冯 谦[2],沈秀娥[2],卢 洋,等.夏季柴油车冷、热启动条件下 NO_x 和 NH_3 排放特征分析 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):91-100.
Feng Q, Shen X E, Lu Y, et al. Analysis of NO*x* and NH_3 emission characteristics from heavy-duty diesel vehicles under cold and hot start conditions in the summer [J]. China Environmental Science, 2026,46(1):91-100.

夏季柴油车冷、热启动条件下 NO_x 和 NH_3 排放特征分析

冯 谦[1],沈秀娥[1],卢 洋[1],王蓬睿[1],周艳青[1],杨妍妍[1,2*] (1.北京市生态环境监测中心,北京 100048；2.清华大学环境学院,北京 100084)

摘要：通过在重型车底盘测功机上模拟夏季柴油车在不同载荷状态下冷、热机启动过程,重点分析了柴油车在冷、热启动条件下的 NO_x 与 NH_3 排放特性及影响因素.结果表明,冷启动时排气温度与冷却液温度上升较慢,NO_x 传感器延迟工作,82%以上的 NO_x 排放发生在传感器启用前;热启动因系统温度较高,SCR 与传感器快速投入运行,NO_x 排放明显降低.NH_3 排放受启动状态与模拟载荷影响显著,冷启动初期因 SCR 温度低排放因子高于平均水平;热启动时尿素快速水解且未与 NO_x 充分反应,导致 NH_3 排放增加.微观运行模态分析表明,NO_x 排放差异主要由发动机与 SCR 温度决定,NH_3 排放差异则与 SCR 温度及尿素喷射量相关.需要重视夏季柴油车冷机启动过程的污染物排放,协同优化启动过程的温度控制和 SCR 尿素喷射策略,进一步降低夏季柴油车排放对大气污染的影响.

关键词：柴油车；夏季排放；冷热启动；NO_x；NH_3
中图分类号：X511 **文献标识码**：A **文章编辑**：1000-6923(2026)01-0091-10

Analysis of NO_x and NH_3 emission characteristics from heavy-duty diesel vehicles under cold and hot start conditions in the summer. FENG Qian[1], SHEN Xiu-e[1], LU Yang[1], WANG Peng-rui[1], ZHOU Yan-qing[1], YANG Yan-yan[1,2*] (1.Beijing Municipal Ecological and Environmental Monitoring Center, Beijing 100048, China；2.School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China). *China Environmental Science*, 2026,46(1)：91~100

Abstract：This study investigated cold and hot start processes of diesel vehicles under different load conditions in summer using a heavy-duty chassis dynamometer, with a focus on analyzing NO_x and NH_3 emission characteristics and influencing factors. The results showed that during cold starts, the exhaust gas temperature and coolant temperature rose slowly, and the NO_x sensor was delayed in activation, with over 82% of NO_x emissions occurring before the sensor became operational. During hot starts, the SCR system and sensor entered operation rapidly due to higher system temperatures, leading to significantly lower NO_x emissions. NH_3 emissions were significantly affected by the start condition and simulated load. In the initial phase of cold starts, the NH_3 emission factor was higher than average because of low SCR temperatures. During hot starts, rapid urea hydrolysis without sufficient reaction with NO_x resulted in increased NH_3 emissions. Micro-scale operational modal analysis revealed that the difference in NO_x emissions was mainly determined by engine and SCR temperatures, whereas the difference in NH_3 emissions was associated with SCR temperature and urea injection quantity. The study emphasizes the need to address pollutant emissions during summer cold-start processes and proposes synergistic optimization of temperature control and SCR urea injection strategies to reduce the environmental impact.

Key words：diesel vehicles；summer emissions；cold start and hot start；NO_x；NH_3

近年来,臭氧污染已成为影响我国夏季空气质量的首要环境问题.随着大气污染防治工作的深入推进,臭氧污染问题日益凸显,已成为继 $PM_{2.5}$ 之后需要重点治理的大气污染物[1].研究表明,在高温强光照条件下,氮氧化物(NO_x)与挥发性有机物(VOCs)发生光化学反应是臭氧生成的主要途径[2].作为 NO_x 排放的重要来源,柴油车虽然在机动车保有量中占比不足 10%,但其 NO_x 排放量却占机动车排放总量的 80%以上[3],这使得柴油车排放控制成为夏季臭氧污染防治的关键环节[4].

选择性催化还原(SCR)技术是目前柴油车 NO_x 减排的主流技术路线,通过喷射尿素溶液产生氨气(NH_3)来实现 NO_x 的催化还原[4].然而,该技术在应用过程中存在两个突出问题:一方面,在车辆启动阶段,特别是冷启动条件下,SCR 系统尚未达到最佳工作

收稿日期：2025-06-15
基金项目：国家重点研发计划(2022YFC3703602)
* 责任作者, 正高级, yangyanyanstar@126.com

温度,导致 NO_x 转化效率显著降低[5];另一方面,尿素过量喷射或喷射后没有发生反应可能导致 NH_3 逃逸排放[6].值得注意的是,NH_3 虽然不直接参与臭氧生成,但能与大气中的酸性物质反应生成二次颗粒物[7],进而影响大气光化学平衡,间接促进臭氧生成[8].此外,NH_3 排放还可能通过改变大气氮循环影响臭氧的沉降过程[9-10].

目前,针对柴油车启动阶段的排放特性研究仍存在明显不足.首先,受限于 SCR 系统下游 NO_x 传感器在冷启动阶段的露点保护机制,常规车载诊断(OBD)系统无法准确监测冷启动过程的 NO_x 排放;其次,关于夏季高温环境下柴油车冷、热启动过程中 NO_x 和 NH_3 的协同排放特征研究较为匮乏.这些技术瓶颈不仅制约了对柴油车启动排放行为的深入认识,也影响了排放控制策略的优化和监管政策的有效实施[11-12].

本研究聚焦夏季典型气象条件下柴油车的启动排放特征,系统分析不同模拟载荷状态下冷、热机启动过程中 NO_x 和 NH_3 的排放规律,旨在揭示柴油车启动排放与夏季臭氧污染的内在关联,为完善柴油车排放控制技术、制定精准的臭氧污染防治策略提供科学依据.研究结果将有助于填补当前柴油车启动排放研究的技术空白,对实现“双碳”目标下的移动源污染协同控制具有重要意义.

