CLEAN AIR ASIA
亚洲清洁空气中心

# 交通空气污染监测与评估
# 国际经验与案例分析

亚洲清洁空气中心

2024年10月

## 关于亚洲清洁空气中心

亚洲清洁空气中心（Clean Air Asia，简称 CAA）是一家国际非营利性环保公益组织，致力于改善亚洲区域空气质量，打造健康宜居的城市。CAA 成立于 2001 年，是联合国认可的合作伙伴机构。

CAA 总部位于菲律宾马尼拉，在中国北京和印度德里设有办公室。CAA 拥有来自全球的 261 个合作伙伴，并建立了六个国家网络——印度尼西亚、马来西亚、尼泊尔、菲律宾、斯里兰卡和越南。

CAA 自 2002 年起在中国开展工作，专注于空气质量管理、绿色交通和能源转型。2018 年 3 月 12 日，CAA 获得北京市公安局颁发的《境外非政府组织代表机构登记证书》，在北京设立亚洲清洁空气中心（菲律宾）北京代表处。CAA 接受公安部及业务主管单位生态环境部的指导，在全国范围内开展大气治理领域的能力建设、研究和宣传教育工作。

## 报告团队

**撰稿人**

张伟豪　空气质量项目主任

王　思　环境研究员

**支持人员**

付　璐　北京代表处首席代表

万　薇　中国区项目总监

朱　妍　传播项目主管

王　悦　高级交通研究员

## 致谢

报告团队衷心地感谢以下专家在报告编写过程中提供的指导和帮助，以及在报告审阅过程中提出的宝贵意见和建议。

贺克斌　中国工程院院士 清华大学碳中和研究院院长 环境学院教授

丁　焰　中国环境科学研究院 首席科学家

伏晴艳　上海市环境科学研究院 副院长

王　欣　北京市生态环境监测中心 高级工程师

# 目录

**执行摘要 ..... 01**

背景 ..... 01
结论 ..... 03
交通空气污染监测覆盖多种交通场景 ..... 03
路边站选址均优先考虑浓度较高的地点 ..... 04
路边站参与空气质量达标评价 ..... 07
低成本的补充监测手段被广泛采用 ..... 08
交通站的实时和历史监测数据均完全公开 ..... 09
采用多种方式开展公众宣教与加强公众参与 ..... 09
建议 ..... 11
优化并扩展交通站监测网络，统筹推进应用多种监测手段 ..... 11
建立跨部门信息共享机制，提升信息公开水平 ..... 11
未来探索逐步将交通站纳入城市空气质量达标评价 ..... 12

**背景篇 ..... 13**

交通源是大气污染物和二氧化碳的主要来源 ..... 14
交通源排放对城市空气质量的影响日益突出 ..... 16
治理交通空气污染可带来环境和健康效益 ..... 17
我国的交通空气污染监测需要获得更多关注 ..... 21

**美国篇 ..... 22**

多次立法关注交通污染及其管控 ..... 23
$NO_2$ 标准修订带动路边空气质量监测网络建设 ..... 23
根据人口和交通量等因素确定路边站数量和选址 ..... 25
路边站参与空气质量达标评价 ..... 26
案例 加州南海岸地区因新建路边站需修改达标规划 ..... 27
公开发布路边站监测数据 ..... 29
路边站指导学校选址和用地布局 ..... 30

案例 路边站用于评估交通源排放对空气质量的影响 ..... 31
案例 洛杉矶港 ..... 34
专题 低成本传感器（Low–cost Sensor, LCS） ..... 38

**英国篇 ..... 41**

欧盟指令推动英国完善空气质量监测站网络 ..... 42
公开发布路边站监测数据 ..... 43
路边站数据有效评估政策实施效果 ..... 43
建设被动采样管网络（UUNN）以扩大路边 $NO_2$ 监测 ..... 44
AURN 站点数据用于校正采样管数据 ..... 46
AURN 路边站和 UUNN 站点均参与空气质量达标评价 ..... 47
案例 希思罗机场 ..... 48
案例 “呼吸伦敦”监测网络 ..... 52

**欧盟篇 ..... 55**

交通污染管控始于机动车排放标准制定 ..... 56
多项条约和指令推动空气质量监测进程 ..... 56
优先考虑人口和浓度来确定监测站数量和选址 ..... 57
公开发布路边站监测数据 ..... 58
路边站数据用于评估污染控制措施的有效性 ..... 60
案例 巴黎交通源的 UFP 监测 ..... 61

**新西兰篇 ..... 64**

对受交通影响的敏感地区进行监测 ..... 65
根据人口确定监测站数量 ..... 65
监测网络采用被动采样管监测 $NO_2$ ..... 67
监测数据用于识别热点地区与评估变化趋势 ..... 68
案例 约翰斯顿山隧道 ..... 70

**日本篇 ..... 72**

环境空气质量监测网络专门包含路边站网络 ..... 73
根据人口和居住区面积确定路边站数量 ..... 73
独立对两个监测网络进行空气质量达标评价 ..... 74
公开发布路边站监测数据 ..... 75

**参考文献 ..... 76**

# 执行摘要

## ◎ 背景

近年来，随着人口增长、经济发展和城市化进程加快，全球机动车保有量保持增长态势。然而，交通运输在为人类生活和经济发展带来便利的同时，其排放的大量废气也会对空气质量和气候造成负面影响。交通源的排放已被证明是造成环境空气污染的主要因素，尤其是在交通流量大的城市地区，交通源成为了 $PM_{2.5}$、$NO_2$、$O_3$ 等污染物的主要贡献源。

由于交通源是人们日常大量接触的污染源，使得人们不可避免地暴露于交通空气污染中，而且交通源的排放高度处于人体呼吸带高度，人群吸入因子明显高于工业源。因此，交通空气污染与公众健康关系密切，已成为一个重要的公共卫生问题。大量研究证明交通空气污染与广泛的疾病发病有关，如婴儿的早产和低出生体重、儿童的哮喘和肺功能下降、成年人的心脑血管系统疾病和慢性阻塞性肺病等。

我国近年来大力开展大气污染防治工作，空气质量实现了持续改善。随着固定源与面源的治理空间日渐缩小，保有量持续增长的交通源对空气污染的贡献逐步凸显。因此，全面的交通空气污染监测和评估变得非常重要且必要。这不仅对评估空气质量和人群暴露尤为重要，而且有助于支持相关治理政策的制定、实施和评估，最终保护公众健康。

“十二五”至今，我国不断加强环境空气质量监测网络的建设，目前已经建成了包含一万余个标准监测站和小微站在内的国家 – 省 – 市三级环境空气质量监测网络，但我国的交通空气污染监测工作仍处于起步阶段。进入“十四五”时期，我国陆续发布详细的交通站建设相关的政策和指南，如表 1。

国际上，一些发达国家的交通空气污染监测工作起步较早，经过数十年的发展构建了相对完整的交通环境空气质量监测体系。亚洲清洁空气中心通过梳理总结美国、英国、欧盟、新西兰和日本在交通空气污染监测与评估方面的做法与经验，编写了《交通空气污染监测与评估：国际经验与案例分析》研究报告，旨在为我国开展相关工作提供参考和借鉴，更好地支持我国交通空气污染的治理与空气质量的持续改善。

**表 1** 中国交通空气污染监测的相关政策汇总

| 政策名称 | 发布部门 | 具体要求 | 发布时间 |
|---|---|---|---|
| 《环境空气质量监测规范（试行）》 | 原国家环保总局 | 道路交通的污染监控点应设在可能对人体健康造成影响的污染物高浓度区域；距路边不超过 20 米；离地面高度为 2–5 米；具体设置原则由地方环境保护行政主管部门根据监测目的确定。 | 2007 年 |
| 《环境空气质量监测点位布设技术规范（试行）》 | 原环境保护部 | 路边交通点应在行车道的下风侧，根据车流量、车道两侧地形、建筑物分布等确定位置；距路边不超过 20 米；离地面高度为 2–5 米；具体布设原则由地方环境保护行政主管部门根据监测目的确定，并实时发布监测信息。 | 2013 年 |
| 《“十四五”全国细颗粒物与臭氧协同控制监测网络能力建设方案》 | 生态环境部 | 开展交通污染专项监测，在“十四五”大气污染防治重点区域和 VOCs 排放量较高的城市中建设公路、港口、机场和铁路货场等交通污染监测站。 | 2021 年 |
| 《“十四五”生态环境监测规划》 | 生态环境部 | 到 2025 年，重点城市应在主干道附近建立路边站，对 $PM_{2.5}$、NMHC、NOx 和交通量进行综合监测。 | 2021 年 |
| 《交通环境空气质量监测技术指南（试行）》 | 中国环境监测总站 | 对路边站、港口站、机场站和铁路货运站的布设原则、数量、位置、监测污染物种类和监测方法做出了规定，要求较为全面。 | 2022 年 |

## ◎ 结论

### 交通空气污染监测覆盖多种交通场景

美国、英国、日本等发达国家的空气质量监测覆盖了多种交通场景（如表 2），可以评估不同类型交通源对空气质量的影响，从而有针对性地制定减排措施。这些交通站不仅覆盖了城市道路和高速公路，还对交通量大的港口、机场与隧道的空气质量进行全面监测。对于不同的交通场景，空气质量监测的方法和指标也有所不同。

针对城市道路和高速公路，美国、英国和日本均专门建设了路边空气质量监测站网络。

- 美国是为了支持 2010 年修订的国家环境空气质量标准的实施，评估新设立的 $NO_2$ 小时浓度限值的达标情况，从而开始建设路边 $NO_2$ 监测网络，后续将 $PM_{2.5}$ 和 CO 也纳入监测。截止 2023 年底，美国的路边空气质量监测网络共有 78 个监测站，有效运行约 70 个，其中同时包含城市道路站和高速公路站。
- 英国出于对交通源排放的关注，于 1997 年开始建设路边站监测 $NO_2$ 和 $PM_{10}$，并纳入国家环境空气质量监测网络（AURN），后于 2009 年将 $PM_{2.5}$ 纳入路边站监测指标。截止到 2023 年底，英国的 AURN 中共有 70 个路边站，同时各地方当局还建设了 300 余个路边站用于地方的空气质量管理。英国还于 2020 年建设了以被动采样管为监测手段的城市路边 $NO_2$ 监测网络（UUNN），旨在扩大城市路边 $NO_2$ 监测规模以评估路边 $NO_2$ 达标情况。截止到 2023 年底，UUNN 网络有约 300 个监测点位。

**表 2** 不同交通场景的监测应用情况对比

| | 代表国家 | 监测指标 | 监测方法 | 是否参与官方空气质量达标评价 | 是否公开监测数据 |
|---|---|---|---|---|---|
| 城市道路 | 美国 | $NO_2$、$PM_{2.5}$、CO | 自动监测 | 是 | 是 |
| | 英国 | $NO_2$、$PM_{2.5}$、$PM_{10}$ | 自动监测 | 是 | 是 |
| | | $NO_2$ | 被动采样 | 是 | 是 |
| | 日本 | NOx、$PM_{2.5}$、SPM（可悬浮颗粒物）、Ox（光化学氧化剂）、CO、$SO_2$ | 自动监测 | 是 | 是 |
| | 新西兰 | $NO_2$、$PM_{2.5}$、$PM_{10}$、CO、$SO_2$、$O_3$、BC（黑碳） | 自动监测 | 是 | 是 |
| | | $NO_2$ | 被动采样 | 否 | 是 |
| 高速公路 | 美国 | $NO_2$、$PM_{2.5}$、CO | 自动监测 | 是 | 是 |
| | 新西兰 | $NO_2$ | 被动采样 | 否 | 是 |
| 港口 | 美国 | $NO_2$、$PM_{2.5}$、$PM_{10}$、CO、$SO_2$、$O_3$、BC、EC（元素碳）、UFP（超细颗粒物） | 自动监测 | 否 | 是 |
| 机场 | 英国 | $NO_2$、$PM_{10}$、$PM_{2.5}$、$O_3$、BC | 自动监测 | 部分参与 | 是 |
| 隧道 | 新西兰 | CO | 传感器监测 | 否 | 否 |

- 日本于上世纪 70 年代开始建设大气环境监测体系，包括一般环境空气质量监测站和路边空气质量监测站。截止 2021 年底，日本的监测体系中共有近 400 个路边站。

- 新西兰于 2007 年开始建设全国空气质量监测网络，旨在实现公路 $NO_2$ 浓度趋势的下降，减少道路交通对环境空气质量的影响。网络使用被动采样管进行监测，主要监测 $NO_2$。截至 2022 年底，网络共有 150 余个站点，其中约一半为高速公路站，还有部分城市路边站和城市背景站。

针对港口和机场，美国和英国有代表性的洛杉矶港口和伦敦希思罗机场分别于 2005 年和 1993 年开始自行投资建设并运维空气质量监测站。

- 为了评估港口柴油机颗粒物（DPM）的污染水平及其对周围社区空气质量的影响，洛杉矶港建设了四个空气质量标准监测站，分别位于附近的两个社区内、码头作业区内、以及南部沿海边界。除了监测常规六项污染物（$PM_{2.5}$、$PM_{10}$、$SO_2$、$NO_2$、CO、$O_3$）外，港口还补充监测 EC、BC 和 UFP，以评估港口清洁空气行动计划对 DPM 的治理效果，以及交通源对 UFP 的影响。

- 为了评估机场空气质量达标情况和污染物浓度变化趋势，希思罗机场建设了五个空气质量监测站，主要监测 NOx、$PM_{10}$、$PM_{2.5}$、$O_3$ 和 BC。站点分别位于机场跑道旁、附近的两个社区内、以及机场临近的公路边，其中一个站点作为城市工业站被纳入英国的国家空气质量监测网络。

针对隧道，新西兰交通局自 1980 年开始在主要的高速公路隧道内开展空气质量监测，旨在了解隧道内的空气质量情况，从而评估隧道通风系统升级的必要性。最初是对 CO、$NO_2$ 和 PM 进行试点监测，后续逐渐发展成利用传感器对 CO 进行业务化监测，并定期开展其他污染物的试点监测。隧道内监测点位的布设通常选择污染物浓度峰值的位置，其次根据隧道长度、内部结构、交通流量等因素确定。

在我国，中国环境监测总站于 2022 年发布的《交通环境空气质量监测技术指南（试行）》中规定了路边站、港口站、机场站和铁路货运站的布设原则、数量、位置、监测污染物种类和监测方法，要求内容较为全面，但是我国各类型的交通站的建设进展信息无法在公开源查到。

## 路边站选址均优先考虑浓度较高的地点

在确定路边站选址和数量的优先考虑因素方面，各国有较大的共性，仅在确定数量的优先考虑因素有些许差别，如表 3。

各国确定路边站数量的优先考虑因素多为两个，其中一个均为人口，另一个有所区别，包括交通量、浓度、居住区面积等。

- 美国路边站的数量通过核心统计区（CBSA）的人口和交通量来确定。在人口超过 100 万的 CBSA 中，每个 CBSA 需要建一个路边站。满足这个条件之后，如果 CBSA 的人口超过了 250 万，或拥有年日均交通量（AADT）达到 25 万的路段，这类 CBSA 需要建设第二个路边站，如图 1。

- 英国路边站的数量同欧盟的政策要求一致，由各区域人口和污染物浓度来确定，如表 4。对于 $NO_2$、PM 和 CO，各区域内至少应建设一个背景站和一个路边站。

- 日本路边站数量的确定原则为：（1）每 75,000 名居民范围内设置一个路边站；（2）每 25 平方公里的住宅区设置一个路边站，即

**表 3** 各国路边站选址和数量的考虑因素和指标

| 国家 | 监测方法 | 数量优先考虑因素 | 选址优先考虑因素 | 选址其他考虑因素 | 与路边距离 | 采样高度 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 美国 | 自动监测 | 人口、交通量 | 污染物浓度最高的地点 | 道路结构、路边特征、周围地形、安全性等 | 20 米内 | 2–7 米 |
| 英国 | 自动监测 | 人口、浓度 | 人口可能直接或间接暴露的高浓度地点 | 安全性、可达性等 | 10 米内<br>距路口至少 25 米 | 1.5–4 米 |
| | 被动采样 | –– | 模拟结果显示 $NO_2$ 浓度超标的地点 | 安全性、可达性等 | 1–5 米<br>距路口至少 5 米 | 2–4 米 |
| 欧盟 | 自动监测 | 人口、浓度 | 人口可能直接或间接暴露的高浓度地点 | 安全性、可达性等 | 10 米内<br>距路口至少 25 米 | 1.5–4 米 |
| 新西兰 | 被动采样 | 人口 | 最有可能出现高浓度 $NO_2$ 的地点 | 交通量、安全性等 | 高速公路：100 米内<br>城市道路：50 米内 | 2–4 米 |
| 日本 | 自动监测 | 人口、居住面积 | 对人体健康影响较大的高浓度地点 | 环境浓度、安全性等 | 10 米内 | 1.5–10 米 |
| 中国 | 自动监测 | 人口、建成区面积 | 车流量，道路两侧地形、风向等 | | 20 米内<br>距路口至少 25 米 | 2–5 米 |

**表 4** 英国和欧盟路边站设置的数量要求

| 区域人口（千人） | 如果最大浓度超过评估阈值上限 | | 如果最大浓度介于评估阈值的上限和下限之间 | |
|---|---|---|---|---|
| | 除 PM 的其他污染物 | PM（$PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$） | 除 PM 的其他污染物 | PM（$PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$） |
| 0–249 | 1 | 2 | 1 | 1 |
| 250–499 | 2 | 3 | 1 | 2 |
| 500–749 | 2 | 3 | 1 | 2 |
| 750–999 | 3 | 4 | 1 | 2 |
| 1000–1499 | 4 | 6 | 2 | 3 |
| 1500–1999 | 5 | 7 | 2 | 3 |
| 2000–2749 | 6 | 8 | 3 | 4 |
| 2750–3749 | 7 | 10 | 3 | 4 |
| 3750–4749 | 8 | 11 | 3 | 6 |
| 4750–5999 | 9 | 13 | 4 | 6 |
| ⩾ 6000 | 10 | 15 | 4 | 7 |

注：$PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 的评估阈值上限和下限分别为各自标准限值的 75% 和 50%，其他污染物各有不同。

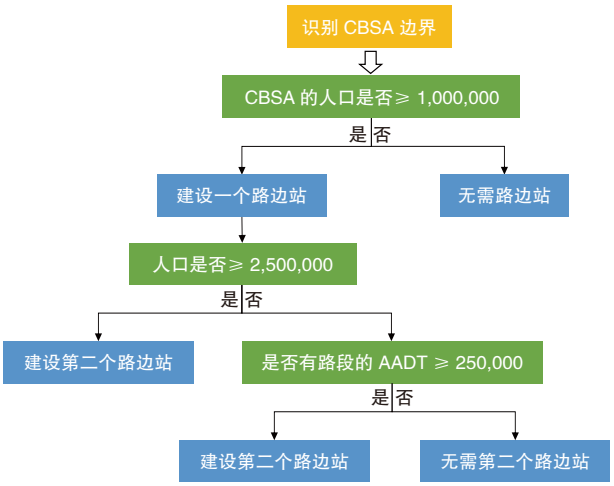



**图 1** 美国路边站数量确定原则

考虑人口和住宅区面积。路边站的数量还可根据各地区的环境浓度水平进行动态调整。

- 新西兰的路边站数量只由人口确定，如表 5。我国确定路边站数量的考虑因素则是人口和建成区面积，如表 6。

各国路边站选址多选在污染物浓度高的位置，为了代表最严重的人体暴露情况，同时也都要考虑周围地形、安全性等具体因素。美国路边站选在预计产生污染物高浓度的地点；英国和欧盟的路边站选在人口可能直接或间接暴露的高浓度地点；新西兰路边站选在最有可能出现高浓度 $NO_2$ 的地点；日本路边站也是选在对人体健康影响较大的高浓度地点。

**表 5** 新西兰路边站设置的数量原则

| 监测区人口数量 | 国家高速公路监测站点数量 | 城市道路监测站点数量 |
|---|---|---|
| >20 万 | 6 | 4 |
| 15–20 万 | 5 | 3 |
| 10–15 万 | 4 | 2 |
| 7.5–10 万 | 3 | 1 |
| 7–7.5 万 | 2 | 0 |
| <7 万 | 1 | 0 |

**表 6** 我国路边站设置的数量原则

| 测点位置 | 建成区城市人口（万人） | 建成区面积（$km^2$） | 监测点数 |
|---|---|---|---|
| 城市主干道和高速公路（建成区） | <100 | <100 | 1 |
| | 100–200 | 100–200 | 2 |
| | 200–500 | 200–500 | 3 |
| | 500–1000 | 500–1000 | 4 |
| | >1000 | >1000 | 每增加 500$km^2$ 建成区面积设 1 个监测点，并且不少于 5 个点 |
| 国家高速公路 | 途经重要自然保护区或城市建成区的应设置 1 个测点 | | |

我国的路边站的选址原则在不同版本的规范里有所区别。我国 2007 年发布的《环境空气质量监测规范（试行）》中指出，道路交通的污染监控点应设在可能对人体健康造成影响的污染物高浓度区域，这与其他国家的原则类似。我国 2013 发布的《环境空气质量监测点位布设技术规范（试行）》（HJ 664–2013）中指出，对于路边交通点，一般应在行车道的下风侧，根据车流量的大小、车道两侧的地形、建筑物的分布情况等确定路边交通点的位置。我国 2022 年发布的《交通环境空气质量监测技术指南（试行）》中指出，路边站根据所在车流量的大小、两侧的地形情况等确定监测站点的位置，设立于行车道下风侧。

## 路边站参与空气质量达标评价

空气质量监测的主要目的之一是判定所在地的空气质量是否能够达到环境空气质量标准的要求。不同类型的空气质量监测站的浓度水平有所差别，路边站因为距离交通源排放较近，其监测到的污染物浓度水平通常高于一般的城市站。将路边站的监测数据用于判定所在地区空气质量达标无疑会增加其达标难度。在我国，现有路边站的监测数据尚未被用于城市空气质量达标评价。在美国、英国和日本，国家官方监测网络中的路边站则全部参与空气质量达标评价，并且是对各站点进行单独评价，用于所在地区的达标判定。

在美国，当国家环境空气质量标准（NAAQS）修订后，美国环保署（USEPA）需要根据新的污染物标准给全国划定达标区与非达标区，采用的基础数据来源既包括一般监测站，也包括路边站。各州需要制定州实施计划，说明达标区如何维持达标，非达标区如何实现达标，类似我国的空气质量达标规划。

以南海岸地区为例，2012 年，美国修订了 NAAQS，将 $PM_{2.5}$ 年均浓度限值从 15 μg/m$^3$ 加严至 12 μg/m$^3$。根据新标准，USEPA 于 2015 年将南海岸地区划定为 $PM_{2.5}$ 的“中等”非达标区，应于 2021 年底前达标。2016 年，南海岸空气质量管理局（SCAQMD）制定达标规划，并于 2017 年提交给 USEPA，规划中明确说明南海岸地区的 $PM_{2.5}$ 年均浓度无法在 2021 年底前达标，向 EPA 申请将非达标区的级别由“中等”不达标改为“严重”不达标，便可将达标期限延后至 2025 年底。2020 年，USEPA 将南海岸地区重新划定成了“严重”非达标区，但一直未对 SCAQMD 提交的达标规划进行官方批复，原因是达标规划中并未包含南海岸地区在 2015 年新建的两个路边站的达标证明。因为 SCAQMD 在 2016 年制定达标规划时，两个路边站还未积累充分的监测数据来判定达标，后续几年的数据显示这两个路边站的监测浓度又高又超标。在得知 2016 版达标规划无法得到 USEPA 批准的情况下，SCAQMD 不得不于 2023 年制定了新的 $PM_{2.5}$ 达标规划，其中新增了对两个路边站的达标证明，达标难度也相应提高，所以达标期限又延后到 2030 年底前。这个更新的 2023 版达标规划最终通过了 USEPA 的批准。此事件说明美国的空气质量达标评价和达标规划都要包括路边站，反映了路边站对推动当地改善空气质量具有重要作用。

在英国，为了便于评价其空气质量达标情况，全国被划分为了 43 个评价区域，其中包括 28 个城市聚集区和 15 个非城市聚集区。在建立 UUNN 前，各区的空气质量达标状况是基于 AURN 监测数据和模型数据的较高值进行评价。在 2020 年建立 UUNN 后，证据显示 UUNN 的采样管监测数据比模型数据更准确，使得路边 $NO_2$ 的达标评价规则有所改变。对于路边 $NO_2$，进行达标评价时优先使用 AURN 监测数据，如果没有 AURN 站点则使用 UUNN 监测数据，如果两种监测站点都未建设则使用模型数据。

以 2022 年英国 $NO_2$ 达标情况为例，在 43 个评价区域中，全部区的 $NO_2$ 小时浓度都能够达标，即所有站点全年的 $NO_2$ 小时浓度高于标准限值（200 μg/m$^3$）的情况不多于 18 次；有 9 个区的 $NO_2$ 年均浓度未能达标，即其中有站点的 $NO_2$ 年均浓度高于标准限值（40 μg/m$^3$），而其中 8

个区是基于 UUNN 监测数据或模型数据进行的评价，如图 2。超标站点所在的各市郡政府可申请成立空气质量管理区（AQMA），以伦敦为例，截至 2023 年 7 月，大伦敦区共有 34 个 $NO_2$ 的 AQMAs。这些 AQMA 所在的各郡需要制订相应的 $NO_2$ 达标规划，这一做法同美国类似。

在日本，空气质量监测站只分为两类，即一般监测站和路边监测站，并对这两种类型的监测站网络独立进行达标评价，分别呈现各自网络的达标情况。日本最新发布的 2011–2021 年间路边站网络的达标情况显示，所有路边站的 $SO_2$ 和 CO 全部稳定达标，$PM_{2.5}$、$NO_2$ 和 SPM 的站点达标率持续上升至 100%，但所有路边站的光化学氧化剂（Ox）未能达标，如表 7。

## 低成本的补充监测手段被广泛采用

美国、英国和新西兰已将低成本传感器（LCS）和被动采样管广泛应用于交通空气污染监测，如图 3。这些低成本的监测手段具有成本低、小巧轻便、易于部署的特点，为在现有标准监测站基础上扩展监测网络提供了新的思路。

| Zone | Zone code | $NO_2$ LV for health (1hr mean) | $NO_2$ LV for health (annual mean) |
|---|---|---|---|
| Greater London Urban Area | UK0001 | OK | > LV |
| West Midlands Urban Area | UK0002 | OK | > LV (s only) |
| Greater Manchester Urban Area | UK0003 | OK | > LV (s only) |
| West Yorkshire Urban Area | UK0004 | OK | > LV (s only) |
| Tyneside | UK0005 | OK | OK |
| Liverpool Urban Area | UK0006 | OK | > LV (s only) |
| Sheffield Urban Area | UK0007 | OK | > LV (s only) |
| Nottingham Urban Area | UK0008 | OK | > LV (s only) |
| Bristol Urban Area | UK0009 | OK | > LV (s only) |
| Brighton/Worthing/Littlehampton | UK0010 | OK | OK |
| Leicester Urban Area | UK0011 | OK | OK |
| Portsmouth Urban Area | UK0012 | OK | OK |
| Teesside Urban Area | UK0013 | OK | OK |
| The Potteries | UK0014 | OK | OK |
| Bournemouth Urban Area | UK0015 | OK | OK |
| Reading/Wokingham Urban Area | UK0016 | OK | OK |
| Coventry/Bedworth | UK0017 | OK | OK |
| Kingston upon Hull | UK0018 | OK | OK |
| Southampton Urban Area | UK0019 | OK | OK |
| Birkenhead Urban Area | UK0020 | OK | OK |
| Southend Urban Area | UK0021 | OK | OK |
| Blackpool Urban Area | UK0022 | OK | OK |
| Preston Urban Area | UK0023 | OK | OK |
| Glasgow Urban Area | UK0024 | OK | OK |
| Edinburgh Urban Area | UK0025 | OK | OK |
| Cardiff Urban Area | UK0026 | OK | OK |
| Swansea Urban Area | UK0027 | OK | OK |
| Belfast Urban Area | UK0028 | OK | OK |
| Eastern | UK0029 | OK | OK |
| South West | UK0030 | OK | OK |
| South East | UK0031 | OK | > LV (s only) |
| East Midlands | UK0032 | OK | OK |
| North West & Merseyside | UK0033 | OK | OK |
| Yorkshire & Humberside | UK0034 | OK | OK |
| West Midlands | UK0035 | OK | OK |
| North East | UK0036 | OK | OK |
| Central Scotland | UK0037 | OK | OK |
| North East Scotland | UK0038 | OK | OK |
| Highland | UK0039 | OK | OK |
| Scottish Borders | UK0040 | OK | OK |
| South Wales | UK0041 | OK | OK |
| North Wales | UK0042 | OK | OK |
| Northern Ireland | UK0043 | OK | OK |

