, R. (2015) Temperature Effects on Particulate Emissions from DPF-Equipped Diesel Trucks Operating on Conventional and Biodiesel Fuels. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **65**, 751-758. <https://doi.org/10.1080/10962247.2014.984817>
- [34] Dardiotis, C., Martini, G., Marotta, A. and Manfredi, U. (2013) Low-Temperature Cold-Start Gaseous Emissions of Late Technology Passenger Cars. *Applied Energy*, **111**, 468-478. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.04.093>
- [35] Giechaskiel, B., Mamakos, A., Andersson, J., Dilara, P., Martini, G., Schindler, W. and Bergmann, A. (2012) Measurement of Automotive Nonvolatile Particle Number Emissions within the European Legislative Framework: A Review. *Aerosol Science and Technology*, **46**, 719-749. <https://doi.org/10.1080/02786826.2012.661103>
- [36] Giechaskiel, B., Vanhanen, J., Väkevä, M. and Martini, G. (2017) Investigation of Vehicle Exhaust Sub-23 nm Particle Emissions. *Aerosol Science and Technology*, **51**, 626-641. <https://doi.org/10.1080/02786826.2017.1286291>
- [37] Robinson, M., Backhaus, J., Foley, R. and Liu, G. (2016) The Effect of Diesel Exhaust Fluid Dosing on Tailpipe Particle Number Emissions. SAE Technical Paper 2016-01-0995, SAE International, Warrendale. <https://doi.org/10.4271/2016-01-0995>
- [38] Amanatidis, S., Ntziachristos, L., Giechaskiel, B., Bergmann, A. and Samaras, Z. (2014) Impact of Selective Catalytic Reduction on Exhaust Particle Formation over Excess Ammonia Events. *Environmental Science & Technology*, **48**, 11527-11534. <https://doi.org/10.1021/es502895v>
- [39] Lehtoranta, K., Murtonen, T., Vesala, H., Alanen, J., Simonen, P., Rönkkö, T., Timonen, H., Saarikoski, S., Maunula, T., Kallinen, K., et al. (2017) Natural Gas Engine Emission Reduction by Catalysts. *Emission Control Science and Technology*, **3**, 142-152. <https://doi.org/10.1007/s40825-016-0057-8>