1 试验及数据处理方法

1.1 车辆参数

表 1 车辆的主要技术参数

Table 1 Main parameters of the vehicle

参数	数据
车辆类型	N3
排放阶段	国六 a
后处理类型	DOC+DPF+SCR
柴油机排量(L)	12.5
最大功率(kW)	386
额定转速(r/min)	1800
整备质量(t)	9
额定装载质量(t)	40
发动机排气温度范围(℃)	180~350(热机)
行驶里程(km)	~10000

试验选用一辆典型的国六 a 重型柴油车,具体参数见表 1.车辆类别属于 N3 类非城市车辆,最大允许质量 40t,车辆后处理系统采用柴油机氧化型催化器(DOC)、颗粒物捕集器(DPF)和 SCR 技术.试验柴油车基本信息见表 1 .试验中尿素溶液浓度为标准浓度 32.5%,柴油车用柴油采用国六标准市售 0#柴油.

1.2 测试设备

本文基于底盘测功机测试系统开展重型柴油车在冷热启动条件下的瞬态运行特性模拟.测试系统采用德国 MAHA 公司生产的 AIP-ECDM 72H 2Axle 型四驱重型转毂,滚筒直径 1.83m,可模拟 3500~49000kg 整车惯量,并能够按照预设工况精确再现车辆的加速、减速、恒速及怠速等瞬态运行过程.系统可在冷启动与热启动条件下进行瞬态测试,通过匹配车载冷却液温度传感器与排气温度传感器,实时采集发动机及排放后处理系统在启动和运行过程中的温度变化特征,并同步记录车辆速度曲线和运行模式,确保排放测试结果与车辆实际动态工况高度一致,从而为全面揭示不同启动条件下 NO_x 与 NH_3 排放的演变规律及其影响因素提供可靠数据支撑.

本研究通过车载便携式排放测试系统(PEMS, HORIBA-OBS-ONE)测试车辆的 NO_x 排放,PEMS 测试设备由气体测量模块、排气流量计、电子控制单元(ECU)读取设备、主机单元和电源等部分组成,可实时测量和收集试验过程中车辆的排气流量、污染物浓度、环境温度、湿度、大气压力以及柴油机冷却液及排气温度等相关参数.其中,NO_x 测量原理是化学发光法(CLD).采用 HORIBA MEXA-6000FT 傅里叶变换红外光谱(FTIR)气体分析仪测试发动机尾气中 NH_3 的浓度.

1.3 测试过程与测试循环

本文测试中通过设置底盘测功机阻力系数模拟车辆装载不同吨位的货物.试验车辆整备质量 9t,额定装载质量 40t,10%模拟载荷时设置车辆总重量(9+40×10%)=13t;50%模拟载荷设置车辆总重量(9+40×50%)=29t;90%模拟载荷设置车辆总重量(9+40×90%)=45t.阻力系数根据 GB/T 18386-2017《电动汽车能量消耗率和续驶里程》[13]附录 A 重型商用车辆行驶阻力系数推荐方案.

在不同模拟载荷状态下模拟夏季冷、热启动过程的排放测试,10%、50%、90%模拟载荷下的冷

启动命名 10%LCs、50%LCs、90%LCs;10%、50%、90%模拟载荷下的热启动命名 10%LHs、50%LHs、90%LHs.实验室温度不低于 25℃(北京夏季平均温度 18.0~29.0℃),整车在底盘测功机实验室浸车 12h,柴油机冷却液低于 30℃(或冷却液温度不高于环境温度2℃)的条件下开始测试,在水温达到70℃之前的运行阶段均记为冷启动阶段,之后按照 C−WTVC 循环工况开始测试,测试车速与比功率见图 1;冷启动测试结束后,关闭柴油机,静置直至柴油机的冷却液温度接近(70±2)℃,启动柴油机开始热启动测试.

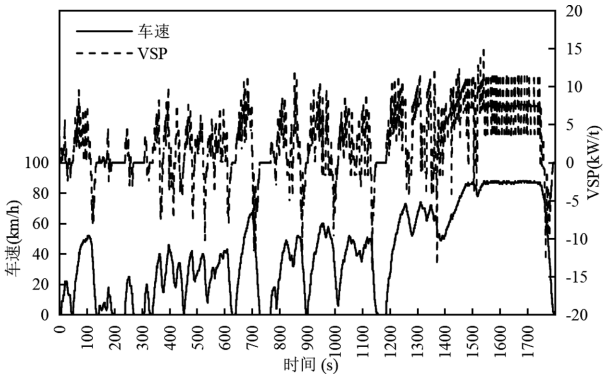


图 1　C−WTVC 测试工况车速与 VSP 曲线

Fig.1　C−WTVC test cycle speed and VSP curve

1.4　数据处理方法

1.4.1　工况参数与区间划分　车辆的比功率(VSP),即单位质量机动车的瞬时功率,是柴油机克服车轮旋转阻力、空气动力学阻力做功以及增加机动车的动能和势能所需要输出的功率和因内摩擦阻力造成的传动系机械损失功率,其数值与速度和加速度有关.相比国外的研究结果,中国典型城市的机动车行驶工况在高 VSP(大于 8kW/t)和高速(大于 80km/h)的比例相对较低.参考 MOVES 的 IVE 计算公式,依据张少君[14]重型车 VSP 的计算公式(式(1)),计算车辆逐秒 VSP, VSP 的工况划分区间见表 2,C−WTVC 测试工况下的微观模态工况占比见图 2.

$$\mathrm{VSP}=a\times v+v\times g\times\sin(\mathrm{grade})+\frac{A}{M}\times v+\frac{B}{M}\times v^2+\frac{C}{M}\times v^3 \tag{1}$$

式中:VSP 为车辆比功率,kW/t;a 为车辆瞬时加速度,m/s^2;v 为车辆行驶速度,m/s;grade 为道路坡度,%;$\frac{A}{M}$、$\frac{B}{M}$、$\frac{C}{M}$ 分别为道路负载系数.