**图 2** 2022 年英国 $NO_2$ 达标情况

注：黄色框为九个未达标的评价区域，“>LV”表示超过标准限值，“s only”表示超标判定基于 UUNN 监测数据或模型数据。

**表 7** 2011–2021 年日本路边站网络达标情况

| 污染物 | | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| $NO_2$ | 有效站点数 | 411 | 406 | 405 | 403 | 402 | 395 | 397 | 391 | 383 | 374 | 365 |
| | 达标率（%） | 99.5 | 99.3 | 99.0 | 99.5 | 99.8 | 99.7 | 99.7 | 99.7 | 100 | 100 | 100 |
| SPM | 有效站点数 | 395 | 394 | 393 | 393 | 393 | 390 | 387 | 384 | 372 | 367 | 362 |
| | 达标率（%） | 72.9 | 99.7 | 94.7 | 100 | 99.7 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Ox | 有效站点数 | 31 | 30 | 30 | 28 | 29 | 29 | 29 | 28 | 30 | 31 | 32 |
| | 达标率（%） | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| $SO_2$ | 有效站点数 | 61 | 59 | 58 | 55 | 51 | 51 | 50 | 49 | 47 | 45 | 44 |
| | 达标率（%） | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| CO | 有效站点数 | 258 | 241 | 243 | 241 | 232 | 230 | 227 | 226 | 220 | 220 | 213 |
| | 达标率（%） | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| $PM_{2.5}$ | 有效站点数 | 51 | 123 | 181 | 198 | 219 | 223 | 224 | 232 | 238 | 237 | 240 |
| | 达标率（%） | 29.4 | 33.3 | 13.3 | 25.8 | 58.4 | 88.3 | 86.2 | 93.1 | 98.3 | 98.3 | 100 |

LCS 组成的监测网络可获得高时空分辨率的空气质量数据，并能快速识别污染热点区域。大伦敦政府和 C40 城市组织于 2018 年共同发起“呼吸伦敦”试点项目，通过部署 LCS 网络来测试 LCS 用于空气质量监测的可靠性和准确性，并识别排放热点和评估减排政策，以及向公众提供更精细化的空气质量数据。2021 年，在试点项目成功的基础上，伦敦市划拨 75 万英镑市财政预算继续资助“呼吸伦敦”项目，计划为期四年，由帝国理工学院实施，旨在进一步推动 LCS 的广泛应用，并为其他城市提供案例参考。项目中 LCS 点位布设覆盖了路边、住宅区、高流量街道、商业区等不同的交通环境，结果证明了 LCS 可以识别官方标准监测网络和空气质量模型未能发现的污染热点。

“呼吸伦敦”项目还选择了能够评估空气污染治理政策的地点布设 LCS 网络，比如在超低排放区（ULEZ）布设以评估 ULEZ 对 $NO_2$ 浓度的影响。监测数据显示，在 ULEZ 生效实施后，ULEZ 内所有路边 LCS 站点的 $NO_2$ 浓度水平下降了 25%，同时伦敦市内所有 LCS 站点的 $NO_2$ 浓度水平也下降了 8%。空气质量不仅在 ULEZ 内得到了改善，并在 ULEZ 之外的地区也相应改善，这表明 ULEZ 的空气质量效益会超出区域本身。其背后的原因是由于 ULEZ 促进了市内老旧高排放车辆的淘汰，加速了车队更新换代的过程，从而提高了车队的清洁化水平。

对于被动采样管监测，英国于 2020 年建设了城市路边 $NO_2$ 监测网络（UUNN），扩大了城市路边 $NO_2$ 监测规模以评估路边 $NO_2$ 达标情况。新西兰则将被动采样管作为补充监测，用于识别交通排放热点与评估 $NO_2$ 变化趋势，不用作达标评价。

## 交通站的实时和历史监测数据均完全公开

有效的监测结果可为治理政策制定、暴露水平研究和交通项目影响的评估提供数据支撑和科学依据。美国、英国、欧盟和日本均及时公开不同类型交通站的实时和历史监测数据（如表 8），供公众查阅和下载，以便公众及时做好健康防护，同时有助于发挥公众的监督作用。

根据官方公开的信息，我国仅有北京市在年度生态环境状况公报中提供路边站的整体 $PM_{2.5}$ 和 $NO_2$ 年均浓度数据；广州市在其空气质量实时发布系统中发布黄沙路边站和杨箕路边站的监测数据；东莞市在其空气质量实况与预报发布平台发布南城元美路边站和虎门港口站的监测数据；沧州市在渤海新区管理委员会网站发布黄骅港省控站的历史监测数据，包括常规六项污染物的日均浓度和 AQI。

## 采用多种方式开展公众宣教与加强公众参与

对于交通空气污染的影响及其监测，美国等国家采用多种方式开展公众宣教，加强公众参与

**图 3** 各国采用低成本监测手段的站点实景图

**表 8** 各国交通站的数据公开形式

| 国家 | 站点类型 | 实时数据发布 | 历史数据发布 |
|---|---|---|---|
| 美国 | 路边站 | 小时浓度、日均浓度、AQI | 小时浓度、日均浓度、年均浓度 |
| | 港口站 | 小时浓度、气象数据 | 小时浓度、日均浓度、年均浓度 |
| 英国 | 路边站 | 小时浓度、AQI | 小时浓度、年均浓度 |
| | 机场站 | 小时浓度、AQI | 年均浓度、数据采集率 |
| 欧盟 | 路边站 | 小时浓度、AQI | 年均浓度 |
| 新西兰 | 路边站 | -- | 月均浓度、年均浓度 |
| 日本 | 路边站 | 小时浓度 | 年均浓度 |

（如图 4），有效提升了公众对交通空气污染的认识。

- 美国环保署发布传感器监测指南并定期更新，指导有兴趣使用低成本传感器（LCS）的人群自行开展空气质量监测，包括如何选购、布设、分析数据等，还提供了应用 LCS 评估道路交通对空气质量影响的方法。指南最初设定的受众是科研人员和设备开发商，但发布后被个人、社区、学校、工厂广泛参考采用，反响良好。美国的地方环保部门还与社区居民合作开展社区空气质量监测，居民深入参与传感器安装、运维、数据分析等环节。

- 美国洛杉矶港会定期召开公众咨询会，邀请周围社区居民参加。2023 年，洛杉矶港共召开一次线上、两次线下会议，向社区居民介绍港口空气质量监测的工作进展，包括站点设备、监测数据、监测计划等，并在会上接受公众质询，也会组织居民实地参观监测站。

- 英国伦敦希思罗机场则通过组织公众咨询会、发放调查问卷、组织社区活动等方式，鼓励公众参与机场空气质量审查，从而了解公众对机场空气质量改善目标和计划、空气质量监测工作的意见建议。

- 伦敦市政府资助实施的“呼吸伦敦”项目与伦敦市五所小学合作，组织学生每日上下学携带便携式监测设备进行沿途空气质量监测，以了解学龄儿童的空气污染暴露情况，从而指导学校和社区帮助学生减轻或避免空气污染的暴露与不利影响。项目共完成了 200 余名学生 2000 余次上下学过程的监测，收集了 4.9 亿个测量数据。

**图 4** 各国开展公众宣教的图片示例

## ◎ 建议

### 优化并扩展交通站监测网络，统筹推进应用多种监测手段

目前，我国部分城市有一定数量早期建设的交通站，建议首先对这些交通站进行调整优化，并逐步扩展交通站网络的规模。优先保证在人口多交通量大的地区建设足够数量的站点，并建设面向人群暴露的小规模分布式监测网络，以准确反映人体在路边环境的真实暴露情况和评估交通空气污染的治理成效。

由于标准监测站占地大、建设和运维成本高，难以在交通环境中大范围高密度布设，因此我国可考虑参考美国、英国和新西兰经验，在标准站组成的监测网络以外，同时推进应用小型传感器和被动采样管等低成本的监测手段来扩展对交通空气污染的监测。低成本传感器经过多年的发展，此前为人诟病的运行不稳定、易受外界环境因素影响的缺点逐步改善，数据质量已显著提高，可在交通量大的市区进行高密度布设，有助于获取更高时空分辨率的监测数据、识别交通污染热点和评估交通特征污染物的长期浓度变化趋势。应用被动采样管监测路边环境的 $NO_2$ 在英国等欧洲国家已有数十年的成功实践，被证明是一种结果优于模型计算的低成本监测手段，可在交通源 $NO_2$ 排放量大，硝酸盐污染特征突出的地区和不具备自动监测条件的位置应用。

### 建立跨部门信息共享机制，提升信息公开水平

交通空气污染监测的主要目的之一是了解交通源排放对环境空气质量和人体暴露的影响，要科学分析和理解交通源排放的影响除了需要污染物浓度数据，交通源的流量、车型等相关数据也必不可少。目前，我国交通空气污染监测处于起步阶段，污染物浓度、交通流量等数据被不同的管理部门掌握，跨部门的信息共享机制尚未建立。建议我国在未来优化和扩展交通站网络前，先在政府内部建立好信息共享机制，生态环境部门和交通部门可实时畅通地共享交通环境的污染物浓度数据、交通流量数据等信息。不同部门拥有的数据信息可互相补充，并发展整合成统一的信息系统，充分服务于我国交通源的污染防治。

我国的《环境空气质量监测点位布设技术规范（试行）》（HJ 664–2013）中要求，地方环境保护行政主管部门设置路边交通站点后应实时发布监测信息，但目前仅有个别城市发布交通环境监测统计结果或部分站点数据。作为公众户外活动的主要场所之一，交通环境的空气质量应该被公众了解，以便提升公众对交通空气污染的认识，并及时采取防护措施。过去十余年间，国控监测站良好的信息公开水平对公众做好健康防护措施和空气质量改善起到了推动作用。建议我国适当提升交通站的信息公开水平，可先鼓励城市参考北京的做法，将交通站的整体年度监测统计结果纳入生态环境状况公报，未来逐步发展成和国控站一样，实时公开污染物浓度和 AQI。

### 未来探索逐步将交通站纳入城市空气质量达标评价

自我国2012年发布《环境空气质量标准》（GB 3095–2012）起，我国基于国控站的监测数据对城市进行空气质量达标评价，所有国控站均为一般城市站，并不包含交通站。而交通站的 $NO_2$ 和 $PM_{2.5}$ 等污染物浓度通常高于城市站，不将交通站

纳入评价相当于忽视了高浓度站点附近人群暴露产生的健康风险。而且，作为交通空气污染的特征污染物，我国 $PM_{2.5}$ 和 $NO_2$ 的浓度水平和世界卫生组织（WHO）指导值仍有倍数的差距，城市站和交通站的浓度水平也显著高于美国、英国、新西兰和日本。

美国和英国的经验显示，将路边站纳入空气质量达标评价可有效助推当地空气质量的改善。建议未来在我国交通站网络完成优化并成熟运行后，探索逐步将交通站纳入空气质量达标评价。在初期阶段可选择数量最多的路边站，参考日本对路边站网络进行独立评价，但可不对其结果进行考核，城市只需定期公布路边站的达标情况。未来随着交通环境空气质量的改善，再将路边站网络和城市站网络合并进行达标评价和考核。这样可在不修订环境空气质量标准限值的前提下，进一步加强标准对城市空气质量改善的引领和约束作用。在远期，当路边站的污染物浓度水平接近一般城市站时，再考虑将机场站、港口站等其他类型的交通站纳入达标评价。在这个过程中，同时也需关注交通环境中的其他污染物，如在美国、欧洲被广泛监测的 UFP、BC 等污染物，我国可针对其开展持续的研究性监测和跟踪评价，这对未来开展相关治理工作具有指导意义。

# 背景篇

## 01

近年来，随着人口的增长、经济的发展和城市化进程的加快，全球机动车保有量保持增长态势，2019 年已达 14.9 亿辆，相比 2000 年增长比例高达 49.6%（Oak Ridge National Laboratory, 2022）。然而，交通运输作为人类社会发展的重要组成部分，在为人类生活和经济发展带来便利的同时，在驾驶过程中也会排放废气，其中包含多种污染物，比如氮氧化物（NOx）、碳氢化合物（HC）、一氧化碳（CO）、细颗粒物（$PM_{2.5}$）、可吸入颗粒物（$PM_{10}$）、超细颗粒物（UFP）、黑碳（BC）、多环芳烃（PAHs）等。此外，制动器磨损、轮胎磨损、道路磨损、道路扬尘再悬浮等非尾气排放过程也会产生颗粒物污染，组分中包含多种有机物和活性金属（Fussell JC, 2022）。

## ◎ 交通源是大气污染物和二氧化碳的主要来源

在全球层面，欧盟委员会的全球大气研究排放数据库（EDGAR）显示，1990–2022 年，交通运输是全球 NOx 的主要排放源，排放量贡献占比长期维持在 50% 左右，如图 1–1。

在国家和地区层面，美国和英国 2020 年的排放清单显示，公路运输的 NOx 排放量分别约占两国各自排放总量的 45% 和 33%；《中国移动源环境管理年报（2023 年）》显示，中国 2022 年汽车的 NOx 排放量达到 515.9 万吨，占 NOx 排放总量的一半以上；公路运输也是欧盟最大的 NOx 排放源，占排放总量的 36%，如图 1–2。此外，在印度，交通运输的排放约占所有空气污染物排放总量的 33%（ICCT, 2018）。

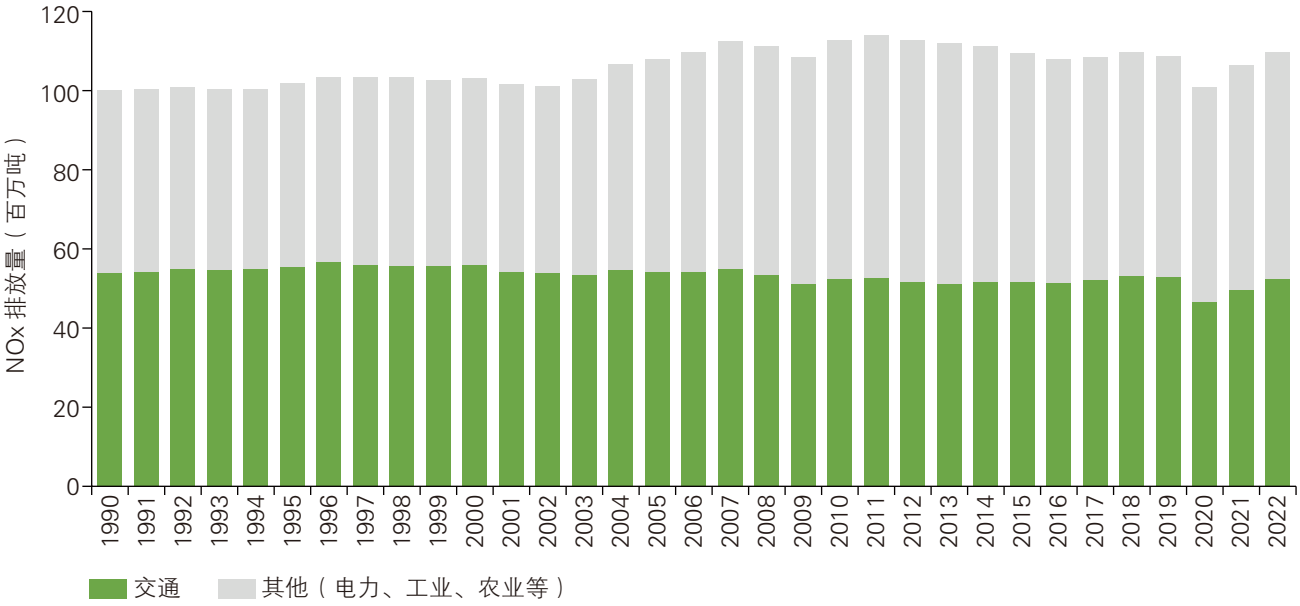



**图 1–1** 1990–2022 年全球分行业 NOx 排放量

（数据来源：EDGAR, 2024a）

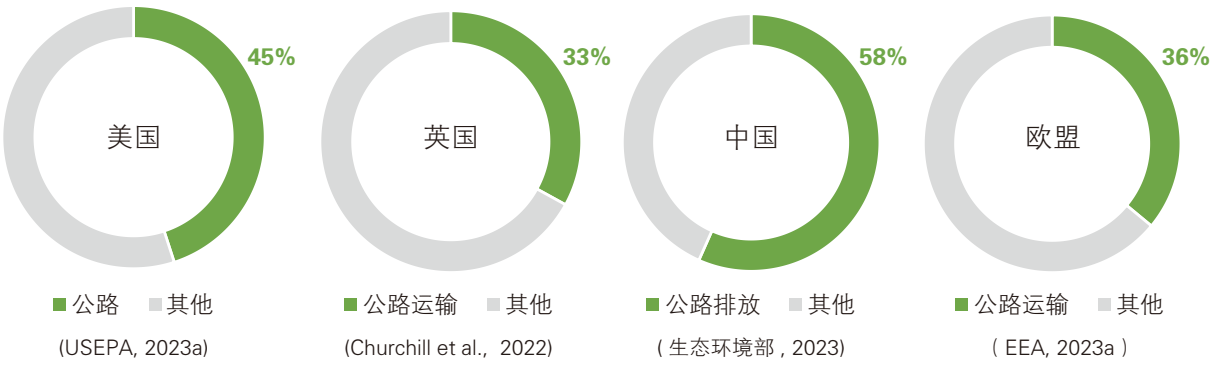



**图 1–2** 美国、英国、中国、欧盟交通部门的 NOx 排放量占比

交通运输带来的温室气体排放也不容忽视。EDGAR 显示，1990–2022 年，全球交通运输产生的 $CO_2$ 排放量呈增长趋势，2022 年相比 1990 年的增幅达 72.8%，如图 1–3。联合国政府间气候变化专门委员会（IPCC）的《气候变化 2022：气候减排》报告中也提到，2010–2019 年，交通部门是全球温室气体排放增长最快的部门，其温室气体排放量每年以 1.8% 的增速上升（IPCC, 2022）。

在国家和地区层面，交通运输也是很多国家温室气体的主要贡献源，如图 1–4。1990–2021 年，美国交通运输部门的温室气体排放量增长超过了任何其他部门，2021 年的排放已经占到总量的 29%。在中国和日本，交通运输是温室气体的第三大排放源，排放占比分别为 10% 和 17%。在欧盟，交通运输是温室气体第二大排放源，占比达 24%。

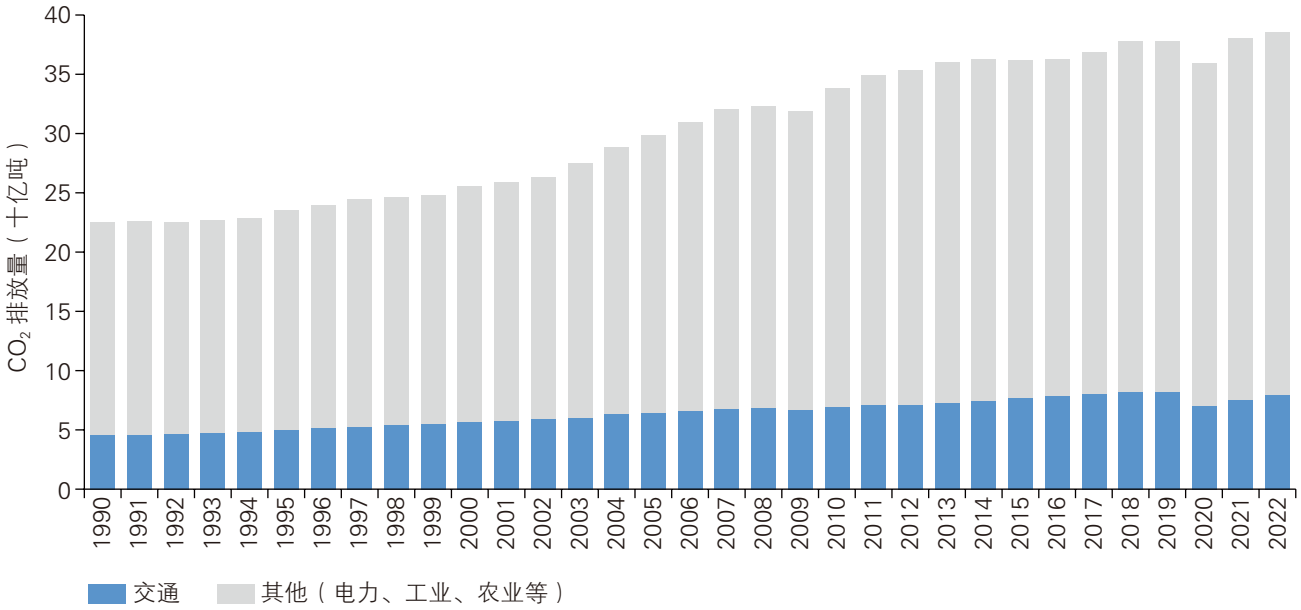



**图 1–3** 1990–2022 年全球分行业 $CO_2$ 排放量

（数据来源：EDGAR, 2024b）

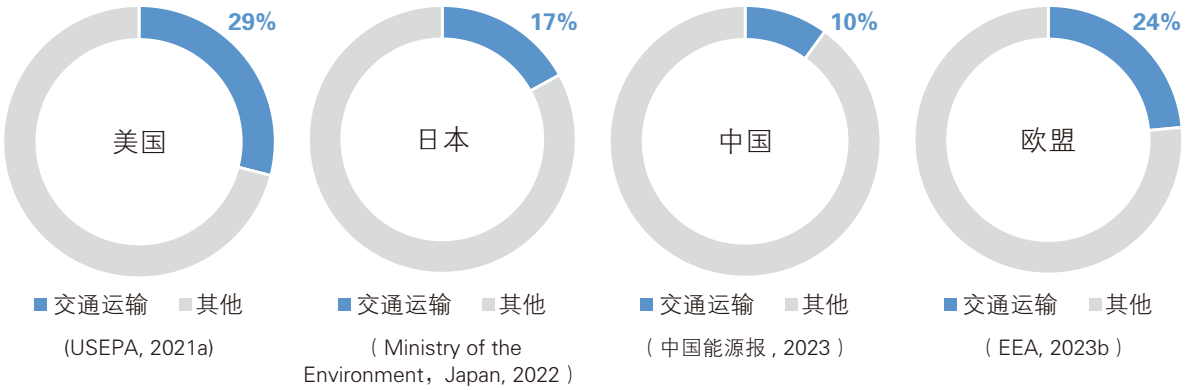



**图 1–4** 美国、日本、中国、欧盟交通运输部门的温室气体排放量占比

## ◎ 交通源排放对城市空气质量的影响日益突出

来自交通源的空气污染物排放已被证明是造成不健康环境空气质量的主要因素，尤其是在道路网密集、交通流量大的城市地区。在欧洲，交通对城市 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献从 9% 到 66% 不等，平均贡献为 43%（Sundvor et al., 2012）。在美国，机动车对 $PM_{2.5}$ 的贡献率在凤凰城和洛杉矶这样的大都市高达约 50%（HEI, 2010）。交通源对 NOx 浓度的贡献更高，在欧洲的平均贡献率为 47%，在马德里、雅典和米兰等城市可高达 70% 左右（Degrauewe et al., 2019）。此外，交通对 $PM_{10}$ 浓度的贡献也不容忽视，从西班牙马德里的 48% 到希腊塞萨洛尼基的 63% 不等（HEI, 2010）。

在亚洲，交通也是众多城市 $PM_{2.5}$ 污染的主要贡献源，部分城市 $PM_{2.5}$ 源解析的最新结果如图 1–5。在北京、上海、成都、南京、广州、深圳、德里、雅加达这些大型城市，交通源对 $PM_{2.5}$ 的贡献比例都高居首位，范围为 27.4%（南京）–52%（深圳）；在武汉、西安、香港、首尔、马尼拉、吉隆坡和乌兰巴托，交通源的贡献也十分突出，比例范围为 20%（马尼拉）–30.7%（乌兰巴托），是 $PM_{2.5}$ 的次要贡献源。

在一些大城市中，交通源对 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献比例随时间也在不断提升，比如德里、广州、北京，如图 1–6。其中北京的交通源贡献从 2014 年的 31.1% 上升到 2021 年的 46%；广州从 2018 年的 25.5% 升至 2021 年的 29.8%；德里则从 2013–2016 年的 16% 升至 2016–2017 年的 34.6%。