表 2　微观模态工况划分

Table 2　Microscopic mode condition partitioning

VSP(kW/t)	加速度 a(m/s^2)	瞬时车速 v(km/h)			
	a<−0.89	v<1.6	1.6≤v<30	30≤v<60	60≤v<90
−20<VSP≤−4			Bin2	Bin12	Bin22
−4<VSP≤−2			Bin3	Bin13	Bin23
−2<VSP≤0			Bin4	Bin14	Bin24
0<VSP≤2			Bin5	Bin15	Bin25
2<VSP≤4	Bin0	Bin1	Bin6	Bin16	Bin26
4<VSP≤6	减速	怠速	Bin7	Bin17	Bin27
6<VSP≤8			Bin8	Bin18	Bin28
8<VSP≤10			Bin9	Bin19	Bin29
10<VSP≤12			Bin10	Bin20	Bin30
12<VSP≤20			Bin11	Bin21	Bin31

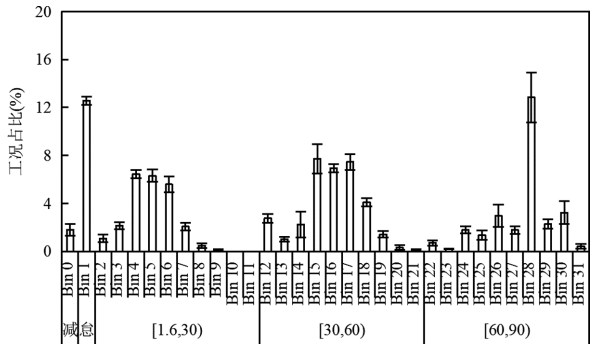


图 2　微观模态工况占比

Fig.2　Proportion of microscopic mode condition

1.4.2　NO_x 和 NH_3 排放率计算方法　基于 PEMS 测试设备可以获得逐秒的 NO_x 排放率(g/s).FTIR 测试设备获取逐秒的 NH_3 浓度,参照标准[15]中气态污染物瞬时质量排放率的计算公式,假设排气在 273K(0℃)和 101.3kPa 下的密度为 1.293kg/m^3,计算获得 NH_3 质量排放率,见式(2).

$$E_{\mathrm{NH_3},i}=\frac{0.0005869\times e_i\times G_{\mathrm{exh}}}{3600} \tag{2}$$

式中:$E_{\mathrm{NH_3},i}$ 为瞬时 NH_3 质量排放率,g/s;e_i 为 NH_3 排放浓度,10^{-6};G_{exh} 为瞬时排气流量,kg/h,基于 PEMS 测试设备获取.

1.4.3　发动机冷却液温升速率计算方法　为量化发动机启动过程中冷却液温度的上升特性,定义发动机冷却液温升速率(CTRR)为单位时间内冷却液温度的变化量.其计算基于发动机启动瞬间的冷却液初始温度与目标温度间的变化,采用式 3 表示:

$$\mathrm{CTRR}=\frac{T_t-T_0}{t-t_0} \tag{3}$$

式中:CTRR 为发动机冷却液温升速率,℃/min;T_0 为发动机启动时刻冷却液温度(初始温度), ℃;T_t 为发动机冷却液在目标工况时刻的温度,℃;t_0 为发动机启动时刻,min;t 为达到目标冷却液温度时的时间,min.分析目标温度之后的温度变化趋势,可将 T_0 和 t_0 替换为任意两个测量时刻,并保持单位一致.

2 结果与讨论

2.1 启动阶段柴油机热工状态

柴油机的冷却液温度对缸内燃烧和污染物的形成有直接作用[16],排气温度对后处理装置的净化作用的发挥起着关键作用[17].依据柴油机冷启动过程中冷却液温度和排气温度的变化情况划分柴油机工作过程阶段,见图 3.

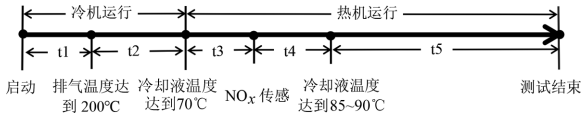


图 3 冷启动测试过程阶段定义

Fig.3 Definition of cold start test phases

10%、50%、90%不同模拟载荷在冷启动测试中,柴油车初始的平均排气温度为 40℃,见图 4,排气温度达到 200℃的温升速率依次为 95.6,104.8 和 107.9℃/min,排气温度达到 200℃用时 T1=t1,分别为 100,92,89s.不同模拟载荷冷启动的冷却液平均初始温度为 30℃,冷却液温度达到 70℃认为是冷机工作状态,不同模拟载荷冷启动冷却液的温升速率分别为 4.3,4.9,5.3℃/min,冷却液温度达到 70℃用时 T2=t1+t2,分别为 483,431,399s.国六柴油车使用 SCR 装置净化 NO_x 污染物,在 SCR 出口端通常安装 NO_x 传感器.NO_x 传感器开始工作通常滞后于 SCR 系统的工作时间.这是因为 NO_x 传感器需要在排气达到一定温度后才能准确测量 NO_x 浓度,以避免在低温下受到腐蚀性气体和水蒸气的影响.NO_x 传感器可以准确地测量 NO_x 的浓度,并反馈给车辆的控制系统,以便调整尿素喷射量或其他参数,确保 SCR 系统以最佳效率运行.本文通过分析 NO_x 传感器监测的 NO_x 浓度数据,发现当柴油车冷启动后运行 T3=t1+t2+t3 后 NO_x 传感器才开始监测尾气中的 NO_x 浓度,不同模拟载荷冷启动后 NO_x 传感器开始工作用时 T3 分别为 679,620,488s.冷却液达到 85℃以上稳定运行状态,三种模拟载荷状态的用时 T4=t1+t2+t3+t4,分别为 922,880,810s,分别占整个测试时间的 51.2%、48.9%、45.0%.通过对不同阶段的用时进行分析,在冷启动过程中,随着模拟载荷增加,冷却液温度、排气温度的温升速率都会增加,相对较快地达到稳定的工作状态,能使柴油机的燃烧和后处理工作达到比较好的状态,而有利于控制污染物的浓度.

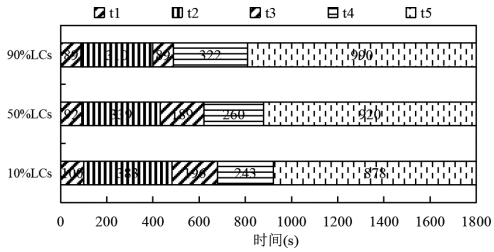


图 4 冷启动测试过程用时

Fig.4 Cold start test process duration

2.2 启动过程排放特征

2.2.1 启动过程 NO_x 排放特征 柴油车不同模拟载荷在冷、热启动时段的 NO_x 排放量和排放因子见图 5.柴油车冷启动 T1 阶段,10%、50%、90%不同模拟载荷在冷启动时段的 NO_x 排放量分别为 6.2、4.1、5.0g,分别占整个测试循环 NO_x 排放总量的 41.6%、62.7%、53.5%.T2 阶段,10%、50%、90%不同模拟载荷在冷启动时段的 NO_x 排放量占比分别为 84.8%、97.1%、82.2%,T3 阶段该比例提升到 88.1%、97.3%、83.8%,在 NO_x 传感器开始工作前,在该测试循环工况中,有将近 80%以上的 NO_x 排放量未被监测.当 NO_x 传感器开始工作后,可以准确地测量 NO_x 的浓度,并反馈给车辆的控制系统,以便调整尿素喷射量或其他参数,确保 SCR 系统以最佳效率运行.冷启动阶段的 NO_x 排放主要受柴油机和催化转化器温度的影响,在冷启动初期,由于柴油机和催化剂的温度较低,NO_x 的生成和转化效率均受到影响.NO_x 的生成主要与燃烧过程中的高温和富氧条件有关[18],而催化剂的低温则限制了 NO_x 的有效转化[19].因此,在冷启动阶段,NO_x 的排放量较高[20].此外,冷启动阶段的 NO_x 平均排放率(11.2,7.7,10.9mg/s)远高于热运行阶段的平均 NO_x 排放率(0.9,1.0,0.8mg/s),进一步证实了冷启动过程 NO_x 排放高的特征.NO_x 排

放因子分析也显示,冷启动阶段的 NO_x 排放因子(2.77,1.56,2.77g/km)远高于全程 NO_x 排放因子(0.36,0.21,0.30g/km),以及热启动阶段的 NO_x 排放因子(0.09,0.10,0.11g/km).

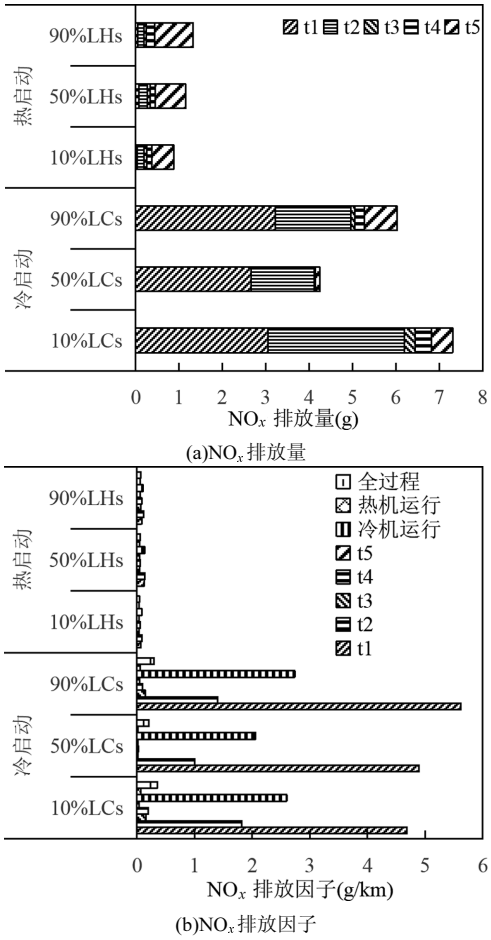


图 5　启动过程 NO_x 排放特征

Fig.5　NO_x emissions characteristics during start-up process

在柴油车的热启动测试中,不同模拟载荷(10%、50%、90%)下的 NO_x 排放量与冷启动 t1 阶段相比显著降低,分别为 0.2,0.3,0.2g,占整个测试循环 NO_x 排放总量的比例也较小,分别为 22.3%、23.1%、14.4%.在热启动阶段,柴油机和 SCR 催化剂已经达到了较高的工作温度,这使得 NO_x 净化过程更为高效.NO_x 的生成主要受燃烧温度和氧气浓度的影响,而在热启动阶段,由于柴油机温度较高,有利于 NO_x 的生成,但是由于高温下的 SCR 催化剂能够更有效地净化 NO_x,有效降低 NO_x 排放.此外,热启动阶段 NO_x 的平均排放率(0.42,0.51,0.48mg/s)仅为冷启动期间 NO_x 平均排放率的 3.7%、6.7%、4.4%,这一显著差异进一步证实了柴油机的工作温度对 NO_x 排放的影响.

在柴油车冷启动过程中,由于柴油机及排气系统温度偏低,SCR 系统的转化效率受到显著限制.在 t1 阶段(排气温度升至 200℃之前),SCR 尚未喷射尿素溶液,NO_x 排放完全由柴油机燃烧过程决定.此时,尽管柴油机处于低温状态、燃烧温度较低,NO_x 生成量相对热运行略低,但因缺乏后处理转化,尾气中 NO_x 直接排放到环境中.当排气温度达到 SCR 系统理论启动阈值 200℃后,进入 t2 阶段.在催化剂作用下,喷入的尿素溶液与 NO_x 反应生成氮气和水,NO_x 排放率显著下降.试验结果表明,从 SCR 开始工作到柴油机冷却液温度升至 70℃这一段时间内,NO_x 平均排放率明显低于 t1 阶段,说明 SCR 正常工作后能够有效减少 NO_x 排放[21].与冷启动相比,热启动条件下柴油机与排气系统温度较高,SCR 能够更快达到工作温度并开始催化反应.同时,NO_x 传感器也相对更早介入监测,实现对尾气 NO_x 浓度的精准识别,为控制系统实时调整尿素喷射量提供准确依据,从而提高 NO_x 控制的及时性和精度.

在相同阶段时间长度下,热启动过程的 NO_x 平均排放率均显著低于冷启动:与冷启动 SCR 理论正常工作前的相同时段相比,热启动的排放率为 0.42,0.67,0.53mg/s;与冷启动 SCR 理论正常工作后至冷却液达到 70℃的相同时段相比,热启动的排放率为 0.41,0.47,0.47mg/s.结果进一步说明,提高 SCR 系统在冷启动早期的介入速度、加快催化剂升温过程,对削减冷启动阶段 NO_x 排放具有关键意义.

NO_x 排放因子结果显示,冷启动时段显著高于热启动.三种模拟载荷下,冷启动时段的 NO_x 排放因子分别为 2.77,1.56 和 2.77g/km,而热启动测试循环的对应值仅为 0.04,0.06 和 0.07g/km.两者相比,冷启动时段分别是热启动同时间段的 31.1 倍、15.5 倍和 25.2 倍,进一步印证了冷启动阶段 NO_x 排放的急剧增加特征.造成这一差异的主要原因在于冷启动初期 SCR 系统温度不足,催化转化效率低,无法有效净化排放的 NO_x;随着柴油机燃烧室及排气系统温度升高,SCR 系统逐渐进入高效转化区间,从而实现对 NO_x 生成和排放的有效控制.因此,针对冷启动阶段排放高峰,通过优化柴油机预热系统和 SCR 系统的启动控制策略,可显著降低冷启动 NO_x 排放量,从而提升柴油车的整体排放控制水平与环境表现.