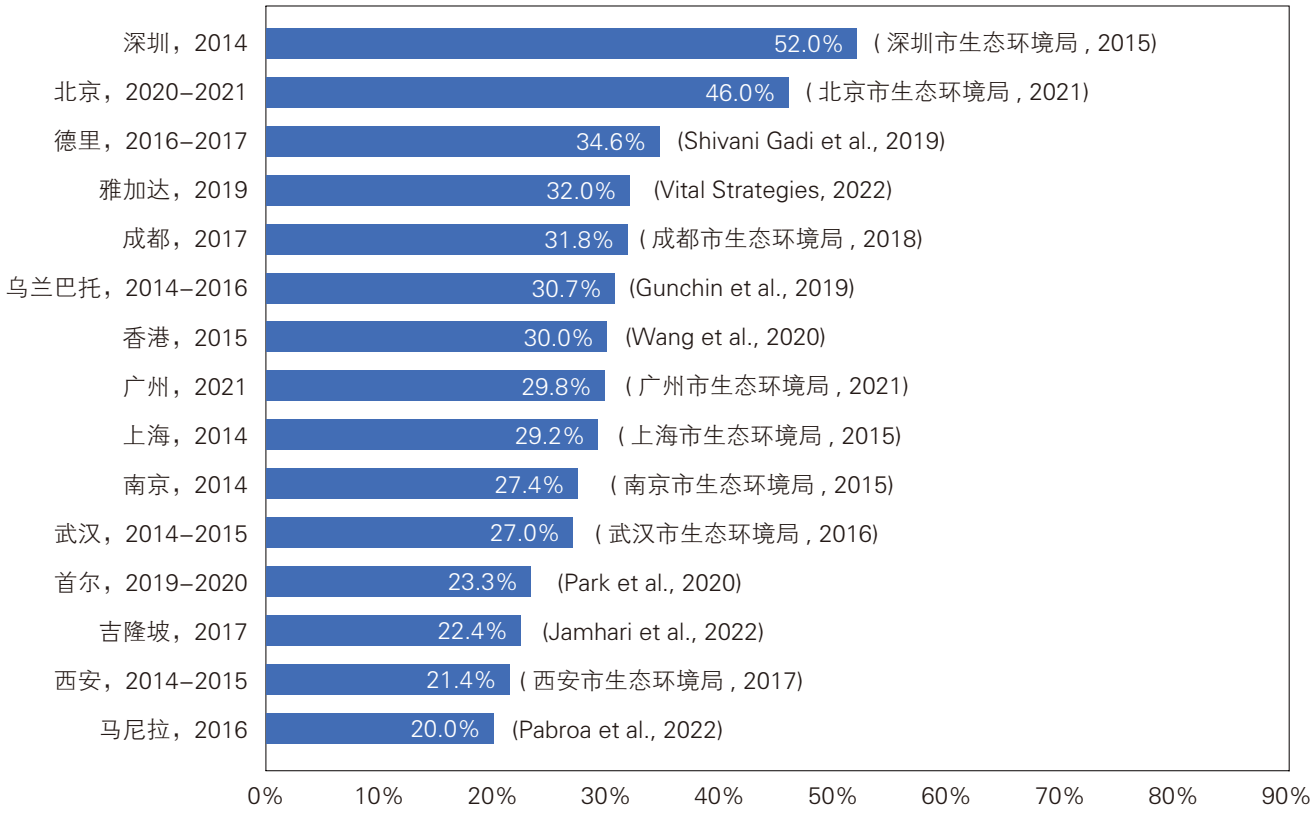



**图 1–5** 亚洲主要城市交通源对 $PM_{2.5}$ 的贡献

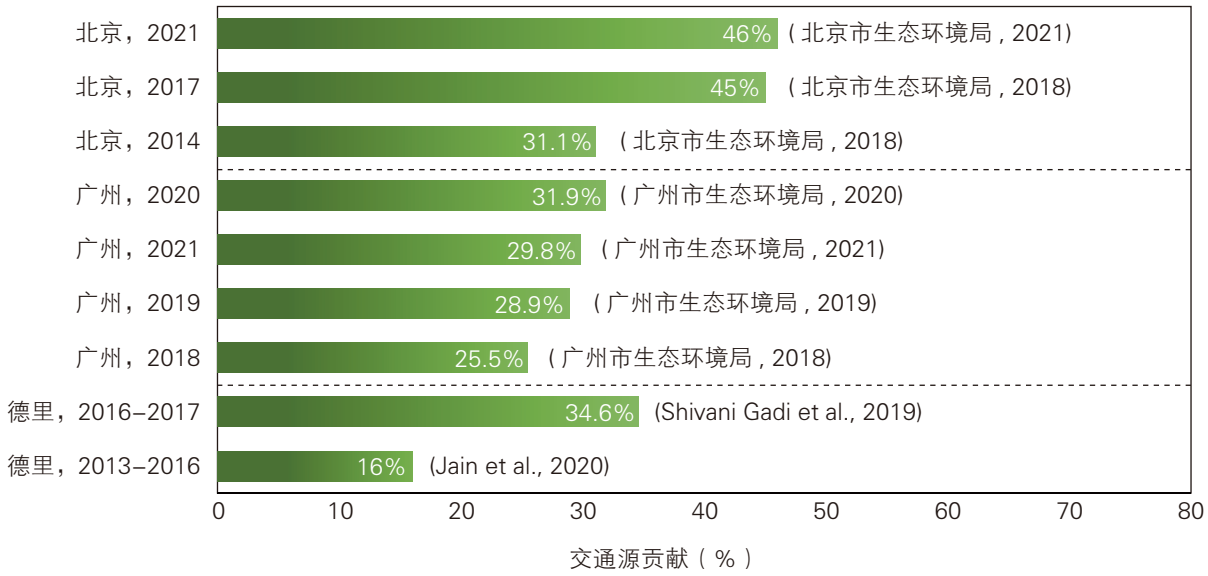



**图 1–6** 北京、广州和德里的交通源对 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献

## ◎ 治理交通空气污染可带来环境和健康效益

由于人们在交通活动附近生活、工作、娱乐或通勤，不可避免地经常暴露于交通源产生的空气污染中。有研究表明，加拿大多伦多 24% 的人口、印度德里 41% 的人口、中国北京 66% 的人口、法国巴黎 67% 的人口以及西班牙巴塞罗那 96% 的人口都可能暴露在交通空气污染当中（Su et al., 2015）。在美国，有 1000 余万户家庭居住在距离高速公路、铁路或机场约 100 米的范围内（American Housing Survey, 2015）。

交通源的排放高度位于人体呼吸带附近，会给暴露人群带来不利的健康后果。因此，交通空气污染已经成为一个重要的公共卫生问题。表 1–1 总结了交通空气污染对不同年龄构成人群相关疾病影响的研究成果。

此外，一些大气化学传输模型，如社区多尺度空气质量模型（CMAQ）、扩展的综合空气质量模型（CAMx）和戈达德地球观测系统大气化学传输模型（GEOS–Chem）等，也已被广泛用于评估交通空气污染对健康的危害。例如，Barrett 等人利用化学传输模型（GEOS–Chem）估算了美国超标排放 NOx 造成的过早死亡（Barrett et al., 2015）；Anenberg 等人也采用 GEOS–Chem 模型估算了与交通部门相关的 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 排放造成的死亡人数（Anenberg et al., 2019）。

在过去二十年中，随着围绕交通空气污染对健康影响的研究数量大幅增加，对实施干预措施带来的健康效益的评估模型和工具也日渐成熟并被广泛应用，如表 1–2。这些模型可评估城市具体的交通规划措施和人群开展体育运动产生的能够抵消交通空气污染影响的健康效益。

2022 年，美国肺脏协会评估了美国车队的电动化带来的污染物减排和健康效益。在轻型车 2035 年实现 100% 电动化、重型车 2040 年实现 100% 电动化、结合 100% 可再生能源发电的情景下，结果表明：到 2050 年，轻型车和重型车的 NOx 和温室气体的排放相比 2020 年都减少了 90% 以上，VOCs 和 $PM_{2.5}$ 的排放量也显著减少，如表 1–3。健康效益方面，可减少

**表 1–1** 交通空气污染对不同年龄构成人群的致病影响

| 不同年龄人群 | 导致疾病 | 研究方法 / 模型 | 影响说明 | 来源 |
|---|---|---|---|---|
| 婴幼儿与围产期孕妇 | 早产 | 回顾性队列研究 | 暴露于交通空气污染中会增加新生儿发病率和死亡率，造成儿童潜在发育问题，如多动症等以及影响成年期间的心理健康、人格发育等。 | Jones SI et al., 2023 |
| | 低出生体重 | 广义加性模型 | | Smith et al., 2017 |
| | 小于胎龄儿 | 广义加性模型 | | Stieb et al., 2016 |
| | 出生缺陷 | 广义加性模型 | | Girguis et al., 2016 |
| | 孕妇产前先兆性子痫 | 对照研究 | | Wu et al., 2016 |
| | 孕妇高血压 | 前瞻性队列研究 | | Sears et al., 2018 |
| 儿童 | 哮喘 | 荟萃分析 | 儿童处于生长发育阶段，各项身体机能和机制尚未发育完全，对交通空气污染更加敏感。 | Walter et al., 2024 |
| | 肺功能下降 | 逻辑回归模型 | | Chen et al., 2019 |
| | 认知障碍 | 前瞻性队列研究 | | Saenen et al., 2023 |
| | 自闭症 | 广义加性模型 | | Raz et al., 2018 |
| | 肥胖或超重 | 线性回归模型 | | Hsieh et al., 2018 |
| | 白血病 | 对照研究 | | Tamayo–Uria et al., 2018 |
| | 特应性皮炎 | 多元逻辑回归模型 | | H ü ls et al., 2018 |
| 成年人 | 呼吸系统疾病 | 多元逻辑回归模型 | 劳动年龄人口长期暴露于交通空气污染当中，呼吸道吸附大量的有害物质，从而引起呼吸系统相关疾病。 | Bowatte et al., 2016 |
| | 心脑血管系统疾病 | 随机交叉试验 | | Zhang et al., 2022 |
| | 癌症发病率 | Cox 比例危险模型 | | Cohen et al., 2017 |
| | 多动症 | 线性回归模型 | | Tzivian et al., 2017 |
| | 中风 | 病例交叉模型 | | Vivanco–Hidalgo et al., 2018 |
| | 突发性房颤 | Cox 比例危险模型 | | Monrad et al., 2017 |
| | 血压升高 | 多元线性回归模型 | | Li et al., 2022 |
| | 心律失常 | 对照研究 | | Link, M.S., Dockery, D.W., 2010 |
| 老年人 | 血管性痴呆和阿尔茨海默病 | Cox 比例危险模型 | 老年个体身体机制逐渐衰退，抵抗力下降，同青少年、成年个体相比，暴露于交通空气污染的健康风险较大。 | Paul et al., 2020 |
| | 认知能力下降 | 线性回归模型 | | Tonne et al., 2014 |
| | 心血管系统疾病 | Cox 比例危险模型 | | Alexeeff et al., 2018 |

**表 1–2** 部分评估交通空气污染干预措施健康效益的工具和模型

| 模型名称 | 主要内容 | 具体案例 | 来源 |
|---|---|---|---|
| The Health Economic Assessment Tool (HEAT) — 健康经济评估工具 | 量化步行和骑自行车的健康效益，并估算这些效益能否抵消在交通空气污染环境中骑自行车或步行带来的风险。 | 骑自行车可避免纽约市自行车共享系统年度会员中 3 人的过早死亡，每年的经济效益从 1880 万美元增加到 2830 万美元。 | WHO, 2023 Babagoli et al.,2019 |
| The Integrated Transport and Health Impact Modeling Tool (ITHIM) — 综合运输和健康影响模型 | 根据人口和旅行情景整合了旅行模式、身体活动、$PM_{2.5}$ 和温室气体排放以及疾病和伤害的数据，计算出步行、骑自行车或驾驶低排放汽车对健康的影响。 | 通过增加运动出行和减少使用机动车，伦敦和德里每百万人口的伤残调整寿命年分别减少 7332 年和 12516 年。 | Woodcock et al., 2009 |
| The Transportation, Air pollution and Physical Activities model (TAPAS) — 交通、空气污染和体育活动模型 | 帮助决策者设计城市政策，以应对气候变化并促进欧洲获得健康效益，同时最大限度地降低空气污染和交通事故的潜在风险。 | 如果将西班牙巴塞罗那市 40% 的汽车出行改为骑自行车出行，每年可避免 66.12 人死亡。 | Rojas–Rueda et al., 2012 |
| The Blue Active Tool — 蓝色活动工具 | 通过研究在交通空气污染环境中人群的体育锻炼，估算增加体育活动的健康效益与经济效益。 | 通过在西班牙巴塞罗那河滨公园开展体育活动，每年可减少 7.3 例死亡和 6.2 例疾病 | Vert et al., 2019 |
| The Urban and Transport Planning Health Impact Assessment model (UTOPHIA) — 城市和交通规划健康影响评估模型 | 通过对城市人群暴露数据的评估，估算城市规划中和交通相关的暴露导致的过早死亡，旨在帮助决策者在规划城市时考虑交通减排政策，为城市人群健康研究提供依据。 | 如果巴塞罗那遵守关于增加运动，减少空气污染、交通噪音和高温暴露的建议，每年可减少近 20% 的过早死亡。 | Mueller et al., 2017 |

110,000 人的过早死亡，避免 270 余万次哮喘发作和 1340 余万个工作日损失，折合 1.2 万亿美元。此外，30 年间实现的 240 亿吨温室气体减排量还可获得 1.7 万亿美元的气候效益，来自于避免这些温室气体排放带来的人身财产和生态系统损失（American Lung Association, 2022）。

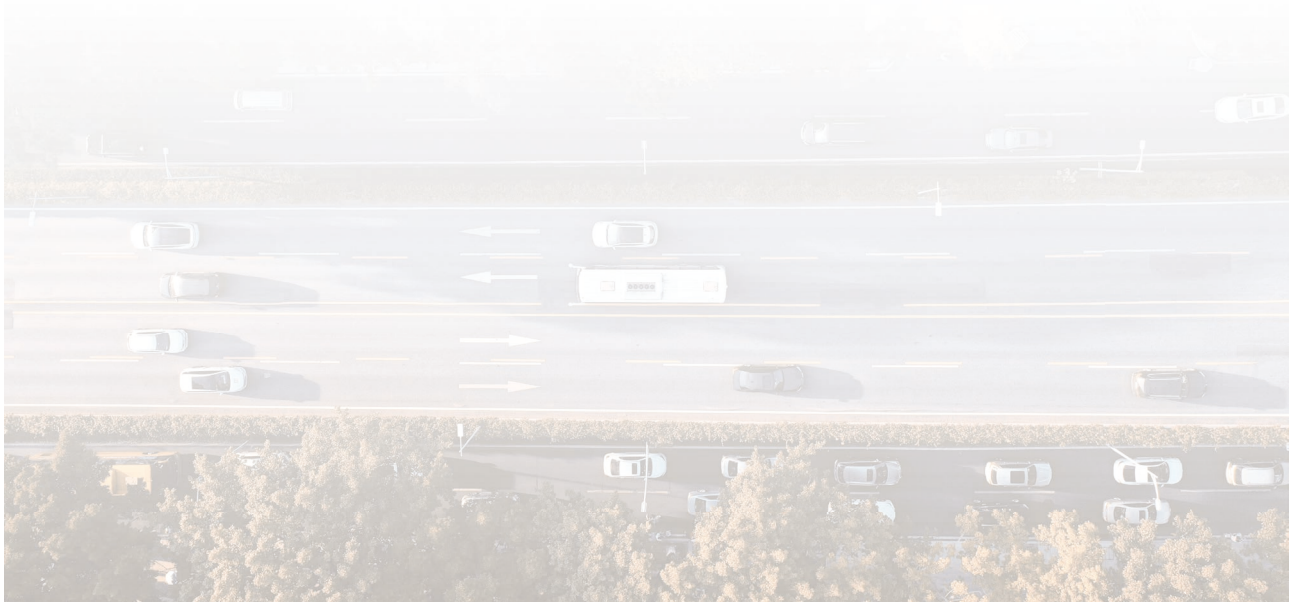
在中国，有研究表明如果没有采取针对机动车排放的污染治理措施，中国道路机动车在 1998–2015 年期间的累积排放量将是现实排放量的 2–3 倍，2015 年全国人口加权的 $PM_{2.5}$ 和 $O_3$ 年均浓度将比现实水平分别高出 11.7 μg/m$^3$ 和 8.3 ppb，同年由于空气污染引起的死亡人数将增加约 51 万（Wang et al., 2021）。

大量研究都表明治理交通空气污染可以带来显著的环境和健康效益，尤其对于我国这样机动车保有量大且交通系统复杂的国家。

**表 1–3** 相比 2020 年美国车队的电动化带来的污染物减排

| 污染物 | 轻型车：减排量（吨 / 年）<br>减少百分比 (%) | | | 重型车：减排量（吨 / 年）<br>减少百分比 (%) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 2030 | 2040 | 2050 | 2030 | 2040 | 2050 |
| NOx | –23,124<br>–8% | –80,975<br>–61% | –111,168<br>–92% | –51,274<br>–6% | –478,879<br>–55% | –887,640<br>–92% |
| VOCs | –49,080<br>–9% | –195,520<br>–41% | –347,094<br>–76% | –4,316<br>–5% | –41,379<br>–51% | –80,375<br>–87% |
| $PM_{2.5}$ | –2,903<br>–10% | –11,369<br>–42% | –16,170<br>–58% | –644<br>–4% | –5,737<br>–43% | –9,682<br>–68% |
| GHG<br>（吨 $CO_2$ 当量） | –198M<br>–18% | –733M<br>–70% | –1.0B<br>–94 | –37M<br>–7% | –322M<br>–58% | –572M<br>–92% |

（来源：American Lung Association, 2022）



## ◎ 我国的交通空气污染监测需要获得更多关注

2013 年以来，我国大力开展大气污染防治工作，先后成功实施《大气污染防治行动计划》、《打赢蓝天保卫战三年行动计划》、《空气质量持续改善行动计划》等政策，空气质量实现了显著改善。但随着固定源与面源的治理空间日渐缩小，保有量持续增长的交通源对空气污染的贡献逐步凸显。因此，全面的交通空气污染监测和评估变得非常重要且必要。这不仅对评估空气质量和人群露尤为重要，而且有助于支持相关治理政策的制定、实施和评估，最终保护公众健康。

“十二五”至今，我国不断加强环境空气质量监测网络的建设，目前已经建成了包含一万余个标准监测站和小微站在内的国家 – 省 – 市三级环境空气质量监测网络，但我国的交通空气污染监测工作仍处于起步阶段。进入“十四五”时期，我国才陆续发布详细的交通站建设相关的政策和指南，如表 1–4。

国际上，一些发达国家的交通空气污染监测工作起步较早，经过数十年的发展构建了相对完整的交通环境空气质量监测体系，在其监测网络的设计、选址、运行、数据分析、政策评估等方面并积累了丰富的经验和案例。因此，为更好的支持我国在“十四五”及中长期实施更为有效的交通空气污染监测与评估，亚洲清洁空气中心通过梳理总结美国、英国、欧盟、新西兰和日本在交通空气污染监测与评估方面的做法与经验，编写了《交通空气污染监测与评估：国际经验与案例分析》研究报告，旨在为我国开展相关工作提供参考和借鉴，更好地支持我国交通空气污染的治理与空气质量的持续改善。

**表 1–4 中国交通空气污染监测的相关政策汇总**

| 政策名称 | 发布部门 | 具体要求 | 发布时间 |
|---|---|---|---|
| 《环境空气质量监测规范（试行）》 | 原国家环保总局 | 道路交通的污染监控点应设在可能对人体健康造成影响的污染物高浓度区域；距路边不超过 20 米；离地面高度为 2–5 米；具体设置原则由地方环境保护行政主管部门根据监测目的确定。 | 2007 年 |
| 《环境空气质量监测点位布设技术规范（试行）》 | 原环境保护部 | 路边交通点应在行车道的下风侧，根据车流量、车道两侧地形、建筑物分布等确定位置；距路边不超过 20 米；离地面高度为 2–5 米；具体布设原则由地方环境保护行政主管部门根据监测目的确定，并实时发布监测信息。 | 2013 年 |
| 《“十四五”全国细颗粒物与臭氧协同控制监测网络能力建设方案》 | 生态环境部 | 开展交通污染专项监测，在“十四五”大气污染防治重点区域和 VOCs 排放量较高的城市中建设公路、港口、机场和铁路货场等交通污染监测站。 | 2021 年 |
| 《“十四五”生态环境监测规划》 | 生态环境部 | 到 2025 年，重点城市应在主干道附近建立路边站，对 $PM_{2.5}$、NMHC、NOx 和交通量进行综合监测。 | 2021 年 |
| 《交通环境空气质量监测技术指南（试行）》 | 中国环境监测总站 | 对路边站、港口站、机场站和铁路货运站的布设原则、数量、位置、监测污染物种类和监测方法做出了规定，要求较为全面。 | 2022 年 |

# 美国篇

02

上世纪 60 年代起，美国陆续颁布《联邦机动车法》、《清洁空气法》等多项法规，其中均关注了机动车的污染排放。后续美国启动了覆盖全国的空气质量监测系统的建设，并逐步认识到监测交通空气污染的必要性。进入 21 世纪，美国开始专门在交通主干道边、机场、港口等交通污染排放显著的场所建设空气质量监测站。此外，随着近年来低成本传感器技术的快速发展，美国也将其广泛应用于空气质量监测。

## ◎ 多次立法关注交通污染及其管控

20 世纪 60 年代，美国先后颁布《联邦机动车法》、《清洁空气法》（CAA）、《机动车空气污染管理法》等多项法规，其中均关注了机动车的污染排放及其管控。在经历了十余年围绕空气质量监测的研究之后，美国于 20 世纪 70 年代开始在全国建设空气质量监测系统，并逐渐认识到交通污染排放会对空气质量和人体健康产生不利影响，从而不断加强对机动车的排放管控，并专门建设了路边空气质量监测网络。美国交通空气污染管控的发展历程如图 2–1。

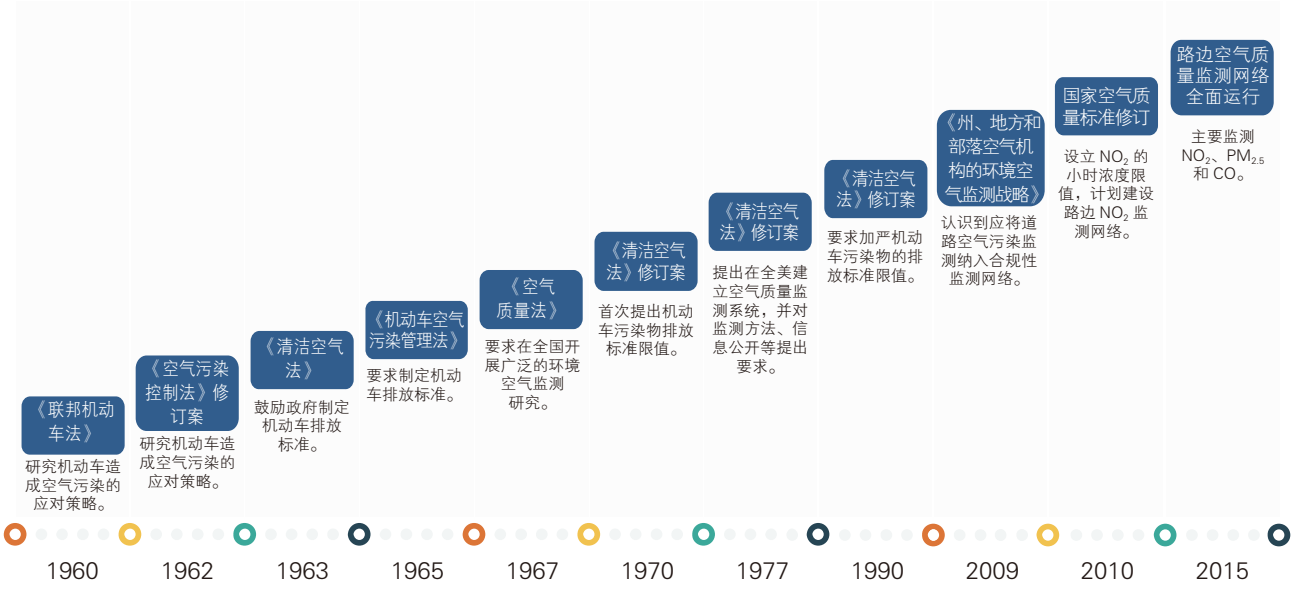



**图 2–1** 美国交通空气污染管控的发展历程

## ◎ $NO_2$ 标准修订带动路边空气质量监测网络建设

2010 年，美国修订了国家环境空气质量标准（NAAQS），设立了 $NO_2$ 的小时浓度限值（100 ppb），以减少二氧化氮（$NO_2$）短期暴露对人群健康的影响，尤其是老幼等敏感人群。为支持新标准的实施，更客观地评估达标情况，美国环保署（USEPA）决定建设路边 $NO_2$ 监测网络，并发布了详细的技术指南《路边 $NO_2$ 监测技术援助文件》。最初计划是监测网络在 2012 年建设完毕，并于 2013 年 1 月 1 日开始投入运行，但该计划在 2012 年经过了公众评议之后，USEPA 决定将网络建设改为分三个阶段实施，以便各州可以更好的协调时间和资源。最终的网络建设完成情况如表 2–1。

**表 2–1 美国路边空气质量监测网络建设完成情况**

| 阶段 | 计划运行日期 | 实施范围 | 计划建设站点数量 | 建设情况 | 2022 年运行站点数量 |
|---|---|---|---|---|---|
| 阶段一 | 2014.1.1 | 人口≥ 100 万的 CBSAs | 52 个 | 已完成 | $NO_2$：71<br>$PM_{2.5}$：59<br>CO：57 |
| 阶段二 | 2015.1.1 | 人口≥ 250 万的 CBSAs，或人口≥ 100 万且拥有 AADT ≥ 25 万路段的 CBSAs | 23 个 | 已完成 | |
| 阶段三 | 2017.1.1 | 人口介于 50 万和 100 万之间的 CBSAs | 51 个 | 建设取消 | |

注：CBSAs（Core Based Statistical Areas）为核心统计区；AADT（Annual Average Daily Traffic）为年平均日交通流量。
（来源：USEPA, 2016a）

前两个阶段的路边站均建设在人口多或交通量大的城区，监测数据显示这些站点的 $NO_2$ 浓度全部能够稳定达标。根据人口、交通量和浓度的关系，USEPA 认为原计划第三阶段在人口较少的小规模 CBSAs 中建设的路边站将更能够稳定达标，所以没有必要进行第三阶段的建设。最终，在人口规模介于 50 万 –100 万之间的 CBSAs 中建设路边站的第三阶段计划被取消。同时，USEPA 规定在人口超过 100 万的 CBSAs 中，路边 $NO_2$ 监测站也要同时监测 CO 和 $PM_{2.5}$。所以，最初的路边 $NO_2$ 监测网络升级也成为了路边空气质量监测网络。截止到 2024 年 10 月，美国的路边空气质量监测网络中共有效运行 79 个监测站（实际运行数量会因故障等因素随时间变动），位置分布如图 2–2。

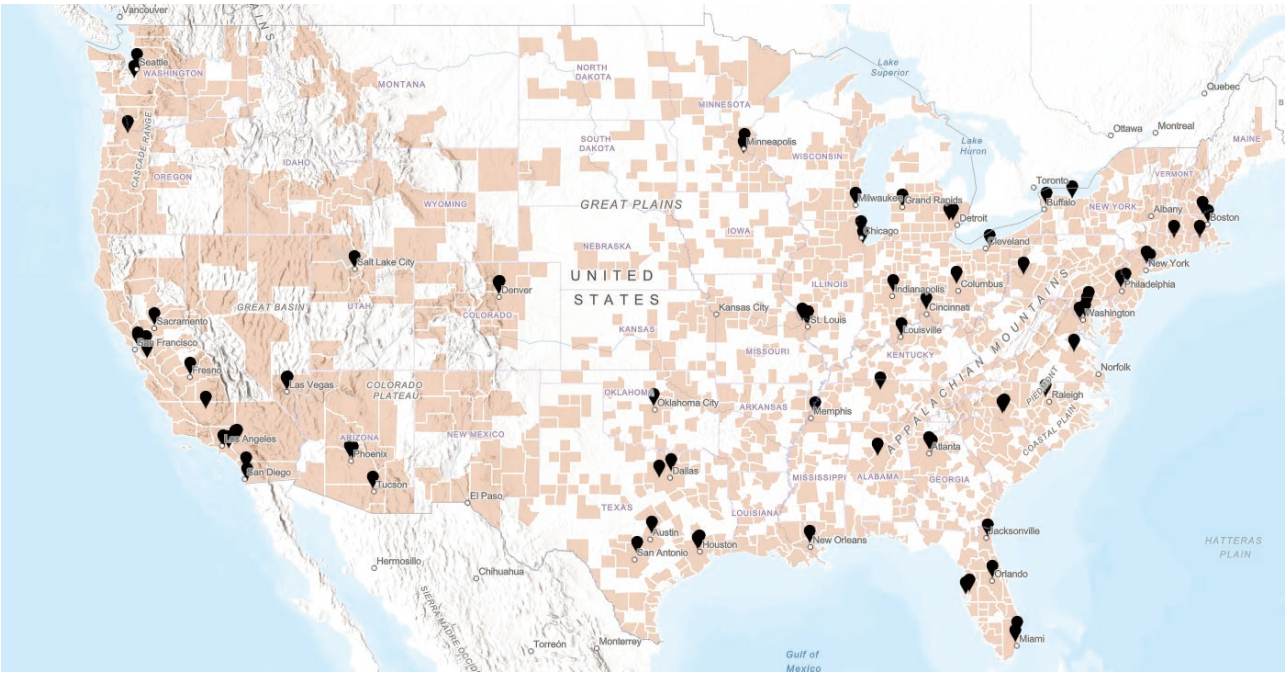



**图 2–2 美国路边空气质量监测网络站分布**

（来源：USEPA, 2024a）

## ◎ 根据人口和交通量等因素确定路边站数量和选址

美国路边空气质量监测站的数量是由各 CBSAs 的人口和交通量来确定的。在人口超过 100 万的 CBSAs 中，每个 CBSA 需要建一个路边站。满足这个条件之后，如果一个 CBSA 的人口超过了 250 万，或拥有 AADT 达到 25 万及以上的路段，那么这个 CBSA 需要建设第二个路边监测站（USEPA, 2012; 2016b）。确定流程如图 2–3。

当一个 CBSA 中需要建设两个路边监测站时，这两个监测站的位置要在以下至少一个因素上有所区分：车队结构、拥堵模式、周边地形、地理区域、道路类型，这些因素会影响交通源的排放与污染物迁移（USEPA, 2012）。关于监测站的选址，应首先选择预计产生污染物浓度峰值的位置，以代表人体在路边环境中最严重的暴露情况。此外，选址还应考虑道路结构、路边特征、周围地形、气象条件、现场安全性等因素，如表 2–2。

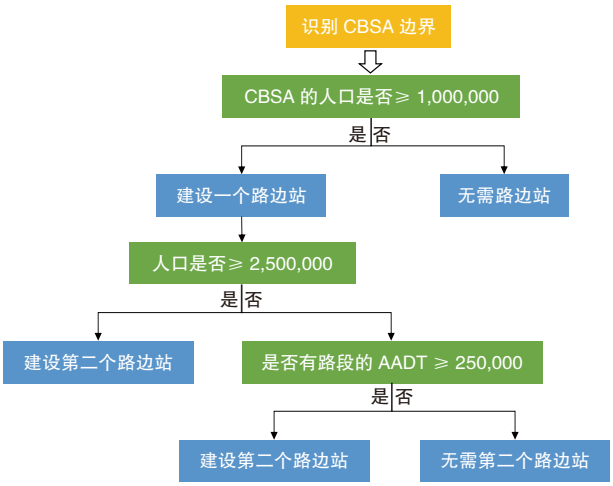



**图 2–3** 美国路边空气质量监测站数量确定原则

**表 2–2** 路边监测站选址的影响因素

| 影响因素 | 有利影响 | 不利影响 |
|---|---|---|
| 道路结构 | 道路有坡度或靠近坡道，位于交叉路口或车道交汇处；路基位于或微高于周围环境地面 | 路基处于断面或低于周围环境地面；显著高于周围环境地面；未来计划翻修 |
| 路边特征 | 除了较低的安全护栏外，没有其他遮挡物 | 存在噪音屏障、植被、建筑等 |
| 周边地形 | 道路穿过低谷或街道峡谷 | 道路位于山顶或显著高于周围环境 |
| 气象条件 | 风向从道路吹向监测站；扩散条件不佳 | –– |
| 安全性和可达性 | 工作人员安全可达；可接通电源；不影响司机和行人 | 位置对工作人员、行人、司机不安全 |
| 探头水平和垂直位置 | 距最近的行车道边缘 10–20 米；距地面高约 2 米以内 | 有障碍物或限制因素使其无法在规定距离内安装 |
| 人口密度和特征 | 附近人口密度高；存在老、幼、低收入等易感人群 | –– |
| 空气质量模型和监测 | 预计会出现 $NO_2$ 浓度峰值的地点 | –– |

（来源：USEPA, 2011）

## ◎ 路边站参与空气质量达标评价

1970 年，美国洛杉矶烟雾事件不仅催生了《清洁空气法》的修订，同时推动了 NAAQS 的出台。美国的空气质量达标评价是以单个监测站点为基础单位进行达标评价，其中包括路边站；其次是针对各项污染物单独进行达标评价，对于某一项污染物，一个区域内所有监测站点都达标才能判定这个区域的该项污染物达标。以路边站监测的主要污染物 $NO_2$ 为例，美国现行的 NAAQS 中 $NO_2$ 的限值如表 2–3。$NO_2$ 限值包括年均浓度限值和小时浓度限值。年均限值从 1971 年设立之后沿用至今，从未经过修订，所以相对宽松，53 ppb 约等于 100 μg/m$^3$。虽然限值宽松，但实际监测浓度都不高，达标情况良好。

2022 年，美国所有监测站点的 $NO_2$ 年均浓度和小时浓度全部达标，其中最高年均浓度为 29 ppb，最高小时浓度为 79 ppb，均来自加州的路边站，如图 2–4。

**表 2–3** 美国 NAAQS 中 $NO_2$ 限值

| 污染物 | 标准级别 | 指标 | 限值 | 统计要求 |
|---|---|---|---|---|
| $NO_2$ | 一级 | 1 小时浓度 | 100 ppb | 日最大 1 小时浓度第 98 百分位数，连续三年平均 |
| | 一级和二级 | 年均浓度 | 53 ppb | 年算术平均值 |

注：一级标准设定的水平旨在保护公众健康，包括儿童和老人等敏感人群的健康；二级标准设定的限值旨在保护公众福利，包括防止能见度降低以及对动物、农作物、植被和建筑物造成损害。
（来源：USEPA, 2024b）

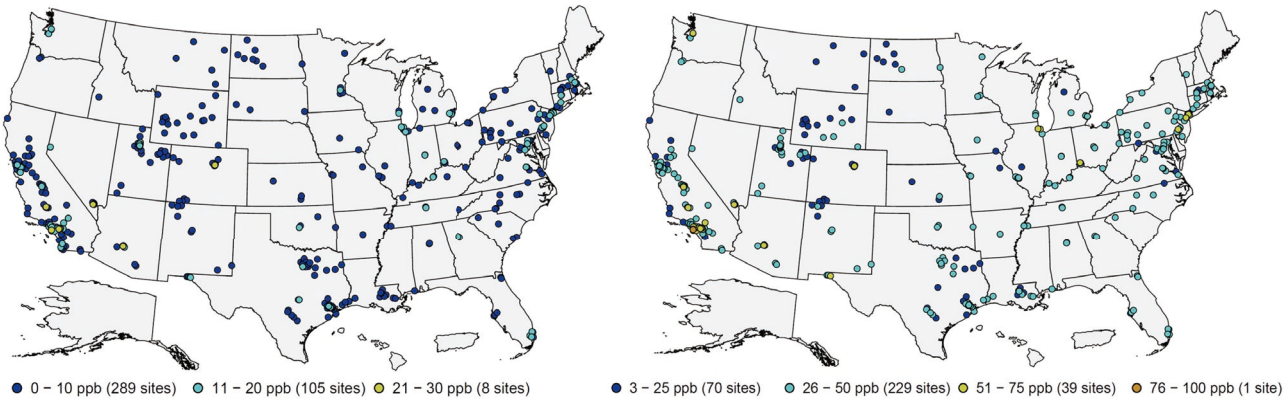



**图 2–4** 美国 2022 年 $NO_2$ 年均浓度（左）和 2020–2022 年小时浓度（右）分布
（来源：USEPA, 2023b）

## 案例 加州南海岸地区因新建路边站需修改达标规划

自 20 世纪中期以来，美国加州的人口、经济活动、机动车保有量及行驶里程急剧增加，伴随产生的空气污染一直是当地政府致力解决的重点问题，加州也一直是全美空气污染相对严重的地区。1977 年，加州建立南海岸空气质量管理局（SCAQMD），负责加州南部靠近海岸的洛杉矶及东部共四县（简称南海岸地区）的空气质量管理工作。

2012 年，美国修订了 NAAQS，将 $PM_{2.5}$ 年均浓度限值从 15 μg/m$^3$ 加严至 12 μg/m$^3$。根据 CAA 条款 §7407(d) 和 §7410(a)，NAAQS 修订后，USEPA 要根据新标准给全国划定达标区和非达标区，非达标区需制定达标规划，说明如何在特定的日期前达标，并需要提交给 USEPA 审批。由于南海岸地区的 $PM_{2.5}$ 年均浓度未能达到新标准（如图 2–5），南海岸地区在 2015 年被 USEPA 划定为 $PM_{2.5}$ 的“中等”非达标区，根据 CAA 条款 §7513(c) 须在划定年份后的六年内达标，即 2021 年底前达标。

2016 年，SCAQMD 制定了空气质量管理计划（AQMP），即达标规划，并于 2017 年由加州空气资源委员会（CARB）提交给 USEPA，其中说明南海岸地区的 $PM_{2.5}$ 年均浓度无法在 2021 年底前达标，向 USEPA 申请将非达标区的级别由“中等”不达标改为“严重”不达标，便可将达标期限延后至 2025 年底。因为根据 CAA 条款 §7513(c)，$PM_{2.5}$“严重”非达标区须在划定年份后的十年内达标。SCAQMD 提交的 2016 版达标规划也是以 2025 年底前达标为目标制定的。

2020 年，USEPA 将南海岸地区重新划定成了“严重”非达标区，但一直未对 SCAQMD 提交的达标规划进行官方批复，原因是达标规划中并未包含南海岸地区于 2015 年新建的两个路边站。SCAQMD 在 2016 年编制达标规划时，两个路边站还没有

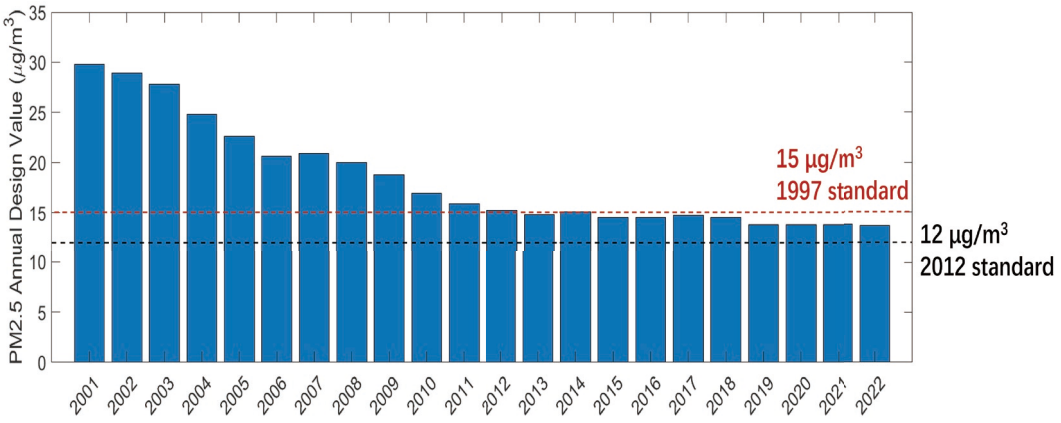



**图 2–5** 南海岸地区 $PM_{2.5}$ 浓度

（来源：SCAQMD, 2024）

产生足够的监测数据进行达标评价，后续几年积累了足够的数据后发现这两个路边站 $PM_{2.5}$ 的年均浓度均超标。因为 2016 版达标规划中没有说明如何让这两个路边站实现达标，所以 USEPA 一直没有批复。

2023 年，USEPA 因多年未批复 SCAQMD 的达标规划而被美国的环保组织生物多样性中心起诉。因为根据 CAA 条款 §7410(k)，EPA 需要在收到各地达标规划的一年内进行官方批复，而 EPA 在 2017 年收到 SCAQMD 的规划后已经过去六年仍未批复，因此被起诉。被起诉后，USEPA 须尽快做出批复，而缺少路边站的达标证明将导致批复结果不通过，SCAQMD 为避免不通过的情况主动撤回了 2016 版达标规划。因为根据 CAA 条款 §7509(a)，各地提交的达标规划未被批复通过会产生一些不良后果，比如联防拨付资金的减少，新建项目排放许可加严等。

SCAQMD 后续制定了新的 2023 版 $PM_{2.5}$ 达标规划，由于新增路边站达标的证明再次提高了达标难度，于是应用 CAA 条款 §7513(e) 将达标期限又延后了五年，即南海岸地区的 $PM_{2.5}$ 年均浓度需在 2030 年底前达标。相比 2016 版规划，新规划新增了一些 $PM_{2.5}$ 前体物和 $PM_{2.5}$ 一次排放的减排措施，其中要求必须应用最佳可行控制措施（Best Available Control Measures）和最严格措施（Most Stringent Measures）以满足 2030 年路边站的 $PM_{2.5}$ 浓度达标的目标。

本案例说明了美国达标评价和达标规划需包括路边站，南海岸地区共建了两个路边站，导致其 $PM_{2.5}$ 达标规划经历了六年多且更新了一次才被批准，也反映了路边站的建设对推动当地空气质量改善发挥了重要作用。

## ◎ 公开发布路边站监测数据

美国路边站的实时数据和历史数据均会公开发布。公众在全国的 $PM_{2.5}$ 站点信息发布平台上面可以找到所有站点的实时 $PM_{2.5}$ 浓度和空气质量指数（AQI），其中也包括路边站，如图 2–6。此外，USEPA 网站每年还会汇总发布所有站点的小时、日均和年均浓度数据供公众下载查阅，其中也包括路边站的数据，如图 2–7。

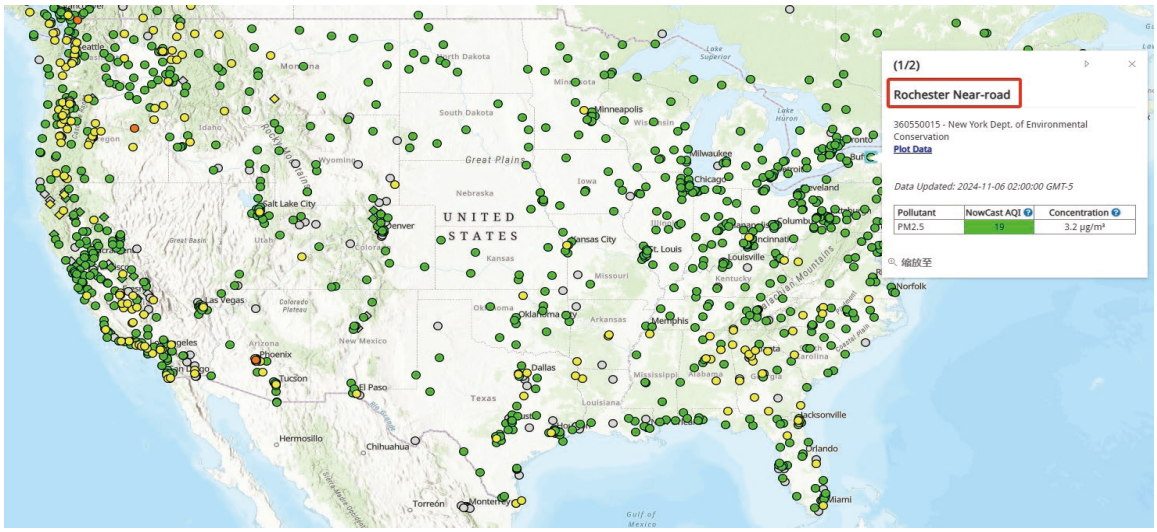



**图 2–6** 美国 $PM_{2.5}$ 站点实时信息发布平台

（来源：USEPA, 2024c）

**Annual Summary Data**

| Year | Concentration by Monitor | AQI by CBSA | AQI by County |
|---|---|---|---|
| 2023 | annual_conc_by_monitor_2023.zip<br>51,258 Rows<br>2,781 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_cbsa_2023.zip<br>488 Rows<br>14 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_county_2023.zip<br>949 Rows<br>20 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2022 | annual_conc_by_monitor_2022.zip<br>64,114 Rows<br>3,744 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_cbsa_2022.zip<br>504 Rows<br>14 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_county_2022.zip<br>1,000 Rows<br>20 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2021 | annual_conc_by_monitor_2021.zip<br>108,480 Rows<br>4,678 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_cbsa_2021.zip<br>506 Rows<br>14 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_county_2021.zip<br>1,002 Rows<br>21 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2020 | annual_conc_by_monitor_2020.zip<br>69,039 Rows<br>3,909 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_cbsa_2020.zip<br>504 Rows<br>14 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_county_2020.zip<br>1,003 Rows<br>20 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2019 | annual_conc_by_monitor_2019.zip<br>69,469 Rows<br>3,997 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_cbsa_2019.zip<br>516 Rows<br>14 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_county_2019.zip<br>1,020 Rows<br>20 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2018 | annual_conc_by_monitor_2018.zip<br>73,611 Rows<br>4,184 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_cbsa_2018.zip<br>517 Rows<br>14 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_county_2018.zip<br>1,021 Rows<br>21 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2017 | annual_conc_by_monitor_2017.zip<br>73,669 Rows<br>4,155 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_cbsa_2017.zip<br>522 Rows<br>14 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_county_2017.zip<br>1,029 Rows<br>21 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2016 | annual_conc_by_monitor_2016.zip<br>77,449 Rows<br>4,357 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_cbsa_2016.zip<br>523 Rows<br>14 KB<br>As of 2023-10-26 | annual_aqi_by_county_2016.zip<br>1,030 Rows<br>21 KB<br>As of 2023-10-26 |

**Daily Summary Data**

Criteria Gases

| Year | Ozone (44201) | SO2 (42401) | CO (42101) | NO2 (42602) |
|---|---|---|---|---|
| 2023 | daily_44201_2023.zip<br>212,222 Rows<br>2,438 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42401_2023.zip<br>157,992 Rows<br>1,600 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42101_2023.zip<br>90,089 Rows<br>931 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42602_2023.zip<br>80,941 Rows<br>1,170 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2022 | daily_44201_2022.zip<br>382,475 Rows<br>4,450 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42401_2022.zip<br>293,198 Rows<br>2,938 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42101_2022.zip<br>167,926 Rows<br>1,710 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42602_2022.zip<br>157,744 Rows<br>2,209 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2021 | daily_44201_2021.zip<br>390,993 Rows<br>4,574 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42401_2021.zip<br>306,071 Rows<br>3,032 KB<br>As of 2023-10-04 | daily_42101_2021.zip<br>175,982 Rows<br>1,801 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42602_2021.zip<br>158,563 Rows<br>2,197 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2020 | daily_44201_2020.zip<br>398,110 Rows<br>4,569 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42401_2020.zip<br>323,517 Rows<br>3,165 KB<br>As of 2023-10-04 | daily_42101_2020.zip<br>186,135 Rows<br>1,834 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42602_2020.zip<br>157,040 Rows<br>2,165 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2019 | daily_44201_2019.zip<br>389,890 Rows<br>4,554 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42401_2019.zip<br>336,542 Rows<br>3,343 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42101_2019.zip<br>188,035 Rows<br>1,916 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42602_2019.zip<br>155,006 Rows<br>2,143 KB<br>As of 2023-10-04 |
| 2018 | daily_44201_2018.zip<br>402,910 Rows<br>4,744 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42401_2018.zip<br>336,200 Rows<br>3,377 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42101_2018.zip<br>197,676 Rows<br>2,019 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42602_2018.zip<br>154,069 Rows<br>2,104 KB<br>As of 2023-10-04 |
| 2017 | daily_44201_2017.zip<br>404,217 Rows<br>4,747 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42401_2017.zip<br>352,746 Rows<br>3,535 KB<br>As of 2023-10-04 | daily_42101_2017.zip<br>204,927 Rows<br>2,078 KB<br>As of 2023-10-04 | daily_42602_2017.zip<br>154,726 Rows<br>2,113 KB<br>As of 2023-10-04 |
| 2016 | daily_44201_2016.zip<br>392,936 Rows<br>4,608 KB<br>As of 2023-10-26 | daily_42401_2016.zip<br>322,051 Rows<br>3,178 KB<br>As of 2023-10-04 | daily_42101_2016.zip<br>210,362 Rows<br>2,131 KB<br>As of 2023-10-04 | daily_42602_2016.zip<br>157,578 Rows<br>2,140 KB<br>As of 2023-10-04 |

**Hourly Data**

Criteria Gases

| Year | Ozone (44201) | SO2 (42401) | CO (42101) | NO2 (42602) |
|---|---|---|---|---|
| 2023 | hourly_44201_2023.zip<br>4,941,490 Rows<br>36,874 KB<br>As of 2023-10-26 | hourly_42401_2023.zip<br>1,831,041 Rows<br>12,061 KB<br>As of 2023-10-26 | hourly_42101_2023.zip<br>1,037,815 Rows<br>7,722 KB<br>As of 2023-10-26 | hourly_42602_2023.zip<br>1,864,918 Rows<br>14,936 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2022 | hourly_44201_2022.zip<br>8,914,612 Rows<br>66,156 KB<br>As of 2023-10-26 | hourly_42401_2022.zip<br>3,397,314 Rows<br>22,436 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42101_2022.zip<br>1,938,281 Rows<br>14,306 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42602_2022.zip<br>3,632,788 Rows<br>28,922 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2021 | hourly_44201_2021.zip<br>9,111,465 Rows<br>67,699 KB<br>As of 2023-10-26 | hourly_42401_2021.zip<br>3,548,560 Rows<br>23,281 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42101_2021.zip<br>2,030,113 Rows<br>14,955 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42602_2021.zip<br>3,647,430 Rows<br>28,701 KB<br>As of 2023-10-26 |
| 2020 | hourly_44201_2020.zip<br>9,145,200 Rows<br>67,700 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42401_2020.zip<br>3,749,012 Rows<br>24,521 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42101_2020.zip<br>2,082,772 Rows<br>15,336 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42602_2020.zip<br>3,651,490 Rows<br>28,419 KB<br>As of 2023-10-04 |
| 2019 | hourly_44201_2019.zip<br>9,086,926 Rows<br>67,390 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42401_2019.zip<br>3,894,581 Rows<br>25,568 KB<br>As of 2023-10-26 | hourly_42101_2019.zip<br>2,170,437 Rows<br>15,954 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42602_2019.zip<br>3,553,953 Rows<br>27,904 KB<br>As of 2023-10-04 |
| 2018 | hourly_44201_2018.zip<br>9,386,429 Rows<br>69,579 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42401_2018.zip<br>3,881,213 Rows<br>25,603 KB<br>As of 2023-10-26 | hourly_42101_2018.zip<br>2,276,647 Rows<br>16,663 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42602_2018.zip<br>3,536,044 Rows<br>27,390 KB<br>As of 2023-10-04 |
| 2017 | hourly_44201_2017.zip<br>9,434,244 Rows<br>70,043 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42401_2017.zip<br>4,079,857 Rows<br>26,911 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42101_2017.zip<br>2,365,286 Rows<br>17,141 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42602_2017.zip<br>3,559,532 Rows<br>27,589 KB<br>As of 2023-10-04 |
| 2016 | hourly_44201_2016.zip<br>9,166,289 Rows<br>68,129 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42401_2016.zip<br>3,728,333 Rows<br>24,410 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42101_2016.zip<br>2,423,613 Rows<br>17,367 KB<br>As of 2023-10-04 | hourly_42602_2016.zip<br>3,622,630 Rows<br>27,913 KB<br>As of 2023-10-04 |

**图 2–7** 美国空气质量监测数据年度汇总示例

（来源：USEPA, 2023a）

## ◎ 路边站指导学校选址和用地布局

通常，在距离道路约 150 米的范围内，机动车排放的污染物浓度水平较高，而在距离道路约600米时便可恢复到背景浓度水平（Karner et al., 2010）。据统计，美国共有 17,000 所学校位于距离交通繁忙的道路 250 米的范围内（Kingsley, S. L et al., 2014），学龄儿童暴露于交通空气污染而产生的健康损害愈加受到关注。许多研究发现，在主干道附近上学的儿童受到交通污染排放带来的健康影响包括哮喘、肺功能下降、肺部发育受损等。因此，在学校附近的路边需要加强空气质量监测，同时也要加强对交通空气污染健康影响的宣传教育。

路边站的监测结果可以指导学校的选址和用地布局。新学校的选址可以考虑远离主干道和重型卡车通过的地区，但如果学校已经建设在主干道旁，可将商店、仓库、停车场等场所设置在离道路较近的位置，将教室和操场等人群暴露时间较长的场所设置在远离道路的位置，如图 2–8。加州空气资源委员会于 2005 年发布的《空气质量与土地使用手册》建议，对敏感人群聚集的场所（如学校、医院等）实施健康保护距离，需与高速公路、日均交通量大于 10 万的城市道路或日均交通量大于 5 万的乡村道路距离 500 英尺以上（CARB, 2005）。

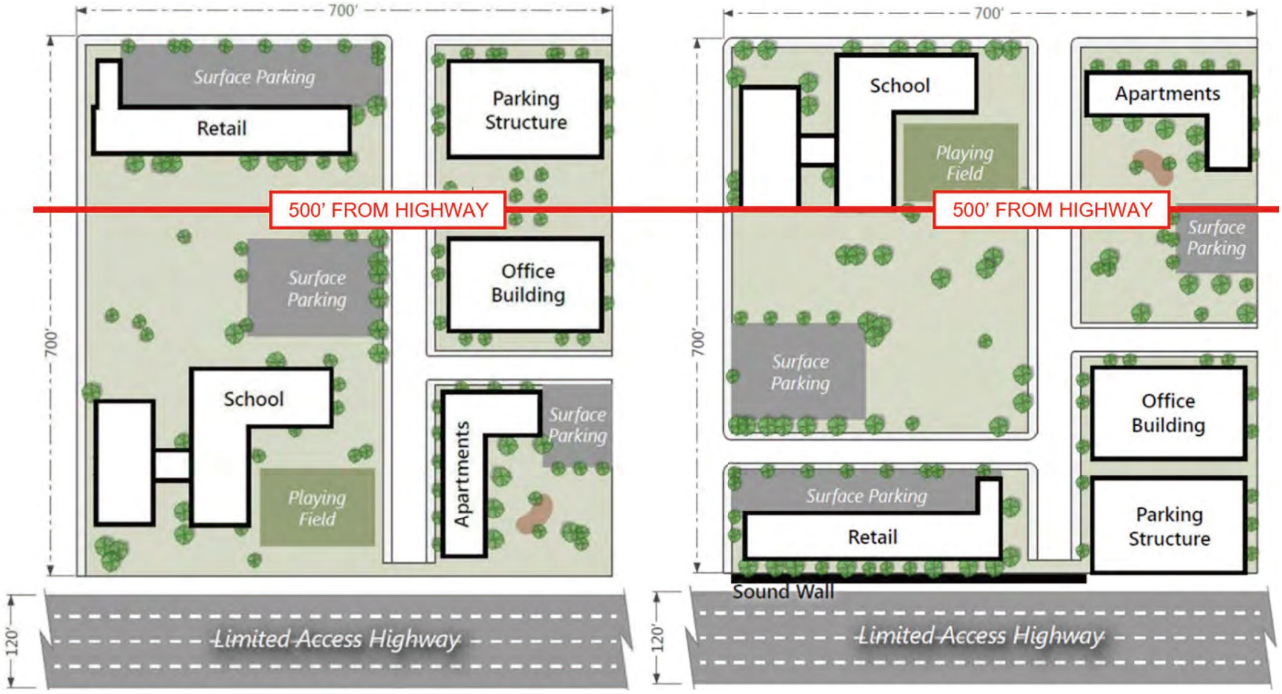



**图 2–8** 公路附近学校的错误布局（左）与改进布局（右）

（来源：USEPA, 2021b）

## 案例 路边站用于评估交通源排放对空气质量的影响

1977 年，《清洁空气法》第 176（c）条引入了交通一致性的概念，规定联邦资助的交通项目不能导致当地空气质量超标或延迟达标，必须符合州实施计划（SIP）中改善空气质量的目标（USEPA, 1977）。2006 年，USEPA 修订了 NAAQS，将 $PM_{2.5}$ 的 24 小时浓度限值从 65 μg/m$^3$ 加严至 35 μg/m$^3$。随后，USEPA 和联邦公路管理局（FHWA）针对新的 $PM_{2.5}$ 和现有的 $PM_{10}$ 标准联合发布了交通项目中 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 的热点分析规则（USEPA and FHWA, 2006）。2015 年，USEPA 发布 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 非达标区定量热点分析交通一致性指南，对 2006 年发布的 PM 热点分析规则做了补充和更新。其中提到在 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 的非达标区，如果一个拟议的交通项目被确定为会影响当地空气质量达标的项目（POAQC），则需要定量评估该项目对周边空气质量的影响，即进行 PM 热点分析（USEPA, 2015）。

因此，在 $PM_{2.5}$ 的非达标区，USEPA 需基于路边站监测数据评估交通项目对周边空气质量的影响，并确定该项目是否属于 POAQC。2017 年，USEPA 利用全国路边站的监测数据，来量化交通排放对环境 $PM_{2.5}$ 浓度的影响，并了解全国范围内路边 $PM_{2.5}$ 与背景 $PM_{2.5}$ 浓度的差异。首先，USEPA 对全国路边站按以下规则进行筛选：（1）每个路边站