2.2.2　启动过程 NH_3 排放特征　柴油车在不同模拟

载荷冷、热启动时段的 NH_3 排放量和排放因子,见图 6.在冷启动 t1 阶段,由于排气温度尚未达到 SCR 系统的理论启动阈值(200℃),且系统未喷射尿素溶液,SCR 不参与 NO_x 的还原反应.此阶段的 NH_3 排放主要来源于柴油机燃烧过程中未完全燃烧的燃料及润滑油中的含氮化合物,这些化合物在高温的发动机排气通道中与水蒸气和氧气发生反应,生成一定量的 NH_3.试验结果表明,冷启动 t1 阶段 NH_3 排放量在 10%、50%、90% 载荷下分别为 28.1,26.8 和 22.5mg,分别占整个测试循环 NH_3 排放总量的 15.2%、14.1%和 11.9%.这说明尽管 SCR 系统尚未工作,冷启动初期的 NH_3 排放量仍占据了测试循环的显著比例.从排放因子角度分析,冷启动 t1 阶段 NH_3 排放因子分别为 11.8,13.4 和 12.4mg/km,均高于全程 NH_3 排放因子(9.0,9.4,9.2mg/km).这表明冷启动初期 NH_3 排放对整个循环的贡献不可忽视,特别是在环保标准趋严的背景下,其控制同样具有重要意义.

热启动阶段,由于柴油机和排气系统已处于较高温度,SCR 催化器能够在 T1 时段迅速达到工作温度并稳定运行.在相同模拟载荷(10%、50%、90%)下,热启动 T1 阶段的 NH_3 排放量分别为 35.6,23.4 和 21.7mg,占整个测试循环 NH_3 总排放量的 20.2%、12.5%和 6.8%.与冷启动对应的 T1 阶段相比,热启动 NH_3 整体排放水平降低,主要原因在于热机状态下燃烧效率更高、SCR 系统转化效率更快提升,从而减少了初期 NH_3 生成与逃逸.然而,从全循环看,热启动试验的 NH_3 排放因子(8.7,9.2,15.6mg/km)虽低于冷启动,但不同载荷下依然存在差异,这与热启动时尿素喷射策略未完全匹配实际原排放水平、以及载荷对排气温度与喷射量的影响密切相关.

进入 T2 阶段后,SCR 系统开始喷射尿素,排气温度已升至 200~400℃的尿素水解最佳区间,水解与热解反应显著加快,导致 NH_3 排放迅速上升.冷启动时,T2 阶段的排放因子为 12.2,13.6 和 12.8mg/km;热启动情况下分别升至 16.4,15.9 和 13.3mg/km,明显高于冷启动,对应阶段的排放因子也普遍大于 T1 和后续阶段.这是因为热启动初始温度高,催化剂活性立即进入峰值区间,尿素水解速率较快;若未根据实时 NO_x 排放量动态调整喷射量,多余的 NH_3 在催化通道中难以完全被氧化消耗,从而形成逃逸.同时,载荷变化对 NH_3 的排放特性具有显著影响.高载荷不仅提高了柴油机的排气温度,也使得尿素喷射量增多,两者共同加快了尿素水解和 NH_3 生成速率,从而可能引发更高水平的氨逃逸.低载荷下虽然温度和喷射量较低,反应速率受限,但初期阶段的匹配误差同样可能导致短时峰值出现.

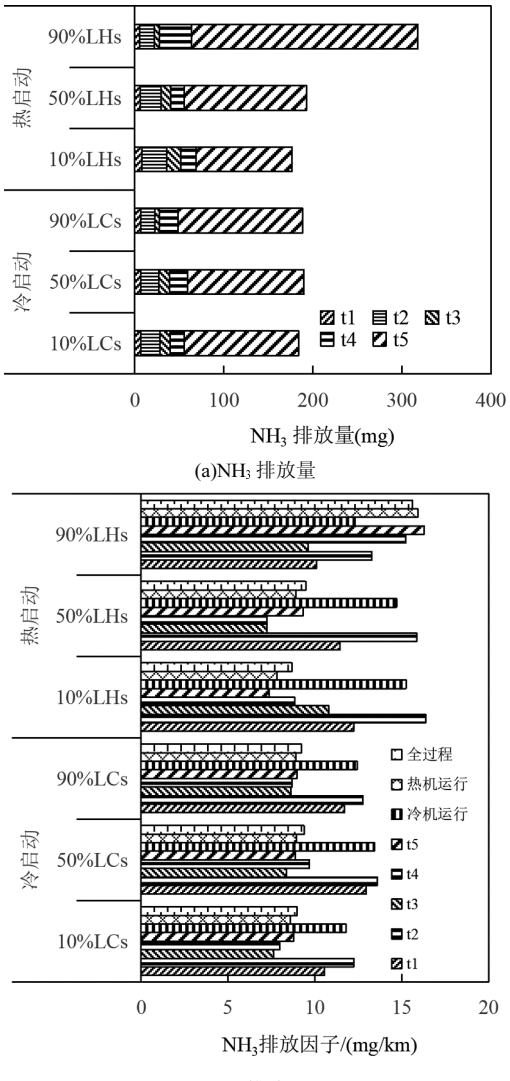


图 6 启动过程 NH_3 排放特征

Fig.6 NH_3emissions characteristics during start-up process

综上所述,T2 阶段 NH_3 排放量增加主要由排气温度达到尿素水解反应区间并开始喷射尿素驱动.热启动因初始条件更接近 SCR 最佳温域以及催化剂活性更高,NH_3 排放因子往往高于冷启动.有效降低该阶段的 NH_3 排放,应在尿素喷射控制策略中引入基于载荷、温度与实时 NO_x 浓度的动态匹配逻辑,同时结合催化剂健康状态调整氨储量,确保在提升

NO_x 转化率的同时抑制 NH_3 逃逸,提升整体后处理系统效率[22-23].

2.3　微观模态工况的排放特征

2.3.1　NO_x 微观模态排放特征

对不同模拟载荷的冷、热启动测试循环进行微观工况下的 NO_x 排放率分析,见图 7.