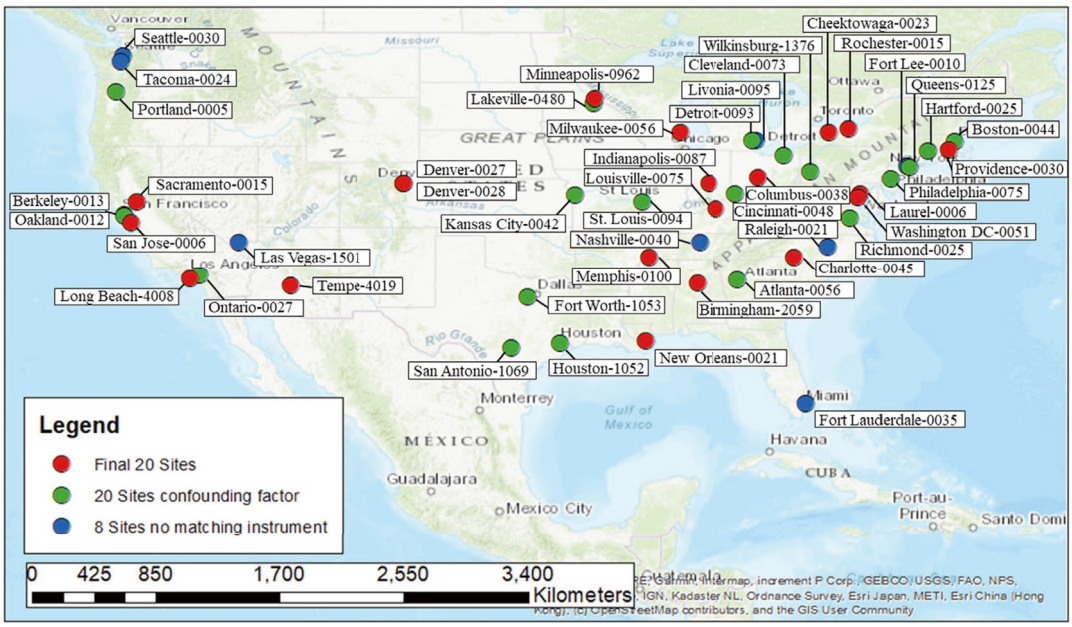



**图 2–9** EPA 选择的 20 个路边站位置

（来源：Washington State Department of Transportation, 2019）

方圆 40 公里范围内至少有一个一般站，其 $PM_{2.5}$ 监测数据符合完整性要求；（2）对满足条件（1）的路边站进行干扰因素评估，如站点位置的海拔、附近是否存在障碍物、路边站和背景站之间土地使用的共性以及潜在的海风影响等。最终，USEPA 确定了 20 个路边站进行研究，位置如图 2–9。

基于 20 个路边站的 $PM_{2.5}$ 浓度和背景 $PM_{2.5}$ 浓度，USEPA 计算了 2017 年美国交通排放产生的 $PM_{2.5}$ 浓度增量，其上限为 $2.0 \pm 0.2\ \mu g/m^3$，如图 2–10。其中背景浓度同时使用两种方法来计算，一种是选择最靠近路边站的一般监测站的数据；另一种是对路边站方圆 40 公里范围内所有一般监测站的数据应用反距离加权法（IDW）计算获得。

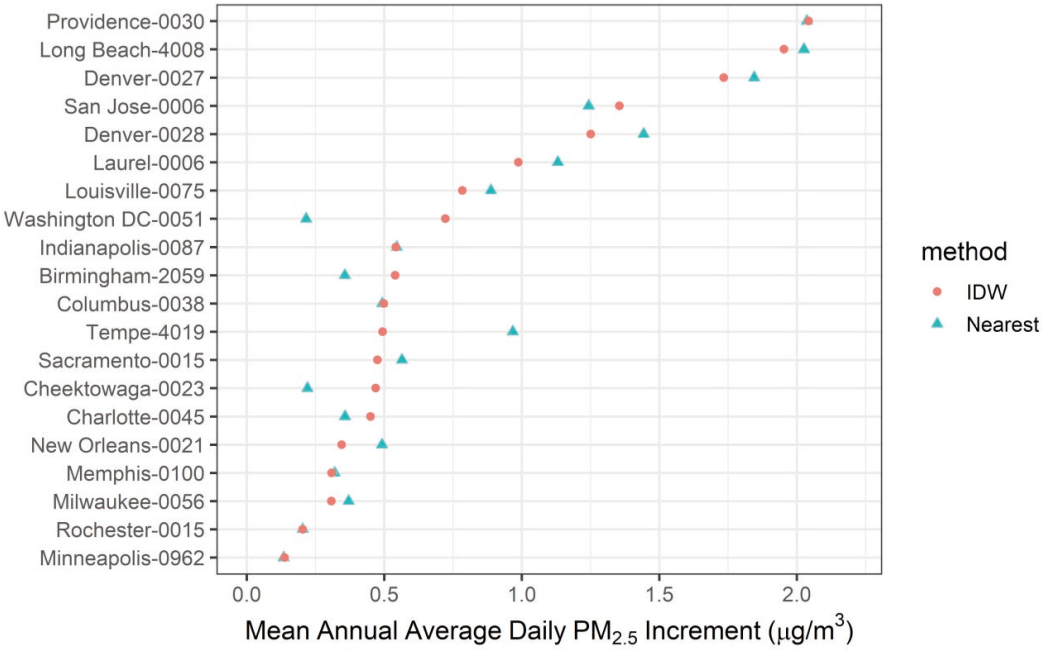



**图 2–10** 不同计算方法下的 20 个路边站 $PM_{2.5}$ 年均浓度增量

（来源：Washington State Department of Transportation, 2019）

判断一个交通运输项目是否属于 POAQC 的关键是背景浓度加上预期增量是否低于 NAAQS 要求的浓度限值。在背景 $PM_{2.5}$ 年均浓度比 NAAQS 限值（当时为 $12\ \mu g/m^3$）至少低 $2.2\ \mu g/m^3$ 的地点，拟议的交通项目便不会影响当地空气质量达标（Washington State Department of Transportation, 2019）。这些结果可以为项目的相关方提供信息，帮助相关机构间磋商确定项目是否符合交通一致性的要求。

交通一致性的审查需要美国交通局（DOT）和 USEPA 合作开展。DOT 负责确定是否需要 PM 热点分析，并确定分析方法、模型和数据，同时负责考虑后续的缓解和控制措施；EPA 则负责颁布交通一致性法规，并为联邦、州和地方实施者提供政策和技术援助，同时 EPA 还负责为排放建模、空气质量建模、监测和其他问题提供政策和技术支持，如图 2–11。

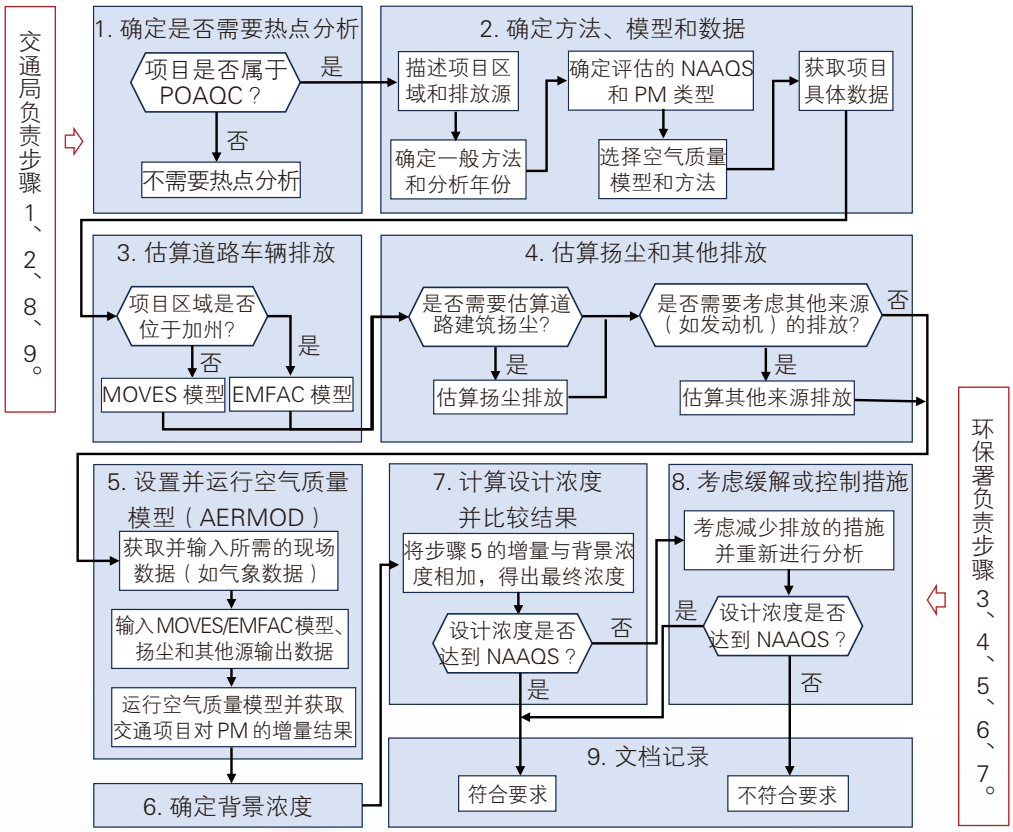



**图 2–11** PM 热点分析流程

（来源：USEPA, 2021c）

# 案例 洛杉矶港

洛杉矶港是全美最大的集装箱港，是当地柴油机颗粒物（DPM）的主要排放场所。DPM 于 1998 年被加州政府认定为空气有毒物质（air toxic）。随着人们愈加关注 DPM 排放对健康的影响，洛杉矶港于 2005 年起自行开展空气质量监测，以评估港口的空气污染水平及其对周围社区空气质量的影响。

## 通用要求结合监测目的确定站点选址

最初在确定站点选址时，洛杉矶港首先参考美国环保署（USEPA）对空气质量监测站的通用要求，包括符合安全性、可达性、采样头位置要求等；其次再结合监测目的确定站点具体位置，需兼顾港口和周围社区。最终，洛杉矶港共建了四个空气质量标准监测站，分别位于附近的两个社区内、码头作业区内以及南部沿海边界，如图 2–12。

在建设社区站点之前，工作人员提前用便携式 $PM_{2.5}$ 浓度监测仪在两个社区布点监测，选择了 $PM_{2.5}$ 浓度最高的位置建站，其中北部社区站还设置在了一所小学内，特别关注了敏感人群。码头作业区站点和南部沿海站点则代表了人体暴露最严重的地点和最轻的地点。

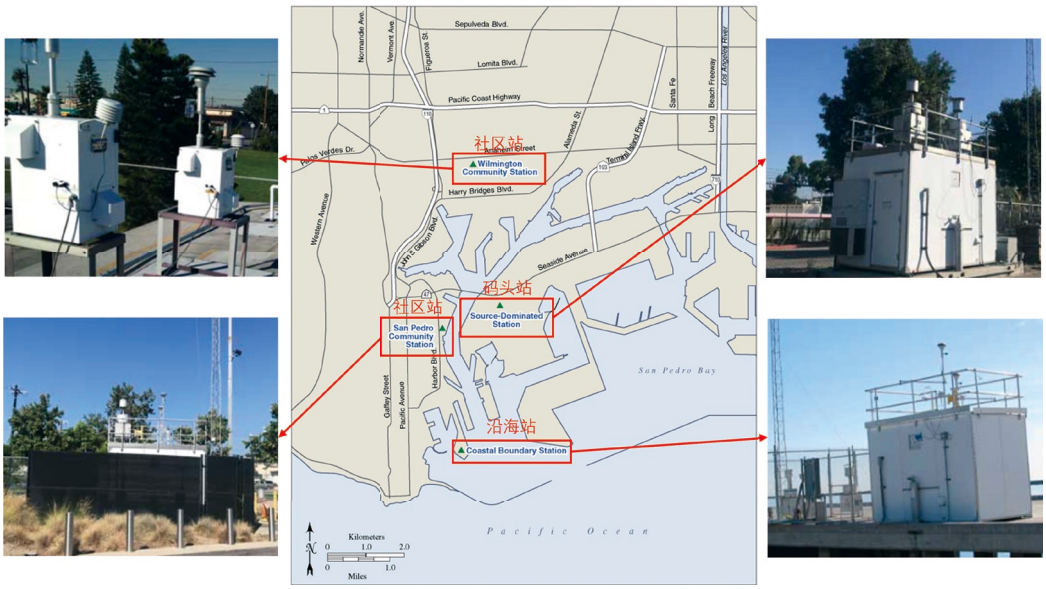



**图 2–12** 洛杉矶港空气质量监测站点分布

（来源：Port of Los Angeles, 2023a）

## 六项常规污染物均能常年稳定达标

在 NAAQS 规定的六项常规污染物（$PM_{2.5}$、$PM_{10}$、$SO_2$、$NO_2$、CO、$O_3$）中，洛杉矶港口于 2005 年首先监测和 DPM 相关的 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$，于 2008 年开始扩展监测另外四项气态污染物。监测数据显示，四个监测站的六项常规污染物多年来均能稳定达到美国 NAAQS 的要求，如图 2–13。多年来，$PM_{2.5}$、$SO_2$、$NO_2$ 呈明显下降趋势，CO 浓度很低呈平稳趋势，$PM_{10}$ 和 $O_3$ 呈波动趋势。由于洛杉矶港的四个监测站是港口自行投资建设并运维，只用于港口自身的空气质量管理，不属于官方的监测网络，故其不参与官方的达标评价，不用于划定污染物的达标区和非达标区。

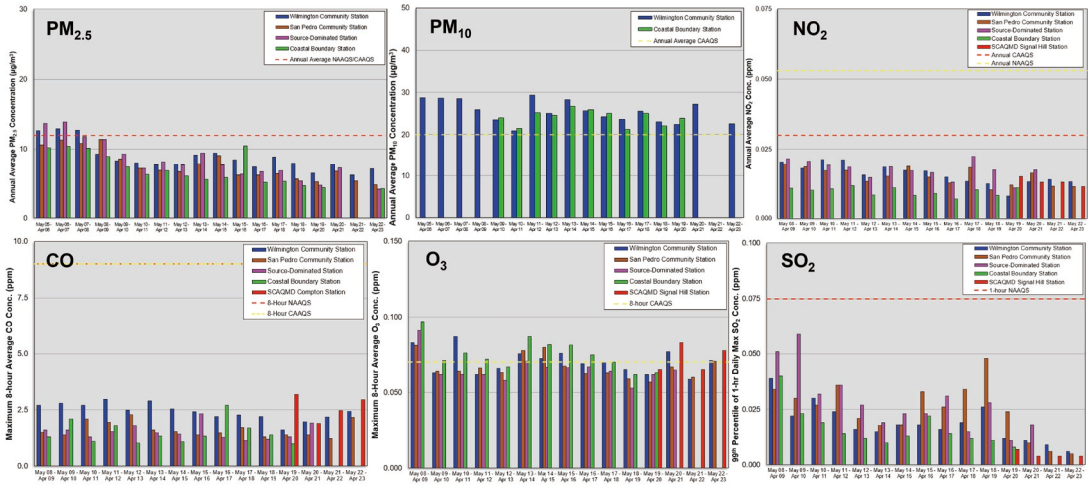



**图 2–13** 洛杉矶港 $PM_{2.5}$、$PM_{10}$、$NO_2$、CO、$O_3$ 和 $SO_2$ 浓度变化趋势

（来源：Port of Los Angeles, 2023a）

## 补充监测元素碳（EC）/ 黑碳（BC）评估政策实施效果

洛杉矶港监测的空气污染物种类除了常规六项污染物外，还监测 EC 和 BC。2006 年，洛杉矶港与南海岸空气质量管理局（SCAQMD）、加州空气资源委员会（CARB）和 USEPA 合作，共同制定了全美首个针对港口的清洁空气行动计划（Port of Los Angeles & Port of Long Beach, 2006），以实现 DPM 的减排。由于 DPM 的成分复杂，无法直接监测其浓度，所以选择 EC 和 BC 作为 DPM 的替代物，对其开展监测以评估港口清洁空气行动计划对 DPM 的治理效果。

洛杉矶港自 2005 年起开始在四个站点手工监测 EC，截至 2022 年底，EC 浓度的降幅为 63%（沿海站点）–81%（码头站点）；自 2013 年起开始在码头作业区站连续自动监测 BC，截至 2022 年底，BC 浓度的降幅为 54%，同期 EC 浓度的降幅为 46%，如图 2–14。虽然 EC 和 BC 的监测方法不同，但二者的变化趋势有很好的一致性，反映了港口实施清洁空气行动计划治理 DPM 的效果。同期排放清单的结果显示，2005–2022 年间，洛杉矶港 DPM 排放量降低了 88%，与码头作业区站点的 EC 浓度降幅（81%）较为接近（Port of Los Angeles, 2023c）。

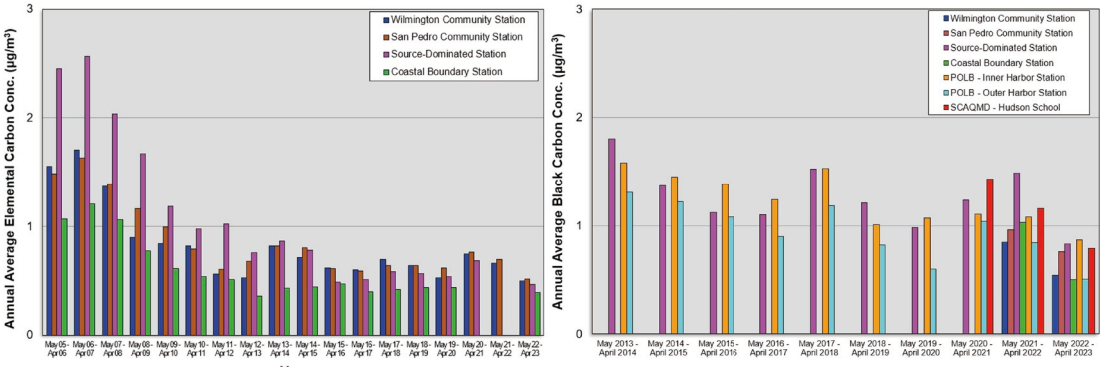



**图 2–14** 洛杉矶港 EC、BC 年均浓度变化趋势

（来源：Port of Los Angeles, 2023a）

## 补充监测超细颗粒物（UFP）

SCAQMD 于 2007 年发布的清洁空气行动计划中提出，大量研究显示颗粒物中超细颗粒物（UFP）的比例决定了颗粒物的毒性，而柴油发动机是 UFP 的一个主要来源。基于此，洛杉矶港自 2011 年起开始连续自动监测 UFP 浓度。由于现阶段全球对 UFP 研究还不够深入，国际上还没有出台相关排放标准，故只能评估其变化趋势和特征。过去十年的监测结果发现，洛杉矶港四个站点的 UFP 年均浓度均呈波动趋势，但沿海站 UFP 浓度明显低于另外三个站点，是因为这三个站附近都有交通繁忙路段，而沿海站附近没有，这反映了交通源排放对 UFP 浓度的影响，如图 2–15。经过多年对 UFP 的监测还发现，UFP 浓度易受本地排放源的影响，受区域传输和气象影响较小。

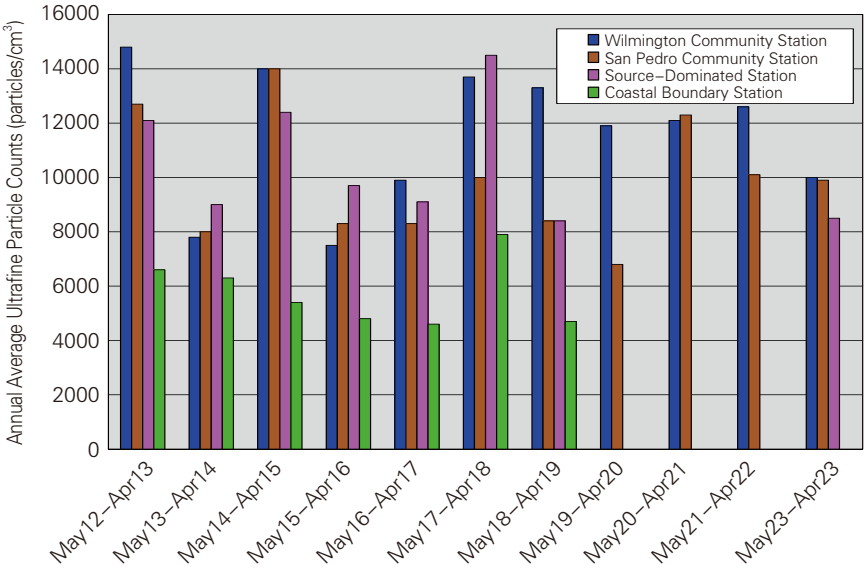



**图 2–15** 洛杉矶港 UFP 年均浓度变化趋势

（来源：Port of Los Angeles, 2023a）

## 公开发布港口空气质量监测数据

洛杉矶港不仅实时发布所有站点的所有污染物（手工监测的 EC 除外）和气象参数的监测数据，以便公众做好健康防护，还提供所有历史监测数据供公众查阅，有助于发挥公众的监督作用，如图 2–16。

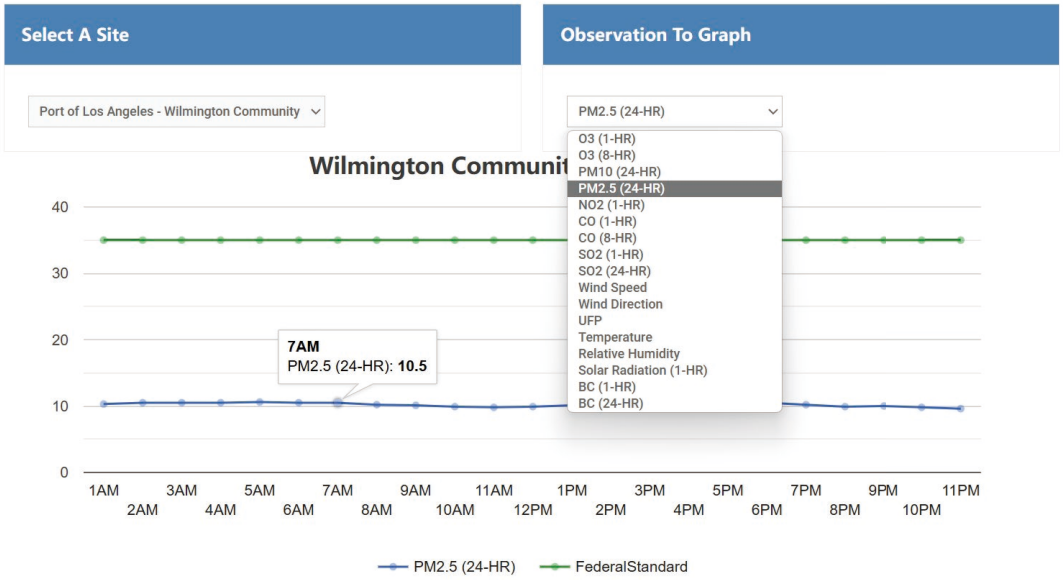



**图 2–16** 洛杉矶港监测数据发布平台

（来源：Port of Los Angeles, 2024）

## 定期召开空气质量公众咨询会

洛杉矶港会定期召开公众咨询会，邀请周围社区居民参加。2023 年，洛杉矶港共召开一次线上、两次线下会议，向社区居民介绍港口空气质量监测的工作进展，包括站点设备、监测数据、监测计划等，并在会上接受公众质询，也会组织居民实地参观监测站。

# 专题 低成本传感器（Low-cost Sensor, LCS）

## LCS 应用日益广泛，涉及交通污染监测

近年来，随着低成本传感器（Low-Cost Sensor, LCS）技术的快速发展，其在空气质量监测领域的应用日益广泛。早在 2013 年，USEPA 发布的《下一代空气监测路线图》就提出，USEPA 在未来短期内计划开发低成本的监测技术来补充现有的空气质量监测网络（USEPA, 2013），并专门开发适用于路边监测网络的传感器。2014 年，EPA 出版了《空气传感器指南》（Air Sensor Guidebook），以帮助有兴趣使用 LCS 的居民自行开展空气质量监测（USEPA, 2014）。指南最初设定的受众是科研人员和设备开发商，但在其发布后被全社会大范围采用，除了公众个人参考外，指南还被社区、学校、工厂广泛使用来监测所在地的空气质量。2022 年，在传感器技术不断发展和大规模应用的基础上，EPA 对 2014 年的指南进行了重大更新。更新后的版本《增强版空气传感器指南》（The Enhanced Air Sensor Guidebook）在 2014 版本的基础上，介绍了传感器技术的最新发展、以及应用于空气质量监测的最佳实践等内容，还提供了应用 LCS 评估道路交通对空气质量影响的方法（USEPA, 2022），如图 2-17。

**图 2-17** 美国低成本传感器相关的文件和指南

图 2–18 显示了如何搭建小型 LCS 网络来监测道路交通对空气质量的影响。该网络包括一个背景 LCS、4 个路边 LCS 和一个参考 LCS，以监测评估十字路口车辆排放对空气质量的影响。其中背景 LCS 可以监测不受交通排放影响的城市整体空气质量；上风向 LCS 可以监测车辆流经十字路口前的空气质量，下风向 LCS 可以监测车辆流经十字路口后的空气质量，通过比较上风向和下风向的监测数据来评估交通排放对空气质量的影响。确定位置时还需要考虑车辆流向以及盛行风的方向。参考 LCS 使用固定监测站的点位，可通过固定监测站数据来校正 LCS 的数据。

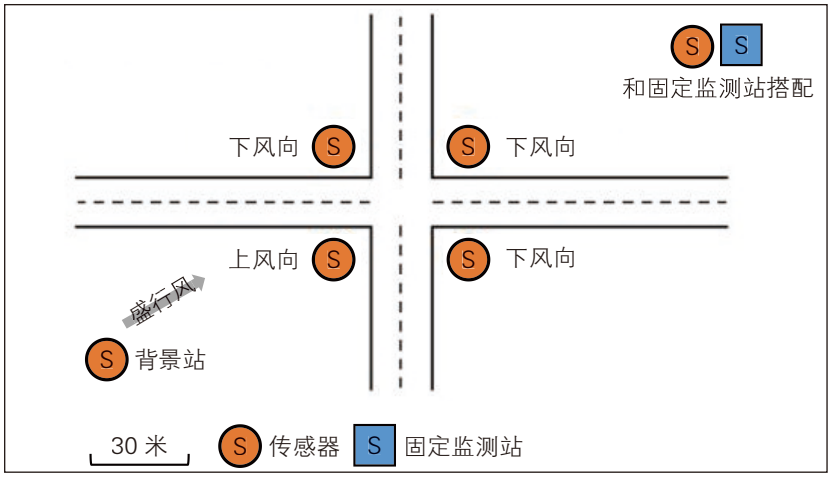



**图 2–18** LCS 路边监测网络布设方法

（来源：USEPA, 2022）

无论是部署单个 LCS 还是建立 LCS 网络，其规划和实施都涉及诸多步骤，主要包括：（1）确定监测目的；（2）制定监测计划，选择适合的 LCS；（3）选址安装；（4）对数据进行质量保证和质量控制；（5）对监测结果进行分析和解释，交流并制定相应的污染管控措施。其中确定 LCS 的安装位置是一项重要的任务，找到合适的地点可以使 LCS 收集到代表周围环境的有效数据。因此，用户应将 LCS 放置在安全可靠的位置，并尽量不受周围环境干扰。安装 LCS 时的六个关键考虑因素如图 2–19。

**图 2–19** 安装低成本传感器的考虑因素

（来源：USEPA, 2022）

## 社区居民参与建设 LCS 监测网络

近年来，随着 LCS 被广泛应用以获得高分辨率的空气质量数据，市场上出现了大量 LCS 产品。为此，SCAQMD 空气质量传感器性能评估中心（AQ-SPEC）专门制定了现场和实验室的 LCS 测试方法（Polidori et al., 2016, 2017），并对上百种市售 LCS 进行了广泛测评。

2017-2019 年，SCAQMD、加州大学与社区居民合作在 I-405 高速公路附近应用 SCAQMD 测评中表现优秀的 LCS 布设了监测网络，以评估 LCS 的长期性能以及探索其在交通环境中的潜在应用。在 SCAQMD 的指导下，公路附近的社区居民参与了传感器部署的每个步骤，包括安装、运维和故障排除、数据收集和分析等。该 LCS 网络共包括 12 个传感器，平均分布在公路的东西两侧，如图 2-20。其中 11 个传感器安装在与 I-405 高度相近的楼顶上，1 个传感器安装在平房的屋顶上。