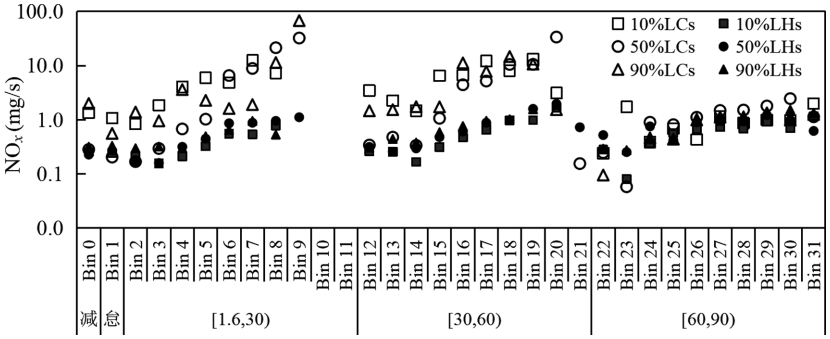


图 7　微观模态 NO_x 排放特征

Fig.7　Microscopic mode NO_x emissions characteristics

在怠速工况下,10%、50%、90%模拟载荷的冷启动 NO_x 排放率分别为热启动的 4.5 倍、75.8%和 1.7 倍.不同载荷下冷、热启动 NO_x 排放差异明显:在 10%与 90%载荷下,冷启动排放率显著高于热启动;而在 50%载荷下,冷启动略低于热启动.冷启动阶段,由于 SCR 系统尚未达到最佳工作温度,催化剂活性不足,NO_x 转化效率较低,导致 NO_x 排放率普遍偏高.热启动阶段得益于预热状态,SCR 系统能迅速进入高效转化区间,实现较低的 NO_x 排放.50%载荷下的特殊情况可能与燃烧生成特性有关,在中等模拟载荷冷启动工况中,柴油机燃烧压力与温度条件不利于 NO_x 的大量生成,从源头上降低了进入 SCR 系统的 NO_x 浓度,从而使排放率略低于热启动水平[24-25].

在 1.6~30km/h 低速区间,NO_x 排放率随车速及车辆 VSP 增加呈持续上升趋势.冷启动阶段排放率明显高于热启动,且差异随模拟载荷增大而进一步扩大,反映出低温状态下 SCR 催化活性不足,对 NO_x 的转化效率有限.在 30~60km/h 中速区间,NO_x 排放率随 VSP 变化呈“先下降、后上升”趋势.冷启动排放水平仍显著高于热启动,但随载荷增加,二者差距有所缩小.这一变化主要源于中速运行时柴油机与 SCR 系统温度逐步升高,催化剂活性增强,NO_x 转化效率提高,从而减弱了冷、热启动间的排放差异.在 60~90km/h 高速区间,NO_x 排放率的变化趋势与中速区间类似,但冷、热启动间差异进一步减小.高速运行阶段柴油机与 SCR 系统已充分预热,SCR 净化效率接近最佳状态,因此两种启动方式下的 NO_x 排放水平趋于一致.

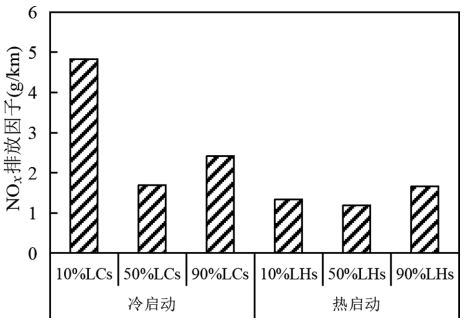


图 8　C−WTVC 测试循环 NO_x 排放因子

Fig.8　C−wtvc test cycle NO_x emission factor

基于微观工况计算的 NO_x 排放因子,见图 8. 在冷启动测试循环中,10%、50%、90%模拟载荷的 NO_x 排放因子呈“先降低、后增加”趋势,依次为 4.8,1.7 和 2.4g/km;热启动测试循环的变化趋势与冷启动相同,但幅度较小,分别为 1.3,1.2 和 1.7g/km.在 10%、50%、90%载荷下,冷启动排放因子分别是热启动的 3.6 倍、1.4 倍和 1.5 倍,各载荷水平的冷启动均高于热启动,但差异随着载荷增加而逐渐减小.这种变化主要是因为载荷增加时,冷启动阶段柴油机升温速度加快,SCR 系统更早介入尿素喷射,催化剂温度更快达到活性区间,从而缩短了低效转化时间,减弱了与热启动之间的 NO_x 排放因子差距.

综合上述各工况排放结果可知,冷、热启动 NO_x 排放差异的核心影响因素是柴油机与 SCR 系统的

温度状态.冷启动阶段,由于柴油机工作温度和排气温度均偏低,SCR 催化活性不足,NO_x 转化效率显著下降,从而导致排放率较高.随着运行时间和载荷的增加,尤其是在高载荷和高速工况下,柴油机与 SCR 系统温度迅速升高,催化剂活性增强,NO_x 排放率明显降低,冷、热启动间差异逐渐缩小.因此,通过优化柴油机预热策略与 SCR 系统的启动控制,可有效减少冷启动阶段的 NO_x 排放,从而提升柴油车的整体排放性能.同时,热启动工况下 NO_x 排放量的显著降低也验证了 SCR 系统在正常工作温度下的高效净化能力.

2.3.2 NH_3 微观模态排放特征 对不同模拟载荷下的冷、热启动测试循环进行微观工况下的 NH_3 排放率分析,见图 9.在怠速工况(Bin1)下,10%、50%、90%模拟载荷的冷启动/热启动测试循环 NH_3 排放率分别为 40.9/48.1、44.1/36.8 和 39.9/55.4μg/s,冷启动相当于热启动的 85.0%、1.2 倍和 71.9%.与 NO_x 排放规律相反,10%与 90%载荷下冷启动 NH_3 排放率均低于热启动;但在 50%模拟载荷下,冷启动 NH_3 排放率明显高于热启动,同时其 NO_x 排放率略高于热启动.这可能是由于 50%模拟载荷工况下尿素喷射量相对较大,能够显著降低 NO_x 排放,但冷启动时催化载体温度不足,部分 NH_3 未与 NO_x 反应便直接逸出.在 1.6~30km/h 低速区间,NH_3 排放率随 VSP 增加呈“先上升、后下降”趋势.冷启动与热启动在各载荷下的排放水平整体接近,说明在低速、较低热负荷条件下,SCR 系统温度差异对 NH_3 排放影响不显著,冷、热启动的氨逃逸水平差别较小.