为评估交通环境中 LCS 性能及其在交通污染监测中的应用潜力，SCAQMD 对比了传感器和 USEPA 官方监测站的数据，如图 2-21。结果显示两组 $PM_{2.5}$ 小时监测浓度数据存在较高的相关性（$r^2$=0.92）。USEPA 官方监测站的 $PM_{2.5}$ 浓度高于传感器的监测浓度，可能是因为官方监测站距离 LCS 网络约 12 英里，不能监测到与 LCS 网络完全相同的本地污染。

此次监测活动结果显示，在相对复杂的交通环境中，LCS 可以长期稳定运行，可以作为标准监测网络的有效补充，为交通污染监测提供了重要方向。

**图 2-20** I-405 公路附近传感器位置分布

（来源：Rachel E et al., 2022）

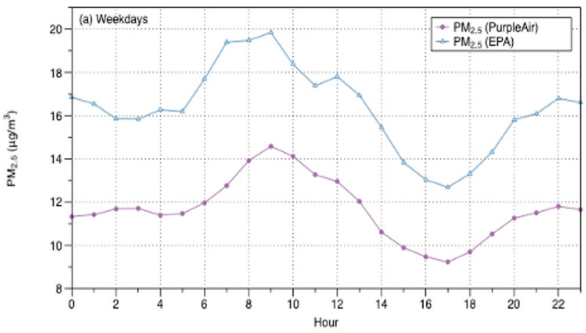



**图 2-21** 测试期间 PA-II 传感器和 EPA 标准站的 $PM_{2.5}$ 小时浓度日变化

（来源：Rachel E et al., 2022）

# 英国篇

03

上世纪 60 年代，英国将空气污染治理的重点从燃煤污染转向交通污染，陆续颁布一系列有关交通污染管控的法案，强调了减少交通排放对清洁空气的重要性。20 世纪末，为达到欧盟的空气质量标准并评估空气污染对人体健康的影响，英国建设了国家空气质量监测网络（AURN），其中覆盖了主干道、机场等交通污染排放显著的场所。此外，英国还建设了被动采样管网络以评估路边 $NO_2$ 的达标情况。

## ◎ 欧盟指令推动英国完善空气质量监测站网络

20 世纪 60 年代，随着私家车数量的增加，交通源逐渐取代燃煤源成为英国的主要污染源。因此，英国政府将空气污染治理的重点转向控制交通污染排放，陆续颁布《清洁空气法》、《污染控制法》对交通污染进行管控。1996 年，欧盟发布《关于环境空气质量评估和管理的指令》，其中对各成员国开展空气质量监测提出初步要求（EC, 1996）。此后，为达到欧盟新标准并评估空气污染对人体健康的影响，英国整合了所有国家监测站与部分地方监测站，于 1997 年正式建立了国家空气质量自动监测网络（AURN）。其中的路边站监测 $NO_2$ 和 $PM_{10}$，并于 2009 年起开始新增 $PM_{2.5}$。2010 年，英国根据欧盟 2008/50/EC 指令制定了本国的《空气质量标准条例》，其中对空气质量标准、监测点位设置、污染物监测方法等内容做出详细规定（UK Government, 2010）。英国交通空气污染管控与监测的发展历程如图 3–1。

截止到 2023 年底，英国的 AURN 中有 70 个路边监测站。此外，英国还有地方空气质量自动监测网络，包含 300 余个路边监测站，站点分布如图 3–2。

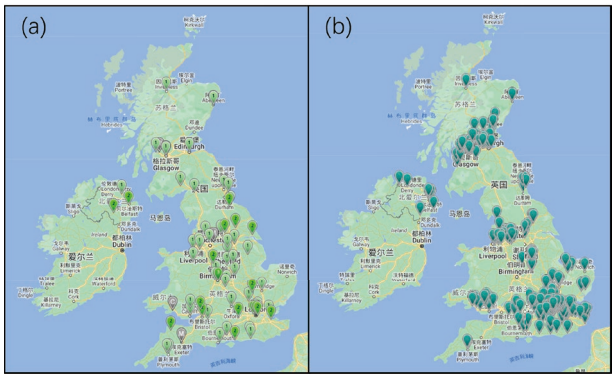



**图 3–2** 英国国家（a）和地方（b）自动监测网络路边站分布

（来源：UK Air, 2023）

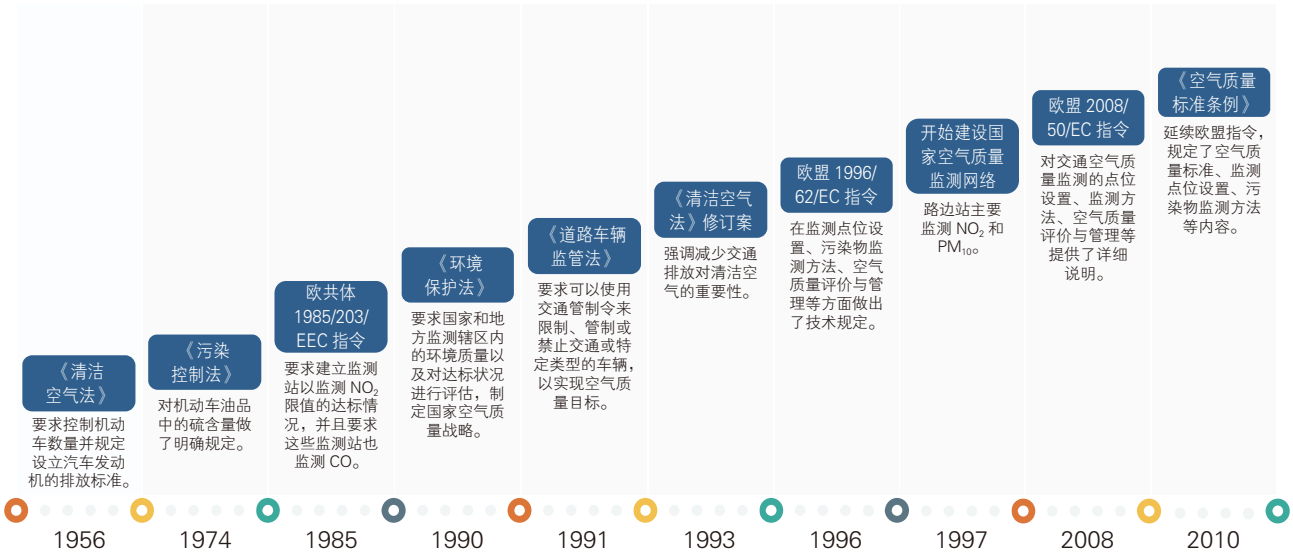



**图 3–1** 英国交通空气污染管控与监测的发展历程

## ◎ 公开发布路边站监测数据

英国在环境食品和农村事务部（DEFRA）网站上公开发布 AURN 的监测数据，其中包括所有路边站，不仅有站点本身的详细介绍，还包括最近一小时和一星期的数据，以及过去几年的所有小时数据汇总，如图 3–3。

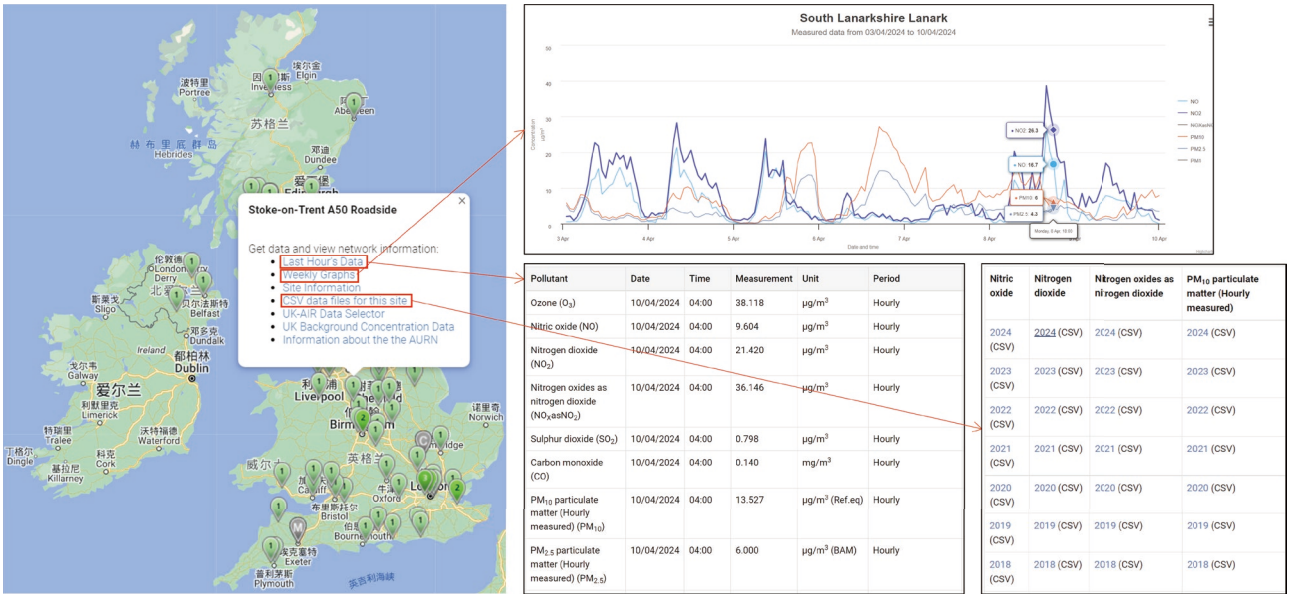



**图 3–3** 英国 AURN 的数据公开发布形式

（来源：UK Air, 2024）

## ◎ 路边站数据有效评估政策实施效果

英国路边站的污染物年均浓度多年来呈下降趋势，且常年稳定达标，如图 3–4。其中 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 从开始监测起就稳定达标，且接近城市背景站浓度，2022 年的年均浓度已分别降至 10 µg/m³ 以下和 20 µg/m³ 以下。对于 $NO_2$，路边站的浓度则明显高于背景站，高出 30%–87%，自 2012 年起才开始稳定达标。

$NO_2$ 作为道路交通排放的标志污染物，其浓度变化趋势可以评估英国机动车管控政策的实施效果。2002–2006 年，路边站的 $NO_2$ 浓度呈现小幅波动的趋势，因为当时英国的柴油车保有量大幅增长，抵消了其他控制措施的减排效果；2006–2019 年 $NO_2$ 的显著下降是由于新车排放标准的加严；而 2020–2022 年 $NO_2$ 浓度的小幅波动是由于新冠疫情封控和解封造成的交通活动水平的变化（UK government, 2024）。

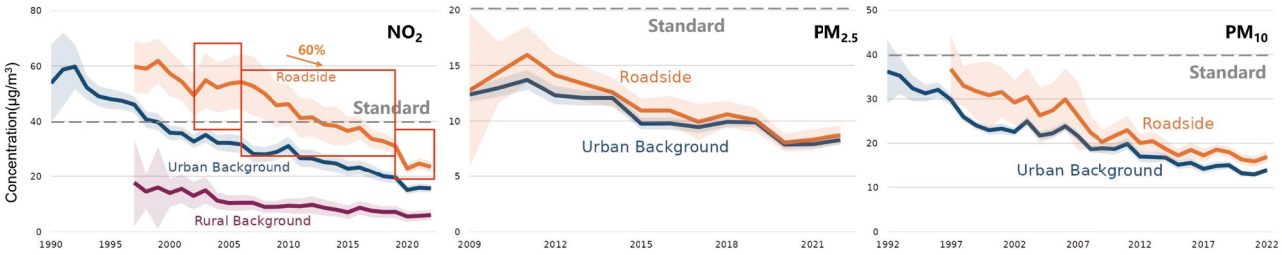



**图 3–4** 英国空气质量监测站 $NO_2$、$PM_{2.5}$、$PM_{10}$ 浓度变化

（来源：UK government, 2024）

## ◎ 建设被动采样管网络（UUNN）以扩大路边 $NO_2$ 监测

1993 年，为评估城市 $NO_2$ 的时空分布并识别热点地区，英国首次建设了覆盖全国的被动采样管监测网络，站点数达 1000 个以上。随着自动监测技术的发展与完善，DEFRA 发现自动监测与模型技术结合可以更准确地评估 $NO_2$ 的时空分布，因此便于 2005 年停止了被动采样管监测网络的运行。

2017 年，英国发布的《改善英国空气质量—解决路边 $NO_2$ 问题》中指出，在 $NO_2$ 超标地区，约 80% 的 $NO_2$ 排放都是由于交通运输造成的（DEFRA, 2017）。因此，为扩大城市路边 $NO_2$ 监测规模以评估路边 $NO_2$ 达标情况，英国于 2020 年重新建设了覆盖全国的城市路边 $NO_2$ 被动采样管网络（UUNN）。采样点设置在模型计算 $NO_2$ 年均浓度超标的地区，和国家模型与地方模型计算结果不一致的地区。截止到 2022 年底，UUNN 网络有 297 个监测点位，分布如图 3–5。

被动采样管是长约 7 厘米、内径 1 厘米的丙烯酸或聚四氟乙烯管，一端装有浸渍过三乙醇胺（TEA）的不锈钢网，两端附加管帽。监测 $NO_2$ 的方法原理是空气中的 $NO_2$ 被采样管中的不锈钢网吸附，以亚硝酸盐离子的

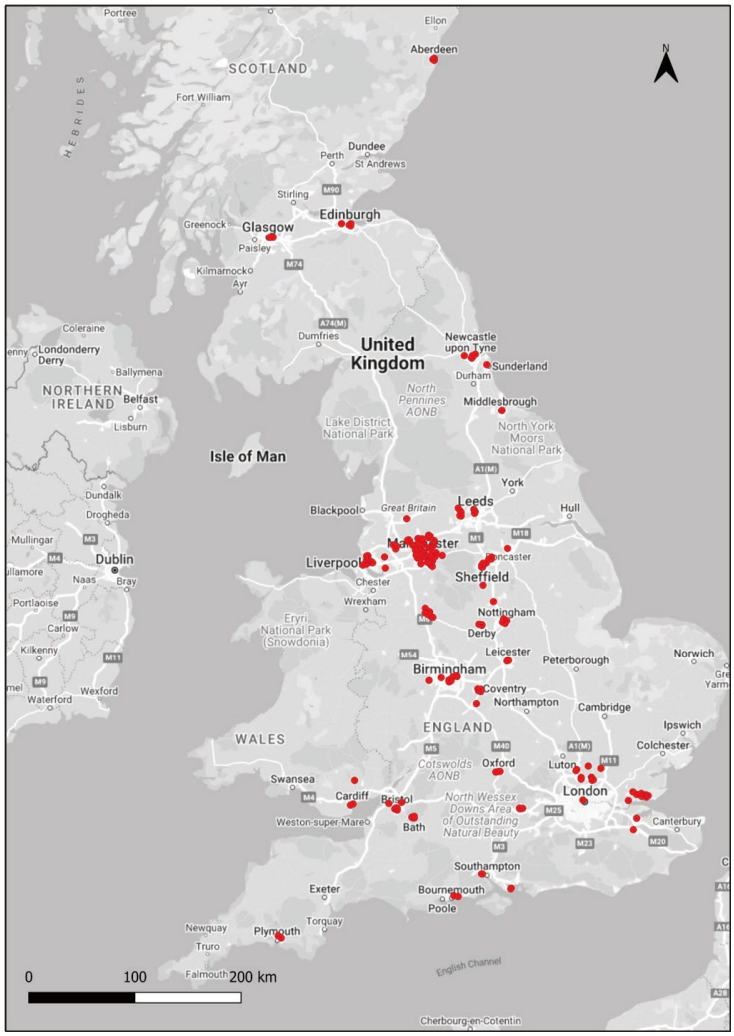



**图 3–5** 城市 $NO_2$ 被动采样管网络点位分布

（来源：Environment Agency, 2023）

形式被吸收，根据管中残留的亚硝酸盐离子量计算出在试管暴露期间的 $NO_2$ 平均环境浓度。具体计算公式如下：

$$C = \frac{x}{t \cdot D}\left(\frac{L_R}{A_R} + \frac{L_F}{A_F} + \frac{L_N}{A_N} + \frac{L_{LBL}}{A_R}\right)$$

其中：

C 是环境空气中 $NO_2$ 的浓度，以 μg/m$^3$ 计；

x 是采样周期内吸附在浸渍滤纸上 $NO_2$ 的质量，以 μg 计；

t 是采样时间，以 s 计；

D 是 $NO_2$ 在空气中的扩散系数，取 0.168 cm$^2$/s（25° C）

括号内的公式表示一个与采样管几何形状有关的常量，取 37.75 m$^{-1}$。

在路边设置被动采样管时，需保证其安全可靠不易被破坏，周围需环境空旷以便空气在采样管周围自由流通。采样管被放置在距地面 2–4 米的高度，距离路边 1–5 米，通常安装在人行道上的灯柱、路标或建筑物表面上（DEFRA, 2008），且每个监测点同时部署三管以降低不确定性，如图 3–6。

被动采样管的监测数据在发布之前要经过内部质量保证和质量控制审查。采样管的数据按月收集，且每 4–5 周需更换采样管。每个采样管的监测数据采集率至少达到 80% 才能用于计算 $NO_2$ 浓度，DEFRA 还需要每月检查各地方站点运维机构提供的采样天数和日期是否准确，并剔除监测数据中的明显异常值或错误结果；而且每季度需检查每套三联采样管之间的差异系数是否大于 10%。

**图 3–6** 英国采用的被动采样管及监测点位实景图

（来源：Environment Agency, 2023）

## ◎ AURN 站点数据用于校正采样管数据

在 UUNN 的所有监测点位中，有 38 个是与 AURN 的标准监测站共用点位，旨在用标准监测站的数据去验证采样管的数据，并对采样管的数据进行校正。以 2022 年 38 个站点的年均浓度数据为例，如图 3–7。校正前，被动采样管的数据和自动监测站的数据相关性就较好（$R^2$>0.9），只是采样管数据稍高，最终通过减去 1.777 μg/m$^3$ 校正了所有采样管浓度，进一步降低了不确定性。

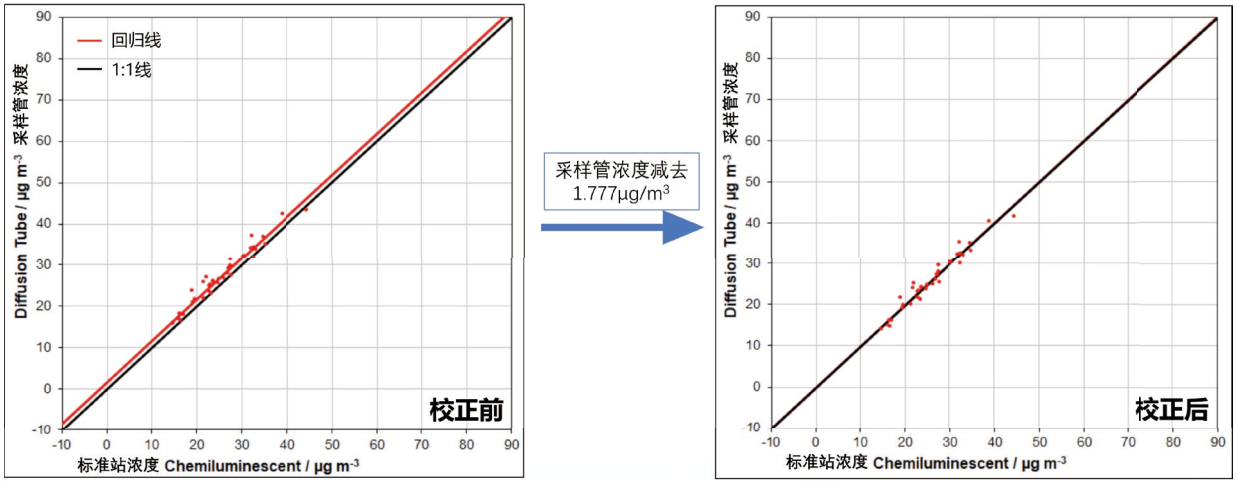



**图 3–7** 2022 年校正前（左）和校正后（右）38 个共用点位浓度等效计算散点图

（来源：Environment Agency, 2023）

## ◎ AURN 路边站和 UUNN 站点均参与空气质量达标评价

在英国，为了便于评价其空气质量达标情况，全国被划分为 43 个评价区域，其中包括 28 个城市聚集区和 15 个非城市聚集区。在建设 UUNN 前，各区的空气质量达标状况是利用 AURN 站点的监测数据与模型计算结果的较高值进行评价。在 2020 年建设 UUNN 后，证据显示其校对后的监测结果比模型计算结果更准确，使得路边 $NO_2$ 的达标评价规则有所改变。对于路边 $NO_2$，达标评价采用数据的优先级改变为：（1）AURN 监测数据；（2）UUNN 监测数据；（3）模型计算结果。首选还是使用 AURN 自动监测站的数据，没有 AURN 的路段使用 UUNN 采样管的数据，既没有监测站也没有采样管的路段才使用模型结果。

以 2022 年英国的 $NO_2$ 达标情况为例，在 43 个评价区域中，所有区的 $NO_2$ 小时浓度都实现达标，即每个站点每年小时浓度超过限值 200 μg/m$^3$ 的次数不多于 18 次；9 个区的 $NO_2$ 年均浓度超标，即其中有站点的年均浓度超过了限值 40 μg/m$^3$，而其中 8 个区是基于 UUNN 监测数据或模型数据进行的评价，如图 3–8。

| Zone | Zone code | $NO_2$ LV for health (1hr mean) | $NO_2$ LV for health (annual mean) | $NO_X$ critical level for vegetation (ann. mean) |
|---|---|---|---|---|
| Greater London Urban Area | UK0001 | OK | > LV | n/a |
| West Midlands Urban Area | UK0002 | OK | > LV (s only) | n/a |
| Greater Manchester Urban Area | UK0003 | OK | > LV (s only) | n/a |
| West Yorkshire Urban Area | UK0004 | OK | > LV (s only) | n/a |
| Tyneside | UK0005 | OK | OK | n/a |
| Liverpool Urban Area | UK0006 | OK | > LV (s only) | n/a |
| Sheffield Urban Area | UK0007 | OK | > LV (s only) | n/a |
| Nottingham Urban Area | UK0008 | OK | > LV (s only) | n/a |
| Bristol Urban Area | UK0009 | OK | > LV (s only) | n/a |
| Brighton/Worthing/Littlehampton | UK0010 | OK | OK | n/a |
| Leicester Urban Area | UK0011 | OK | OK | n/a |
| Portsmouth Urban Area | UK0012 | OK | OK | n/a |
| Teesside Urban Area | UK0013 | OK | OK | n/a |
| The Potteries | UK0014 | OK | OK | n/a |
| Bournemouth Urban Area | UK0015 | OK | OK | n/a |
| Reading/Wokingham Urban Area | UK0016 | OK | OK | n/a |
| Coventry/Bedworth | UK0017 | OK | OK | n/a |
| Kingston upon Hull | UK0018 | OK | OK | n/a |
| Southampton Urban Area | UK0019 | OK | OK | n/a |
| Birkenhead Urban Area | UK0020 | OK | OK | n/a |
| Southend Urban Area | UK0021 | OK | OK | n/a |
| Blackpool Urban Area | UK0022 | OK | OK | n/a |
| Preston Urban Area | UK0023 | OK | OK | n/a |
| Glasgow Urban Area | UK0024 | OK | OK | n/a |
| Edinburgh Urban Area | UK0025 | OK | OK | n/a |
| Cardiff Urban Area | UK0026 | OK | OK | n/a |
| Swansea Urban Area | UK0027 | OK | OK | n/a |
| Belfast Urban Area | UK0028 | OK | OK | n/a |
| Eastern | UK0029 | OK | OK | OK |
| South West | UK0030 | OK | OK | OK |
| South East | UK0031 | OK | > LV (s only) | OK |
| East Midlands | UK0032 | OK | OK | OK |
| North West & Merseyside | UK0033 | OK | OK | OK (s only) |
| Yorkshire & Humberside | UK0034 | OK | OK | OK |
| West Midlands | UK0035 | OK | OK | OK (s only) |
| North East | UK0036 | OK | OK | OK (s only) |
| Central Scotland | UK0037 | OK | OK | OK (s only) |
| North East Scotland | UK0038 | OK | OK | OK (s only) |
| Highland | UK0039 | OK | OK | OK (s only) |
| Scottish Borders | UK0040 | OK | OK | OK (s only) |
| South Wales | UK0041 | OK | OK | OK |
| North Wales | UK0042 | OK | OK | OK |
| Northern Ireland | UK0043 | OK | OK | OK (s only) |

**图 3–8** 2022 年英国 $NO_2$ 达标情况

（来源：DEFRA, 2023a）

注：黄色框为九个未达标的评价区域，“>LV”表示超过标准限值，“s only”表示超标判定基于 UUNN 监测数据或模型数据。

# 案例 希思罗机场

希思罗机场是英国最繁忙的双跑道国际机场之一，也是英国最大的主要枢纽机场，客运量和货运量都排名全英第一。为了评估机场空气质量达标情况，并了解机场污染物浓度变化趋势，希思罗机场自 1993 年起开始监测空气质量，自行出资建设监测站并负责日常运维。目前，希思罗机场共建设 5 个空气质量监测站，主要监测 $NO_2$、$PM_{10}$、$PM_{2.5}$、$O_3$ 和 BC。选址时主要考虑以下因素：（1）站点可以接通电源；（2）工作人员和货车可以安全进入站点；（3）站点安全可靠，不易被破坏；（4）站点周围无建筑物，避免视线障碍。每个监测站开始运行时间和位置如表 3–1 和图 3–9。

**表 3–1** 希思罗机场空气质量监测站点开始运行时间与位置

| 站点名称 | 站点分类 | 开始监测时间 | 选址 |
|---|---|---|---|
| London Harlington | 城市工业 (ARUN) | 2003 年 | 机场北部临近社区 |
| LHR2 | 机场站点 | 1993 年 | 机场跑道旁 |
| Green Gates | 机场站点 | 2007 年 | 与机场跑道平行的临近公路 |
| Oaks Road | 机场站点 | 2007 年 | 机场南部临近社区 |
| Bath Road | 路边站点 | 2019 年 | 与机场跑道平行的临近公路 |

（来源：Heathrow Airport, 2024a）

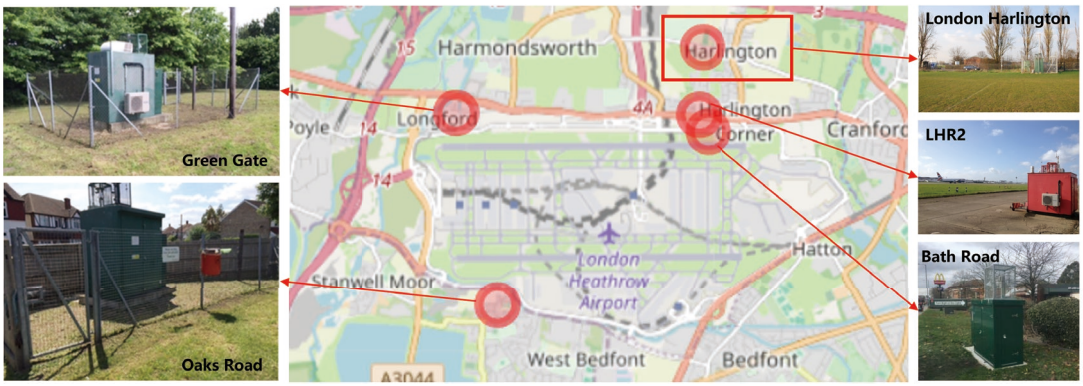



**图 3–9** 希思罗机场空气质量监测站点分布及实景图

（来源：Heathrow Airport, 2024a）

## 机场部分站点纳入 AURN 进行达标评价

2023 年，英国发布《环境改善计划》，主要针对英格兰地区，其中提出到 2040 年 $PM_{2.5}$ 的年均浓度降到 10 μg/m$^3$ 以下（DEFRA, 2023b）。由于希思罗机场位于伦敦，所以机场的污染物浓度不仅要遵守国家标准，还要遵守英格兰地区的标准。机场的 5 个监测站点中，位于北部临近社区中的 London Harlington 站于 2004 年作为城市工业站被纳入 AURN，参与官方的空气质量达标评价，机场则对其余四个站点单独进行评价。

2023 年，希思罗机场所有站点的 $NO_2$ 年均浓度和小时浓度全部达标，其中 LHR2 站点 2020 年才实现达标，其余站点一直稳定达标，如图 3–10。LHR2 站点达标时间较晚的是由于其距离机场跑道较近，直接监测飞机和机场内部车辆的排放，使其 $NO_2$ 浓度一直处于较高水平。所有站点的 $PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 的年均浓度也全部达标，即年均浓度分别低于 10 μg/m$^3$ 和 40 μg/m$^3$。

此外，希思罗机场从自 2014 年开始在 LHR2 和 Oaks Road 站点监测 BC 浓度。监测结果显示这两个站点的 BC 浓度呈下降趋势，且逐渐稳定在与伦敦非路边站浓度相同的水平，如图 3–11。

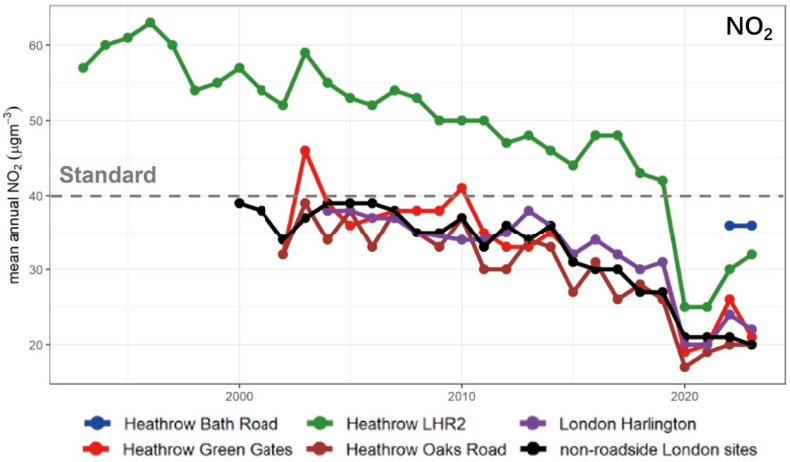



**图 3–10** 希思罗机场空气质量监测站 $NO_2$ 浓度趋势

（来源：Heathrow Airport, 2024a）

**图 3–11** 希思罗机场空气质量监测站 BC 浓度

（来源：Heathrow Airport, 2024a）

## 公开发布空气质量监测数据

希思罗机场的空气质量监测数据会以实时的小时数据进行发布，如图 3–12，同时机场每年也会对所有站点的监测数据进行总结发布，包括年均浓度、数据采集率和年最大小时值，如表 3–2。

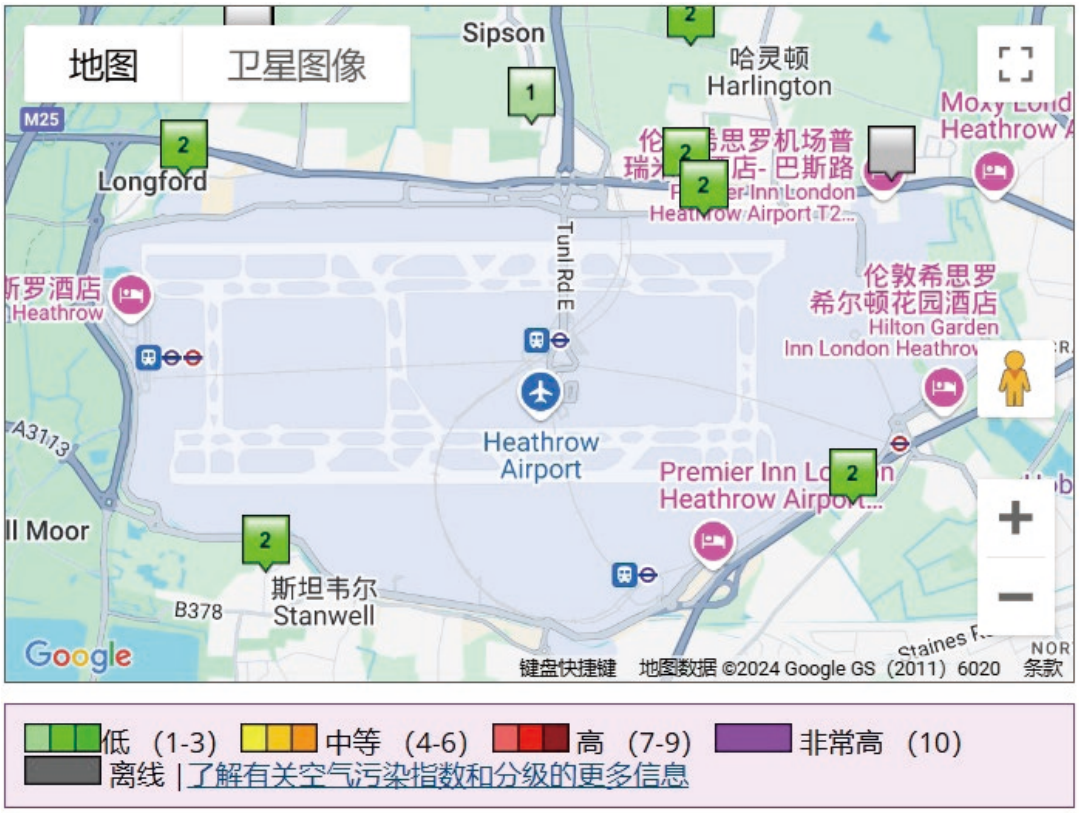



**图 3–12** 希思罗机场监测数据实时发布平台

（来源：Heathrow Airport, 2024c）

**表 3–2** 2023 年希思罗机场监测站 $NO_2$ 年均浓度总结

| 站点 | 年均值（μg/m³） | 年均数据采集率 | 小时最大值（μg/m³） |
|---|---|---|---|
| Bath Road | 35.8 | 97.5% | 169.8 |
| Green Gates | 20.8 | 99.8% | 134.3 |
| LHR2 | 31.8 | 98.0% | 155.6 |
| Oaks Road | 20.0 | 95.5% | 108.0 |
| London Harlington | 21.9 | 99.6% | 150.6 |

（来源：Heathrow Airport, 2024a）

## 鼓励公众参与机场空气质量审查

希思罗机场鼓励公众参与机场空气质量审查，旨在帮助机场了解：（1）公众对机场改善空气质量的目标和承诺的看法；（2）公众对机场空气质量监测和报告的期望和看法；（3）公众对沟通和参与方式的偏好。希思罗机场鼓励公众参与的方式包括组织公众咨询会、发放问卷调查、组织社区活动和召开网络研讨会等方式。

在社区活动期间，希思罗机场制作的宣传材料介绍了机场空气质量的改善目标、监测结果和分析等。居民还可以通过扫描材料上的二维码参与线上调查并分享意见，如图 3–13。

**图 3–13** 希思罗机场鼓励公众参与的传单

（来源：Heathrow Airport, 2024b）

案例

# “呼吸伦敦”监测网络

道路交通是伦敦 $NO_2$ 和 $PM_{10}$ 的首要排放源，且污染热点主要出现在主干道旁，因此伦敦空气质量监测站点中有一半以上都是路边站，但伦敦市政府认为有限的路边站仍不足以提供足够详细的空气质量信息。

2018 年，大伦敦市政府（GLA）和 C40 城市组织共同发起“呼吸伦敦”试点项目，在伦敦市部署低成本传感器（LCS）补充伦敦的空气质量监测网络。项目为期两年，主要目标包括：（1）测试 LCS 网络的可靠性和准确性；（2）识别排放热点并评估减排政策的有效性；（3）向公众提供更详细的空气质量数据。2020 年 11 月，“呼吸伦敦”试点项目到期，成功实现以上三个目标，并证明了 LCS 可以成为城市识别排放热点、评估减排措施有效性和保护公众健康的重要工具。

2021 年，在试点项目成功的基础上，为进一步推动应用 LCS 进行空气质量监测并为其他城市提供案例指导，伦敦市长决定继续资助“呼吸伦敦”项目，为期四年，由伦敦帝国理工学院负责实施。

## LCS 选址优先考虑路边和敏感人群聚集的地点

为补充官方监测网络的空白并评估减排政策的有效性，LCS 网络布点时参考的原则包括：（1）覆盖大伦敦所有的自治市和伦敦市区且能够填补现有官方监测网络空白；

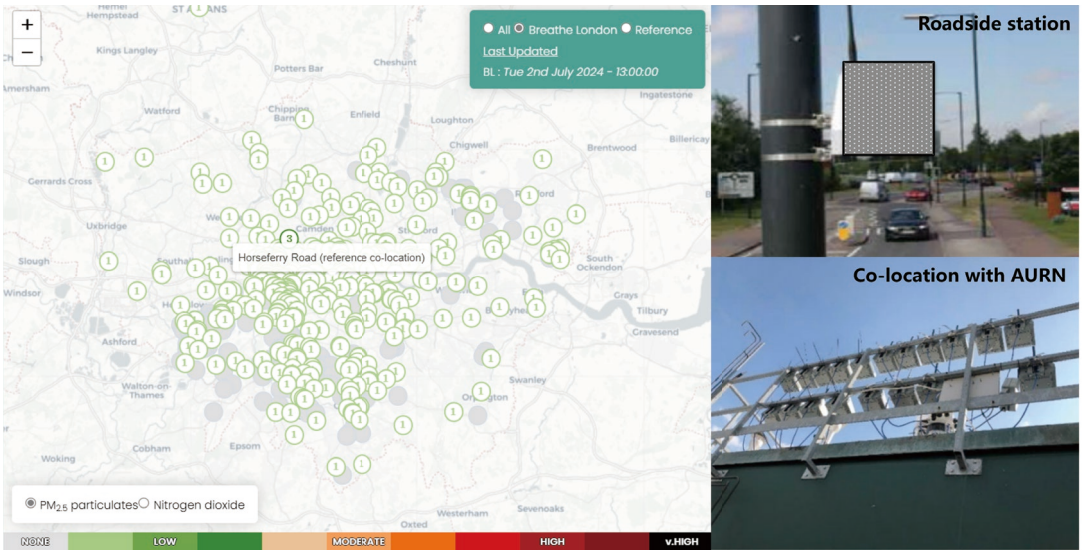



**图 3–14 “呼吸伦敦”监测网络站点位置**

（来源：Breathe London, 2024a）

（2）优先考虑敏感人群聚集的地点，如小学和医院等；（3）选在能够评估空气污染治理政策的地点，如超低排放区（ULEZ）；（4）覆盖不同交通环境，包括路边、公园、住宅区、高流量街道、商业区等；（5）采样高度距离地面 1–4 米，距离路边 1–5 米（Breathe London, 2021）。

截止到 2022 年底，“呼吸伦敦”监测网络有 284 个有效站点，包括 216 个路边点位，主要监测 $NO_2$ 和 $PM_{2.5}$，如图 3–14。该网络中还有 19 个监测点位与伦敦官方监测站共用点位。

## LCS 监测数据用于识别交通排放热点

“呼吸伦敦”试点项目启动后，监测数据显示其中一个靠近公共汽车车库入口点位的 $NO_2$ 浓度一直高于其他点位，且明显高于附近的一个官方路边站。发现该问题后，相关政府部门与巴士运营商合作，实施相关减排措施，包括停止巴士在车库外空转，并将部分巴士升级为电车。实施措施后，监测数据显示该点位的 $NO_2$ 浓度有所下降且低于附近的官方路边站。此发现证明了 LCS 可以识别官方监测网络或空气质量模型未发现的污染热点，并有助于及时采取有效的解决措施。

## LCS 监测数据用于评估减排措施的有效性

2019 年 4 月 8 日，全球首个超低排放区（ULEZ）在伦敦生效实施，“呼吸伦敦”监测网络结合移动观测评估了设置低排放区（ULEZ）对 $NO_2$ 浓度的影响，如图 3–15。监测数据显示，在 ULEZ 生效实施后，ULEZ 内所有路边 LCS 站点的 $NO_2$ 浓度水平下降了 25%，同时伦敦市内所有 LCS 站点的 $NO_2$ 浓度水平也下降了 8%。空气质量不仅在 ULEZ 内得到了改善，并在 ULEZ 之外的地区也相应改善，这表明 ULEZ 的空气质量效

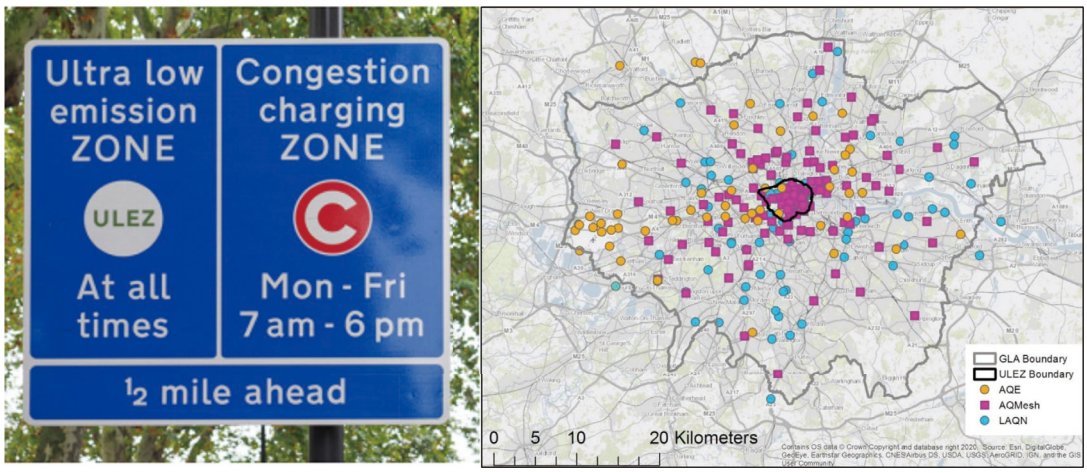



**图 3–15** ULEZ 指示牌以及 ULEZ 的传感器监测站分布

（来源：Breathe London, 2021）

益会超出区域本身。其背后的原因是由于 ULEZ 促进了市内老旧高排放车辆的淘汰，加速了车队更新换代的过程，从而提高了车队的清洁化水平（Mayor of London, 2022）。

## 公开发布 LCS 监测数据并组织公众参与

“呼吸伦敦”监测网络创建了公开的空气污染数据可视化平台，如图 3–16。该平台不仅提供监测点位的具体信息，还发布 $NO_2$ 和 $PM_{2.5}$ 的小时数据、日均数据和年均数据，并与英国国家空气质量标准和 WHO 最新指导值进行比较，旨在让公众了解目前的浓度水平。

此外，出于对敏感人群健康影响而考虑，“呼吸伦敦”项目与伦敦五所小学合作，组织 200 余名学生每日上下学携带便携式监测设备进行沿途空气质量监测，以了解学龄儿童的空气污染暴露情况，从而指导学校和社区帮助学生减轻或避免空气污染的暴露与不利影响。项目共完成了 2000 余次上下学过程的监测，收集了 4.9 亿个测量数据。结果显示，学生在上下学途中（尤其是早上）暴露的空气污染程度相比学校内部更高；在繁忙的主干道步行上下学的学生暴露的空气污染水平要明显高于在清静街道上步行或骑行的学生（Breathe London, 2021）。

**图 3–16** 伦敦 LCS 监测网络的数据发布平台截图

（来源：Breathe London, 2024a）

# 欧盟篇

## 04

上世纪 70 年代初，欧盟的前身欧共体开始关注交通污染排放，陆续颁布机动车排放标准指令。同时，欧共体陆续签署多项条约，要求成员国建设国家空气质量监测网络。进入 21 世纪，欧盟持续完善空气质量监测的相关技术规定，为各成员国开展交通污染监测与评估提供指导。

## ◎ 交通污染管控始于机动车排放标准制定

欧盟的交通污染管控始于 20 世纪 70 年代，欧共体于 1970 年公布了有关汽车尾气排放标准的 70/220 号指令，其中规定了 CO、HC、NOx 的排放限值。此后，该指令历经十余次修订，如表 4–1。从欧 5 标准开始，指令被升级为法规，在所有成员国直接执行。

**表 4–1** 欧盟机动车排放限值修订过程

| 欧盟标准 | 轻型车 | | 重型车 | |
|---|---|---|---|---|
| | 欧盟指令 | 实施年份 | 欧盟指令 | 实施年份 |
| 欧盟标准前 | Directive 70/220/EEC | 1970 年 | Directive 88/77/EC | 1987 年 |
| 欧 1 | Directive 91/441/EEC（仅乘用车）<br>Directive 93/59/EEC（乘用车和轻型卡车 | 1993 年 1 月<br>1994 年 8 月 | Directive 91/542/EEC | 1992 年 |
| 欧 2 | Directives 94/12/EC<br>96/44/EC<br>96/69/EC | 1997 年 1 月 | Directive 91/542/EEC | 1996 年 |
| 欧 3 | Directive 98/69/EC<br>98/77/EC<br>1999/102/EC<br>2001/1/EC<br>2001/100/EC<br>Directive 2002/80/EC | 2001 年 1 月 | Directive 1999/96/EC | 2000 年 |
| 欧 4 | 2003/76/EC<br>2006/96/EC | 2006 年 1 月 | Directive 2005/55/EC | 2005 年 |
| 欧 5 | Regulation 715/2007 | 2011 年 1 月 | Directive 2005/78/EC | 2008 年 |
| 欧 6 | Regulation 692/2008 | 2015 年 9 月 | Regulation 595/2009<br>Regulation 582/2011 | 2013 年 |
| 欧 7 | Regulation 2024/1257 | 2025 年 7 月 | Regulation 2024/1257 | 2027 年 |

（来源：Europe Commission (EC), 1970; 1987; 1991a; 1991b; 1993; 1994; 1996a; 1996b; 1998; 1999a; 1999b; 2001a; 2001b; 2001c; 2002; 2003; 2005; 2006; 2007; 2008; 2009; 2011; 2024）

## ◎ 多项条约和指令推动空气质量监测进程

20 世纪 70 年代起，欧盟委员会（EEA）陆续签署了《远距离越境空气污染公约》（LRTAP）、《远距离越境大气污染国家间合作长期经济条约》、《重金属控制议定书》、《持久性有机污染物控制议定书》等条约，要求各成员国对主要空气污染物的监测技术开展合作研究，实现监测程序标准化和监测方案区域化（UNECE, 1979; 1984; 1998a; 1998b）。为落实以上条约中的要求，欧

盟于 1996 年发布《关于环境空气质量评估和管理的指令》，对各成员国开展空气质量监测提出初步要求（EC, 1996c）。该指令分别于 2003 和 2008 年进行修订，欧洲现行的空气质量监测体系便是在该指令的基础上建设的。其中 2008 年的修订版本在空气质量标准、监测点位设置、污染物监测方法、空气质量评价与管理等各方面做出了技术规定，是欧盟成员国开展空气质量监测的指导性文件（European Union, 2008）。

## ◎ 优先考虑人口和浓度来确定监测站数量和选址

欧盟空气质量监测站的数量要求主要与人口和浓度有关，监测站数量与所在区域人口和浓度成正比，如表 4–2（European Union, 2008）。对于 $NO_2$、PM 和 CO，各区域内至少应包括一个背景站和一个路边站，背景站和路边站的数量差别不超过 2 倍。路边站的选址优先考虑人口可能直接或间接暴露的污染物高浓度地点，距离主要路口不少于 25 米，距离路边不超过 10 米，采样点距离地面 1.5–4 米。

截止 2022 年底，在欧盟的路边站中，监测不同污染物的站点数量分别是 1161（$NO_2$）、712（$PM_{10}$）、410（$PM_{2.5}$）、353（CO）、190（$SO_2$）136（$O_3$），如图 4–1。

**表 4–2** 欧盟设置空气质量监测站的数量要求

| 区域人口（千人） | 如果最大浓度超过评估阈值上限 | | 如果最大浓度介于评估阈值的上限和下限之间 | |
|---|---|---|---|---|
| | 除 PM 的其他污染物 | PM（$PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$） | 除 PM 的其他污染物 | PM（$PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$） |
| 0–249 | 1 | 2 | 1 | 1 |
| 250–499 | 2 | 3 | 1 | 2 |
| 500–749 | 2 | 3 | 1 | 2 |
| 750–999 | 3 | 4 | 1 | 2 |
| 1000–1499 | 4 | 6 | 2 | 3 |
| 1500–1999 | 5 | 7 | 2 | 3 |
| 2000–2749 | 6 | 8 | 3 | 4 |
| 2750–3749 | 7 | 10 | 3 | 4 |
| 3750–4749 | 8 | 11 | 3 | 6 |
| 4750–5999 | 9 | 13 | 4 | 6 |
| ⩾ 6000 | 10 | 15 | 4 | 7 |

注：$PM_{2.5}$ 和 $PM_{10}$ 的评估阈值上限和下限分别为各自标准限值的 75% 和 50%，其他污染物各有不同。
（来源：European Union, 2008）

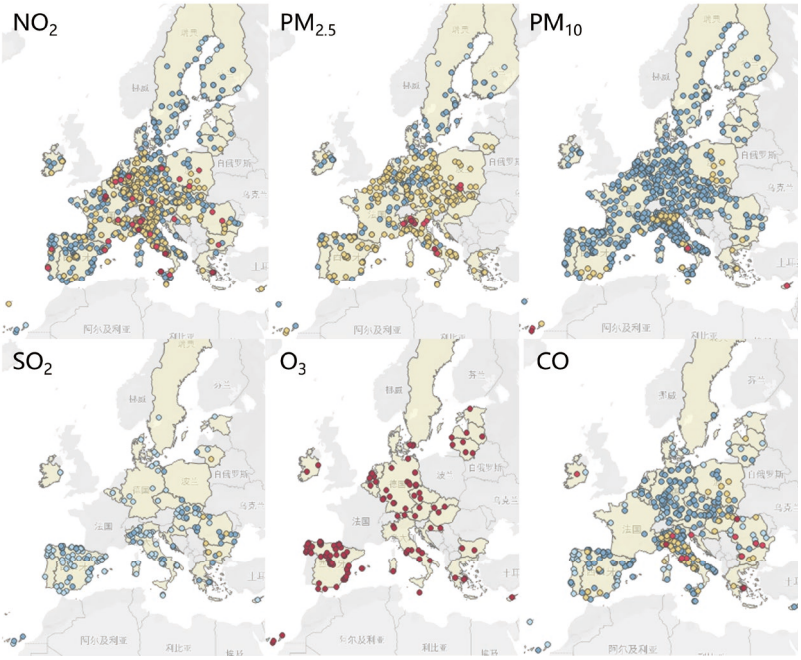



**图 4–1** 欧盟路边空气质量监测站分布

（来源：EEA, 2022）

## ◎ 公开发布路边站监测数据

根据 2008/50/EC 指令，欧盟各成员国的空气质量信息需要公开发布，且成员国之间可以相互交换有关网络和站点的信息。欧盟下属的欧洲环境署（EEA）网站实时发布各成员国所有类型站点的小时浓度数据，其中也包括路边站，如图 4–2；同时还发布各个站点的年度浓度数据，如图 4–3。

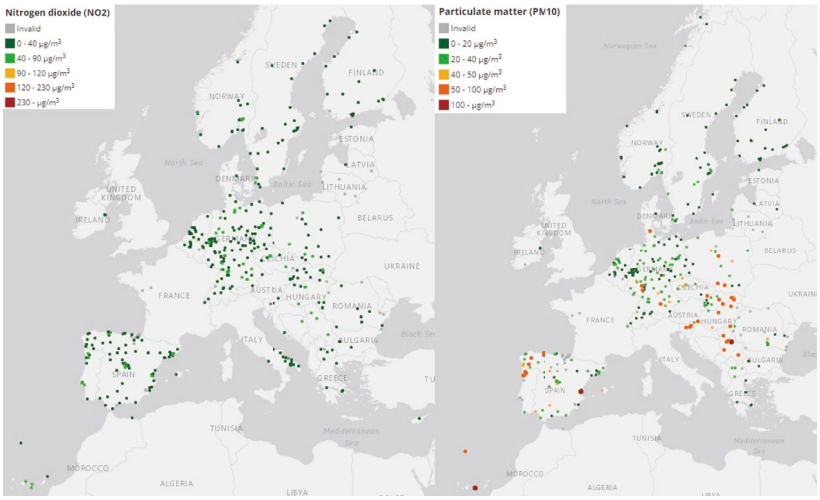



**图 4–2** 欧盟路边站的实时数据发布平台截图

（来源：EEA, 2024）

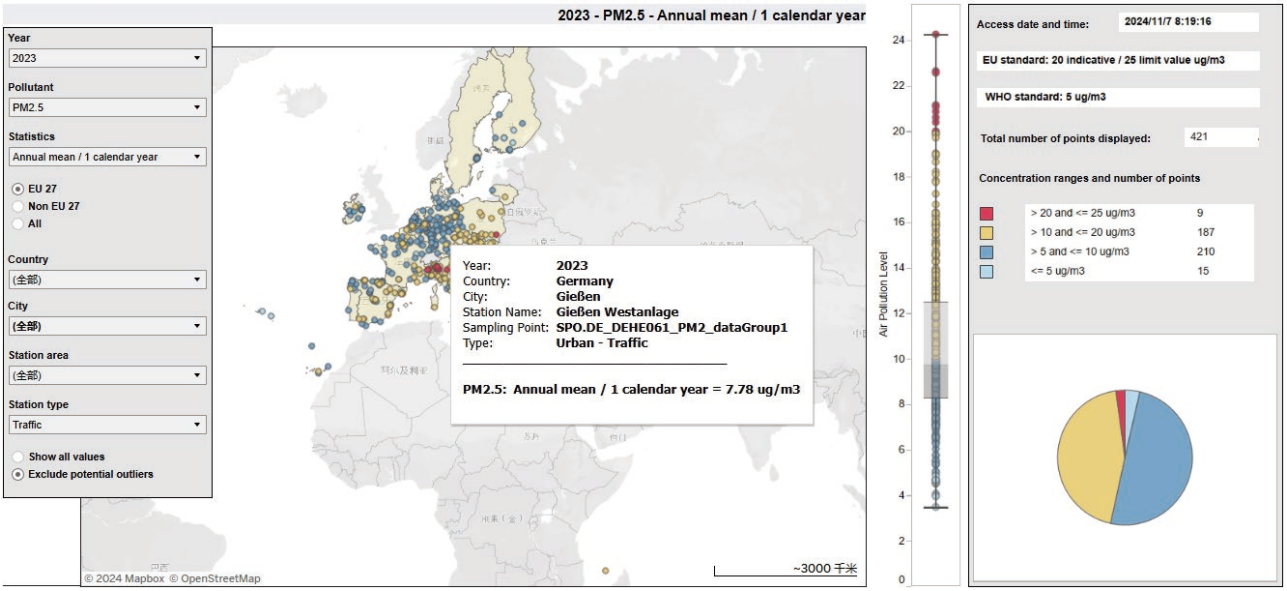



**图 4–3** 欧盟路边站的年度数据汇总发布平台截图

（来源：EEA, 2022）

在过去的十余年间，欧盟所有站点的 $NO_2$、$PM_{10}$、$PM_{2.5}$ 的年均浓度都呈下降趋势。对比不同类型站点的监测数据，交通站的 $NO_2$ 和 $PM_{10}$ 的年均浓度是所有站点中最高的，但 $PM_{10}$ 已经与工业源站、城市站和城郊站的浓度较为接近，$NO_2$ 则显著高于其他类型站点的浓度；交通站 $PM_{2.5}$ 的浓度水平已和城市站相同，如图 4–4。