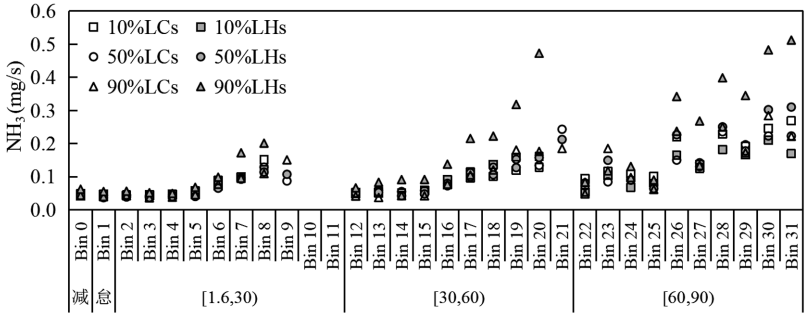


图 9 微观模态 NH_3 排放特征

Fig.9 Microscopic mode NH_3 emissions characteristics

在 30~60km/h 中速工况中,NH_3 排放率随 VSP 增加总体呈上升趋势,其中 90%模拟载荷热启动的 NH_3 排放率显著高于其他测试循环.冷启动时,随模拟载荷增加,NH_3 排放率先升高 45.8%、后下降 6.5%,其变化规律与 NO_x 一致.这可能是由于中速区间冷启动时 SCR 载体温度偏低,NH_3 与 NO_x 在催化剂上的反应受限,致使二者在该区间呈同步增减趋势.热启动阶段,NH_3 排放率随载荷依次升高 12.5%和 75.2%,整体变化与 NO_x 趋势一致,但在 90%载荷下,NH_3 排放率的增幅(75.2%)远高于 NO_x(8.3%).这表明在中速高载荷条件下,尽管增加尿素喷射可有效降低 NO_x 排放,但过量喷射导致氨储量超过催化剂最佳转化能力,多余的 NH_3 直接挥发并逃逸.

在 60~90km/h 高速工况中,随车辆 VSP 增加,NH_3 排放率整体呈“先升、后降、再升”变化趋势.冷启动条件下,不同模拟载荷(10%、50%、90%)的循环平均排放率分别为热启动的 1.3 倍、83.6%和 61.1%.随着模拟载荷提升,冷启动测试的 NH_3 排放率先下降(较 10%载荷降低 12.9%)后上升(较 50%载荷提高 13.4%),其变化规律与 NO_x 排放率相反.相比之下,热启动条件下 NH_3 排放率随载荷持续增加,尤其在 90%载荷下相比 50%载荷有明显升幅.这一差异表明,在热启动的高速区间,高载荷显著促进了尿素水解与 NH_3 生成速率,若喷射策略与 NO_x 排放不匹配,NH_3 逃逸风险会明显增加.

基于微观工况计算的 NH_3 排放因子,见图 10.10%、50%、90%模拟载荷在冷启动测试循环的 NH_3 排放因子先升高后降低,与 NO_x 排放因子变化相反,与前面论述一致;热启动测试循环的 NH_3 排放因子先降低后增加,差异相对较大,分别为 270.5、162.6、284.2mg/km.10%、50%、90%模拟载荷状态下,冷启动测试循环的 NH_3 排放因子是热启动的 64.2%、1.4

倍、54.7%,在 50%模拟载荷冷热测试的差异最大.

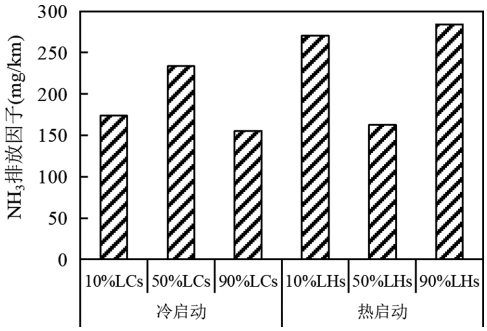


图 10　C−WTVC 测试循环 NH_3 排放因子

Fig.10　C−WTVC test cycle NH_3 emission factor

冷启动与热启动 NH_3 排放差异主要受 SCR 系统工作温度和尿素喷射匹配程度影响.冷启动初期,由于柴油机与后处理系统温度偏低,尿素热解与水解反应受限,NH_3 排放率较低,但随着载荷提升、排气温度上升,排放率逐渐增加.热启动阶段,系统初温较高,催化活性处于高效区,载荷增加会显著提升排气温度与喷射量,尤其在中高速工况下 NH_3 排放升幅明显.这表明在高温、充分喷射条件下,若喷射策略与实时 NO_x 水平匹配不足,SCR 系统更易发生 NH_3 逃逸.因而,针对不同启动状态与工况,应优化温度管理与尿素喷射控制策略,实现 NO_x 高效转化的同时抑制 NH_3 排放,从而提升柴油车整体排放净化性能和系统效率.

3　结论

3.1　在冷启动测试中,随着模拟载荷从 10%增加到 90%,柴油车的排气温度和冷却液温度上升速率加快,达到稳定工作状态的时间缩短,且随模拟载荷增加,传感器开始工作的用时减少,更快地协同控制 NO_x 的排放.

3.2　在柴油车冷启动过程中,NO_x 排放主要受柴油机燃烧影响.当排气温度达到 200℃(t1 阶段)前,不同模拟载荷下的 NO_x 排放量占比达到 82%~97%, NO_x 传感器正常工作前的 NO_x 排放比例提升到 84%~98%.热启动时,由于排气装置温度较高,SCR 和 NO_x 传感器能更快投入工作,精准调整尿素喷射量,使 NO_x 排放率显著低于冷启动.NH_3 排放受冷热启动状态和载荷影响显著.冷启动初期(t1 阶段), SCR 系统未启动,NH_3 主要来自不完全燃烧的燃料和润滑油中的含氮化合物,且 NH_3 排放因子高于全程平均水平,不容忽视.热启动过程,由于排气装置温度较高,排气温度上升触发尿素水解,导致 NH_3 排放量显著增加,且热启动的 NH_3 排放因子普遍高于冷启动.

3.3　在微观运行模态中,冷、热启动的 NO_x 排放差异主要由柴油机和 SCR 系统温度决定.冷启动时,因排气温度相对较低,NO_x 排放率相对较高,但随着排气温度升高,特别是在高载荷和高车速条件下, SCR 系统净化效率提升,NO_x 排放率下降.NH_3 排放差异则受 SCR 系统温度和尿素喷射量影响.冷启动过程,因系统温度低,NH_3 排放率相对热启动过程低,但随模拟载荷增加而上升.热启动时,NH_3 排放率随模拟载荷增加显著上升,特别是在中高速区间.优化温度控制和尿素喷射策略可减少 NH_3 排放.热启动中 NH_3 排放增加表明 SCR 系统在正常温度下可能存在 NH_3 逃逸问题,需进一步优化以提高排放控制系统的工作效率.

参考文献:

[1] Wu H J, Guo B, Guo T Y, et al. A study on identifying synergistic prevention and control regions for $PM_{2.5}$ and O_3 and exploring their spatiotemporal dynamic in China [J]. Environmental Pollution, 2024,341:122880.

[2] Fu M Q, Yang Y Y, Li Y, et al. Beijing heavy−duty diesel vehicle battery capacity conversion and emission estimation in 2022 [J]. Sustainability, 2023,15(14):11019.

[3] Xu Z Y, Wang R J, CAO Y, et al. High−emitter identification for heavy−duty vehicles by temporal optimization LSTM and an adaptive dynamic threshold [J]. Frontiers of Information Technology & Electronic Engineering, 2023,24(11):1633−1646.

[4] Gu Y X, Li K, Xu J M, et al. Observed dependence of surface ozone on increasing temperature in Shanghai, China [J]. Atmospheric Environment, 2020,226:117377.

[5] Elkaee S, Phule A D, Yang J H. Advancements in (SCR) technologies for NO_x reduction: A comprehensive review of reducing agents [J]. Process Safety and Environmental Protection, 2024,184:854−80.

[6] Cho C, Jung Y, Shine Y, et al. Nitric oxide and nitrous oxide from selective oxidation in a vanadium−based catalytic diesel after−treatment system [J]. Process Safety and Environmental Protection, 2022,161:387−395.

[7] 黄　虹,贺冰洁,熊震宇,等.南昌市 $PM_{2.5}$ 中铵盐及其气态前体物的分布特征与转化机制 [J]. 地球环境学报, 2018,9(4):334−347.
Huang H, He B J, Xiong Z Y, et al. Distribution characteristics and transformation mechanism of ammonium salts and their gaseous precursors in $PM_{2.5}$ in Nanchang city [J]. Journal of Earth Environment, 2018,9(4):334−347.

[8] Shao M, Lv S, Wei Y J, et al. The various synergistic impacts of precursor emission reduction on $PM_{2.5}$ and O_3 in a typical industrial

city with complex distributions of emissions [J]. Science of the Total Environment, 2024,940:173497.

[9] Wang L, Qin K, Zhao B X. Spatiotemporal variations in the association between $PM_{2.5}$ and ozone in the yangtze river economic belt: Impacts of meteorological and emissions factors [J]. Atmospheric Environment, 2024,329:120534.

[10] Toro C, Sonntag D, Bash J, et al. Sensitivity of air quality to vehicle ammonia emissions in the United States [J]. Atmospheric Environment, 2024,327:120484.

[11] Zhu H W, Mccaffery C, Yang J C, et al. Characterizing emission rates of regulated and unregulated pollutants from two ultra-low NO_x CNG heavy-duty vehicles [J]. Fuel, 2020,277:118192.

[12] Mendoza-villafuerte P, Suarez-bertoa R, Giechaskiel B, et al. NO_x, NH_3, N_2O and PN real driving emissions from a Euro VI heavy-duty vehicle. Impact of regulatory on-road test conditions on emissions [J]. Science of the Total Environment, 2017,609:546-55.

[13] GB/T 18386-2017 电动汽车 能量消耗率和续驶里程 试验方法 [S].
GB/T 18386-2017 Electric vehicles-Energy consumption and range-Test procedures [S].

[14] 张少君.中国典型城市机动车排放特征与控制策略研究 [D]. 北京: 清华大学, 2014.
Zhang S J. Characteristics and control strategies of vehicle emissions in typical cities of China [D]. Beijing: Tsinghua University, 2014.

[15] HJ857-2017 重型柴油车、气体燃料车排气污染物车载测量方法及技术要求 [S].
HJ857-2017 Measurement method and technical specification for PEMS test of exhaust pollutants from heavy-duty diesel and gas fuelled vehicles [S].

[16] Hossain A, Sharma V, Ahmad G, et al. Energy outputs and emissions of biodiesels as a function of coolant temperature and composition [J]. Renewable Energy, 2023,215:119008.

[17] Fu M Q, Jin T S, Qu L, et al. The effect of multiple factors on water-soluble inorganic ions in diesel particulate matter emissions [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023,459:132236.

[18] Nabi M N, Rasul M G, Arefin M A, et al. Investigation of major factors that cause diesel NOx formation and assessment of energy and exergy parameters using e-diesel blends [J]. Fuel, 2021,292:120298.

[19] Cai J H, Hao S J, Zhang Y, et al. Co3O4 as an efficient passive NOx adsorber for emission control during cold-start of diesel engines [J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2024,66:1-7.

[20] Zare A, Bodisco T A, Jafari M, et al. Cold-start NO_x emissions: Diesel and waste lubricating oil as a fuel additive [J]. Fuel, 2021,286:119430.

[21] Mera Z, Fonseca N, Casanova J, et al. Influence of exhaust gas temperature and air-fuel ratio on NO_x aftertreatment performance of five large passenger cars [J]. Atmospheric Environment, 2021,244: 117878.

[22] Zhu H W, Ma T Y, Toumasatos Z, et al. On-road NO_x and NH3emissions measurements from in-use heavy-duty diesel and natural gas trucks in the South Coast air Basin of California [J]. Atmospheric Environment, 2024,316:120179.

[23] 李松峰,张春化,李阳阳,等.柴油车选择性催化还原和氨逃逸催化研究进展 [J]. 长安大学学报(自然科学版), 2022,42(1):97-114.
Li S F, Zhang C H, Li Y Y, et al. Research progress on selective catalytic reduction and ammonia slip catalysts for diesel vehicles [J]. Journal of Chang'an University (Natural Science Edition), 2022,42(1): 97-114.

[24] Tang G Z, Wang S B, Du B C, et al. Study on pollutant emission characteristics of different types of diesel vehicles during actual road cold start [J]. Science of the Total Environment, 2022,823:153598.

[25] Wu X, Zhao H G, He L Q, et al. Impacts on real-world extra cold start emissions: Fuel injection, powertrain, aftertreatment and ambient temperature [J]. Environmental Pollution, 2023,324:121339.

致谢：本研究工作得到中汽科技(北京)有限公司阳益涛工程师的协助,在此表示感谢.

作者简介：冯 谦(1986-),男,河北辛集人,高级工程师,博士,主要从事移动源排放监测与管控技术研究.发表论文 20 余篇.fengqianhg@163.com.