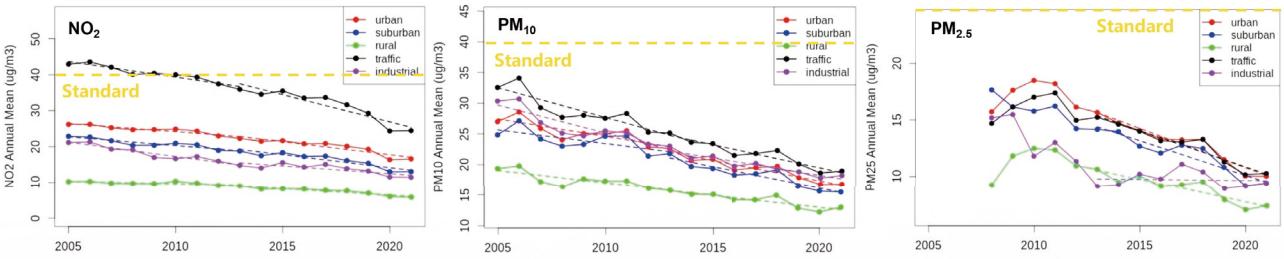



**图 4–4** 2005–2021 年欧盟空气质量监测站 $NO_2$、$PM_{10}$、$PM_{2.5}$ 浓度

（来源：EEA, 2023c）

## ◎ 路边站数据用于评估污染控制措施的有效性

在荷兰，许多地方的 $PM_{10}$ 和 $NO_2$ 都超过了欧盟的空气质量标准，尤其是在繁忙的道路沿线，而且研究表明高速公路上与交通污染排放会受到车辆最大行驶速度的影响（Eerens et al., 1993）。因此，荷兰政府认为，为减少相关暴露和健康影响，有必要在附近有住宅区的高速公路上设置更严格的限速。

2005 年 11 月开始，荷兰国家运输部在城市高速公路的某些特定路段上，将机动车的最高限制时速从 100 公里 / 时改为 80 公里 / 时。实施限速后，干预路段旁边的路边站数据显示 $PM_{10}$、$PM_1$、黑烟（BS）和 NOx 的浓度全部下降，如图 4–5 和表 4–3。

**图 4–5** 荷兰实施限速路段和路边站示意图

（来源：Marieke et al., 2008）

**表 4–3** 加严限速前后的路边站污染物日均浓度

| | 污染物 | 加严前 | 加严后 | 下降比例 |
|---|---|---|---|---|
| A10W 路边站 | NOx（ppb） | 90.00 | 83.99 | 6.68% |
| | $PM_{10}$（μg/m$^3$） | 29.72 | 27.55 | 7.30% |
| | $PM_1$（μg/m$^3$） | 14.78 | 14.23 | 3.72% |
| | 黑烟（μg/m$^3$） | 23.83 | 19.41 | 18.55% |

（来源：Marieke et al., 2008）

## 案例 巴黎交通源的 UFP 监测

超细颗粒物（UFP）粒径小于 0.1 μm，与 $PM_{10}$、$PM_{2.5}$ 相比，可能会对人体健康产生更大危害（HEI, 2013）。对 UFP 长时间、大范围的监测有助于掌握其数量浓度及成分变化的时空分布，为相关健康效应研究及完善空气质量标准提供数据支持。

2003 年，巴黎空气质量监测协会（Airparif）与法国中央空气质量监测实验室（LCSQA）合作，首次对 UFP 进行探索性监测。2018 年，法国国家卫生安全局（ANSES）发布的《环境空气中“新兴污染物”》中建议增加法国 UFP 监测站点的数量，并进行持续的长期监测（ANSES, 2018）。因此，2019 年底，Airparif 在巴黎的一个背景站对巴黎中心区域的 UFP 浓度进行长期监测。2020 年，为评估巴黎不同环境中的 UFP 浓度变化，并根据监测不同环境的粒径分布差异来确定 UFP 的来源，Airparif 启动了一项为期四年的研究计划，旨在通过试点监测巴黎城市背景、路边以及机场的 UFP 浓度，识别巴黎需要深入或长期监测 UFP 的地点。

Airparif 优先考虑在巴黎自动监测网络中的交通站安装 UFP 监测设备，最终在建筑密集区选择了三个交通站，如图 4–6。这些站点均靠近主干道，其周边道路类型（车道数、周围建筑物等）、车速和车辆组成（尤其是重型货车）都各不相同，如表 4–4。

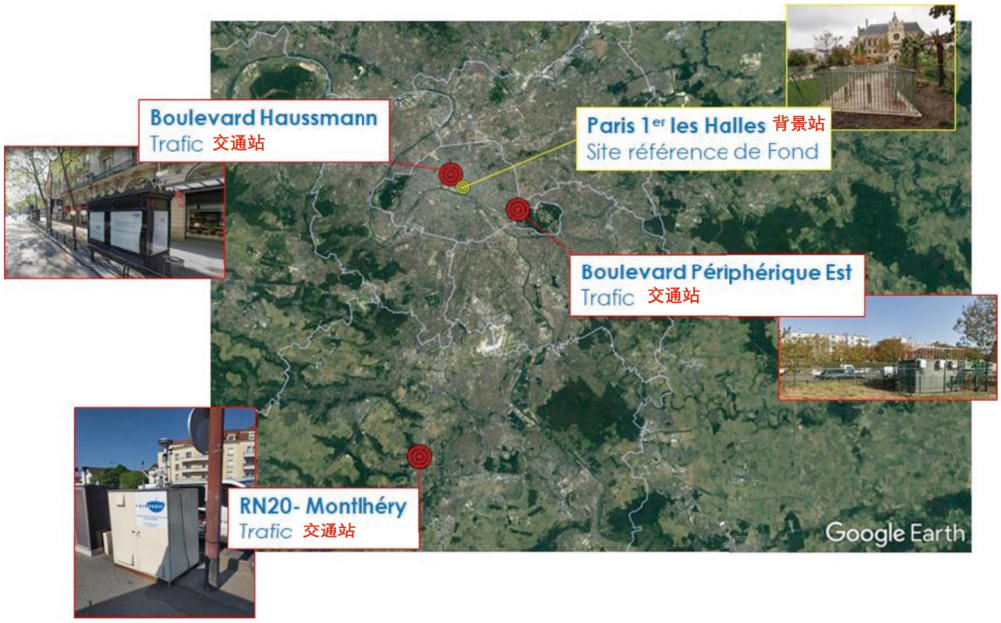



**图 4–6** 巴黎 UFP 监测站分布

（来源：Airparif, 2022）

**表 4–4** UFP 监测站的周边道路信息

| 站点名称 | 站点类型 | 周边道路类型 | 道路宽度 | 站点与路边距离 | 采样高度 | 重型货车占比 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Bd P é riph é rique Est( BPE ) | 城市交通 | 2x4 车道 | 32 米 | 5 米 | 2.9 米 | 2% |
| Bd Haussmann（BAUS） | 城市交通 | " 峡谷 " 型道路 | 30 米 | 2.6 米 | 3.7 米 | 1% |
| Route Nationale 20（RN20） | 郊区交通 | RN20 号公路 | 32 米 | 0.8 米 | 2.4 米 | 6% |

（来源：Airparif, 2022）

## 高浓度的 UFP 通常由于附近存在交通源

2021 年 6–9 月的监测发现，巴黎交通站的 UFP 小时平均数浓度在 17,000 个 /cm$^3$ 到 53,000 个 /cm$^3$ 不等，比城市背景站监测的浓度高出 2 至 6 倍，且显著高于 2021 年世界卫生组织（WHO）发布的《全球空气质量指南》中的高浓度推荐值（>20,000 个 /cm$^3$），如图 4–7。与其他两个交通站相比，虽然 RN20 站点的年平均日交通量（AADT）处于中间水平，但 RN20 站点的 $PM_{2.5}$、BC 和 UFP 浓度却最高。主要是因为在 RN20 号公路上，监测站距离十字路口仅 47 米，处于车辆加速路段，PM 排放较高（Rivas et al., 2020）。同时，RN20 站点所在公路的重型货车的平均比例高于其他站点所在道路。因此，高浓度的 UFP 通常由于附近存在交通源。

路边的 UFP 浓度与附近道路的 AADT 的相关性不大，可能会受到其他道路参数的影响，如道路类型及周边环境，如“峡谷”道路、斜坡道路、附近是否有交通信号灯等和附近交通状况，如车速、行驶车辆类型、拥堵情况等。

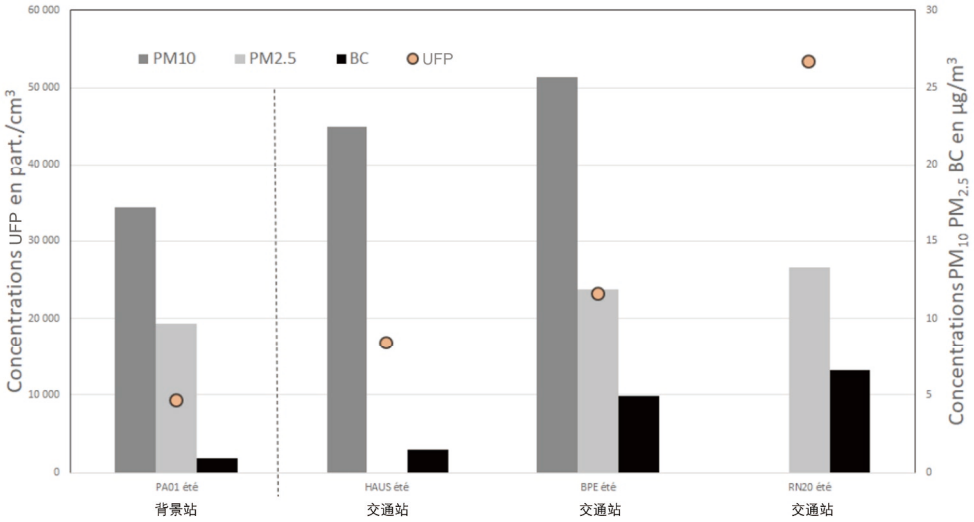



**图 4–7** 巴黎背景站和交通站 $PM_{2.5}$、$PM_{10}$、BC 和 UFP 浓度变化趋势

（来源：Airparif, 2022）

除了在不同类型的道路环境进行 UFP 监测，2022 年，Airparif 还在戴高乐机场及其周边地区布设 5 个站点进行 UFP 监测，如图 4–8。其中两个与机场站位置相同，机场站 1 位于机场中心地带的航站楼附近；机场站 2 在跑道附近。监测站 3、4、5 分别位于距离机场跑道不同距离的地点，旨在评估在盛行西南风 / 东北风时与机场不同距离的 UFP 浓度变化。

**图 4–8** 巴黎戴高乐机场 UFP 监测站分布

（来源：Airparif, 2024）

监测结果表明，机场航站楼和跑道附近的 UFP 浓度均较高。其中在机场航站楼附近监测到的 UFP 平均浓度为 23,000 个 /cm$^3$，与路边站的浓度水平相近，属于世界卫生组织建议的高浓度水平；在距离机场 1 公里处监测到的 UFP 平均浓度为 17,900 个 /cm$^3$，虽然低于世卫组织提出的高浓度水平，但却是城市背景站浓度（9,000 个 /cm$^3$）的两倍左右。而距离机场 5 公里和 10 公里处的 UFP 浓度迅速减弱，低于背景站浓度，如图 4–9。

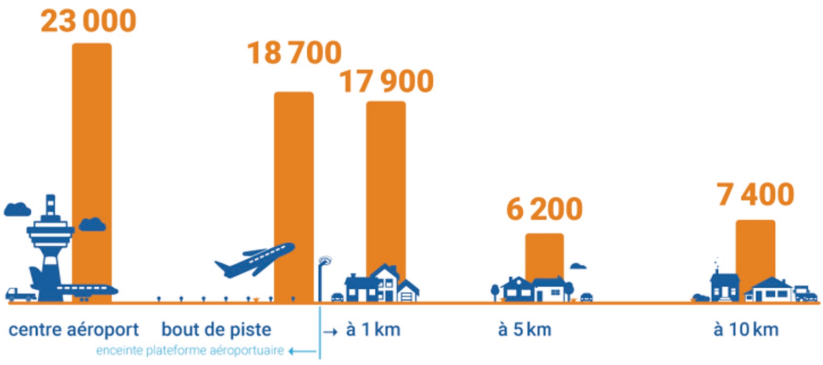



**图 4–9** 巴黎戴高乐机场监测站 UFP 浓度

（来源：Airparif, 2024）

# 新西兰篇

05

上世纪 70 年代，为响应国家政策中减少陆路运输对空气质量影响的要求，新西兰开始关注机动车的污染排放，并要求对空气质量受交通影响的地区进行专项监测。进入 21 世纪，为实现公路 $NO_2$ 浓度趋势的下降，减少道路交通对环境空气质量的影响，新西兰交通局建设了高速公路空气质量监测网络。该网络采用被动采样管对 $NO_2$ 进行监测，用于识别交通排放热点与评估 $NO_2$ 变化趋势，不用作达标评价。

## ◎ 对受交通影响的敏感地区进行监测

20 世纪 70 年代，新西兰开始关注交通污染并进行交通污染管控。1976 年，新西兰交通局发布了《交通运输条例》，其中首次规定了机动车的污染物排放限值（NZ Transport Agency, 1976）。1991 年，新西兰环境部发布了《资源管理法》（RMA），提到地方当局有责任管理所在区域的空气质量（Ministry of the Environment, 1991）。2003 年，新西兰交通局发布的《陆地运输管理法案》（LTMA）中要求其必须为公众利益和建立高效安全的陆路运输系统做出贡献，并遵守 1991 年 RMA 中避免或减轻人类活动对环境造成不利影响的要求（NZ Transport Agency, 2003）。

为落实 LTMA 的要求，新西兰交通局编制了《州公路环境计划》，制定了减缓国家交通对环境影响的计划，对空气质量受交通影响的敏感地区进行专项监测（NZ Transport Agency, 2008）。主要目标包括：（1）了解道路机动车排放对空气质量的影响；（2）确保新建的国家高速公路项目不会直接导致所在地区空气质量超标；（3）帮助高速公路网中超过国家环境空气质量标准的地区减少排放。2007 年，交通局正式启动国家高速公路空气质量监测网络的建设工作，旨在实现高速公路 $NO_2$ 浓度趋势的下降，同时也为响应政府陆路运输政策宣言中关于“减少陆路运输对环境的影响”的要求（NZ Transport Agency, 2009）。2012 年，新西兰交通局发布《环境空气质量（$NO_2$）监测网技术指南》（NZ Transport Agency, 2012），并分别于 2013 和 2017 年更新该指南，其中均对监测指标、站点布设、监测方法、评价标准和数据管理等做出详细规定（NZ Transport Agency, 2013a; 2017）。

## ◎ 根据人口确定监测站数量

新西兰高速公路占全国公路总里程的 12%，承担了全国约 50% 的机动车行驶里程，是空气质量超标的潜在区域。因此，为识别国家高速公路网中存在空气质量超标问题的地区，新西兰划分了 31 个高速公路环境空气监测区，如图 5–1。每个监测区是包含至少 3 万人口的城市区，监测区内的站点数量仅根据人口确定，如表 5–1。

选址方面，高速公路站点需要设置在距离被监测公路 100 米的范围内，地方公路监测站点则设置在距离被监测公路 50 米的范围内，且优先选择 AADT>20000 或是已知拥堵的路段，同时也要优先考虑易受交通污染影响的敏感地区，如学校和社区等。采样高度距离地面 2–4 米，最高不超过 5 米。

截至 2022 年底，新西兰的国家高速公路空气质量监测网络共有 151 个站点，其中包括 76 个高速公路站、44 个地方公路站和 32 个背景站。

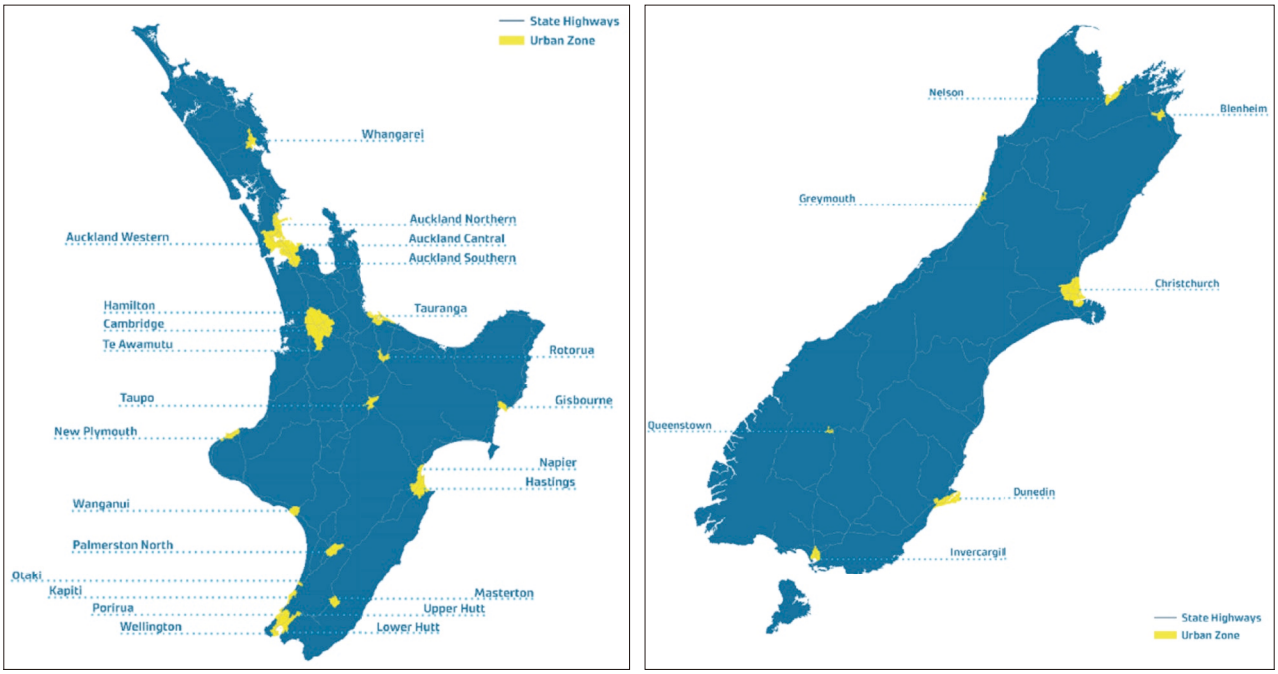



**图 5–1** 新西兰高速公路环境空气监测区位置

（来源：NZ Transport Agency, 2017）

**表 5–1** 新西兰交通站设置的数量要求

| 监测区人口数量 | 国家高速公路监测站点数量 | 地方公路监测站点数量 |
|---|---|---|
| >20 万 | 6 | 4 |
| 15–20 万 | 5 | 3 |
| 10–15 万 | 4 | 2 |
| 7.5–10 万 | 3 | 1 |
| 7–7.5 万 | 2 | 0 |
| <7 万 | 1 | 0 |

（来源：NZ Transport Agency, 2017）

## ◎ 监测网络采用被动采样管监测 $NO_2$

根据 WHO 建议的“大量的流行病学研究均采用 $NO_2$ 作为燃料燃烧产生的混合污染物的标志物，尤其是在机动车尾气研究中，均以 $NO_2$ 作为标志物”，新西兰交通局确定了 $NO_2$ 作为高速公路空气质量监测网络的监测指标。

对于监测方法，同英国一样，新西兰采用被动采样管对 $NO_2$ 进行监测（被动采样管的说明及原理请参考本报告中的英国篇），如图 5–2。新西兰交通局认为与其他监测方法相比，被动采样管具有成本低、操作简单等优点，而且较易放置在路标、路灯等大多数道路设施上，如表 5–2。

**表 5–2** 被动采样管与其他监测方法的比较

| 监测方法 | 优点 | 缺点 |
|---|---|---|
| 被动采样管 | 成本低，操作简单，有助于更新和筛选评估研究，并为自动监测提供补充。 | 精度和准确度低于自动监测；只提供每周或更长时间的平均值。 |
| 传感器 | 可以便携使用。 | 灵敏度较低，只能提供定点监测。 |
| 半自动采样 | 成本低，相比自动检测容易操作。 | 通常只提供日均值，需要大量人力，需要过滤调节、称重和实验室分析。 |
| 自动监测 | 提供高分辨率数据，可在线收集数据。 | 需要训练有素的操作员，定期校准、服务和维护。 |
| 远程光学 / 长路径监测 | 提供路径或范围分辨数据，在信号源附近比较有用，可进行多成分监测。 | 相对昂贵，需要训练有素的操作员和定期校准，数据不易与定点监测进行比较。 |

（来源：NZ Transport Agency, 2017）

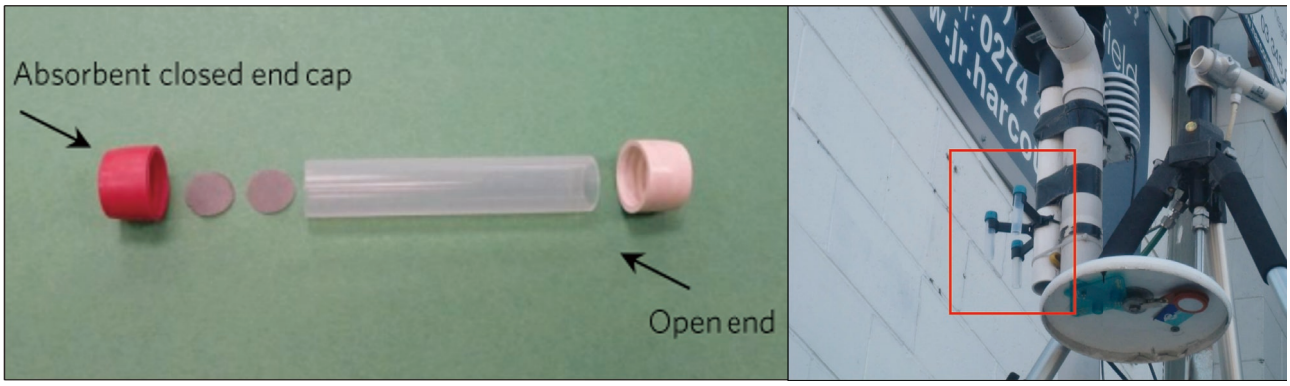



**图 5–2** 新西兰采用的被动采样管及监测点位实景图

（来源：NZ Transport Agency, 2017）

## ◎ 监测数据用于识别热点地区与评估变化趋势

新西兰高速公路监测网络所有站点的 $NO_2$ 监测数据都在新西兰交通局网站公开发布，如图 5–3。监测数据不用于空气质量达标评价，主要用于识别 $NO_2$ 热点地区与评估 $NO_2$ 浓度变化趋势。2020–2022 年，绝大多数高速公路监测区的 $NO_2$ 浓度都处于下降趋势，其中 2022 年 $NO_2$ 监测结果较高的监测区为剑桥、汉密尔顿、奥克兰中部、基督城和奥克兰南部监测区，是新西兰目前重点关注的监测区，如图 5–4。

此外，公路站的 $NO_2$ 浓度显著高于背景站浓度，如图 5–5。2011–2020 年，110 个路边站中，有 65% 的站点年度趋势有所改善，4% 的站点有所恶化（Ministry of the Environment, 2021）。

| Site ID | | Jan-22 | Feb-22 | Mar-22 | Apr-22 | May-22 | Jun-22 | Jul-22 | Aug-22 | Sep-22 | Oct-22 | Nov-22 | Dec-22 | Average |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| AUC004a | a | 8.3 | 9.8 | 11.7 | 13.7 | 17.8 | 16.7 | 13.8 | | | 13.4 | 9.9 | 6.9 | **12.2** |
| AUC005 | | 15.9 | 14.9 | 18.7 | 21.1 | 20.1 | 22.7 | 19.6 | 17.3 | 17.3 | 16.3 | 14.8 | 9.9 | **17.4** |
| AUC007 | | 18.3 | 20.1 | 22.5 | 25.0 | 24.1 | 21.6 | 17.2 | 24.2 | 24.2 | 23.0 | 17.3 | 14.8 | **21.0** |
| AUC008 | | 16.2 | 18.7 | 22.0 | 26.3 | | 25.6 | 26.5 | | | 23.9 | 18.4 | | **22.2** |
| AUC009b | b | 27.4 | 28.6 | 32.7 | 41.8 | 46.5 | 47.8 | 41.8 | 35.6 | 35.6 | 36.1 | 32.3 | 23.7 | **35.8** |
| AUC011 | | 17.0 | 18.8 | 23.6 | 31.4 | | 38.9 | 30.6 | 24.9 | 24.9 | 20.4 | 22.4 | | **25.3** |
| AUC013 | | 13.5 | 13.5 | 20.3 | 30.1 | 30.5 | 35.3 | 27.8 | 26.3 | 21.8 | 18.4 | 18.4 | 11.4 | **22.3** |
| AUC014 | | 12.5 | 12.5 | 20.4 | 29.1 | 31.4 | 30.4 | 26.7 | 25.7 | 21.0 | 18.0 | 18.0 | 11.9 | **21.5** |
| AUC015 | | 12.8 | 12.8 | 16.7 | 29.1 | 31.5 | 33.9 | 25.5 | 25.8 | 22.4 | 17.6 | 17.6 | 11.3 | **21.4** |
| AUC018 | | 14.1 | 13.6 | 16.8 | 23.1 | 32.5 | 33.8 | 27.1 | | | 17.5 | 17.1 | 11.2 | **20.7** |
| AUC019 | | | | | | | 28.0 | 26.5 | 24.0 | 24.0 | 19.9 | 16.3 | 12.8 | **21.6** |
| AUC020 | | 7.8 | 8.0 | 10.3 | 12.2 | 17.4 | 17.5 | 13.3 | 14.0 | 14.0 | 10.6 | 10.5 | 5.8 | **11.8** |
| AUC021 | | 13.0 | | 15.5 | 18.9 | 21.2 | 21.3 | 21.5 | 19.8 | 19.8 | 18.4 | 13.5 | 11.1 | **17.6** |
| AUC022 | | 15.6 | 15.9 | 18.1 | 22.2 | | 25.5 | 23.7 | 20.3 | 20.3 | 19.7 | 16.1 | | **19.7** |
| AUC025 | | 11.7 | 13.8 | 15.0 | 19.4 | 22.9 | 19.1 | 22.3 | | | 19.0 | 14.5 | 11.4 | **16.9** |
| AUC026 | | 17.8 | 20.6 | 21.7 | 26.7 | 25.7 | 23.2 | 25.9 | 26.3 | 26.3 | 26.1 | 19.6 | 16.4 | **23.0** |
| AUC027a | a | 12.5 | 14.4 | 17.7 | 25.4 | 25.4 | | | | | 17.2 | | 21.0 | **19.1** |
| AUC039a | a | | 8.8 | 10.7 | 10.7 | 16.8 | 16.4 | 15.9 | 15.6 | 15.6 | 12.1 | 10.9 | | **13.4** |
| AUC040 | | 9.3 | 9.7 | 12.7 | 11.1 | 17.4 | 20.8 | | | | 14.2 | 14.1 | | **13.7** |
| AUC041 | | 15.9 | 18.9 | 18.6 | 18.3 | 21.5 | 19.1 | 20.6 | 21.5 | 21.5 | 20.8 | 16.7 | 13.9 | **18.9** |
| AUC042 | | 13.0 | 13.0 | 19.6 | 22.9 | 26.7 | 28.5 | 22.9 | 23.7 | 23.2 | 16.4 | 16.4 | 12.1 | **19.9** |
| AUC043 | | 9.3 | 9.3 | 14.2 | 19.1 | 26.0 | 27.1 | 23.9 | 22.6 | 19.6 | 13.6 | 13.6 | 9.4 | **17.3** |
| AUC044 | | | | 13.9 | 20.9 | 26.2 | 28.2 | 24.6 | 23.4 | 19.3 | | | 11.6 | **21.0** |
| AUC045 | | 10.3 | 10.3 | 15.3 | 21.0 | 27.6 | 28.1 | 23.2 | 22.5 | 19.2 | 12.4 | 12.4 | 10.6 | **17.7** |
| AUC046 | | 12.2 | 12.2 | 14.3 | 21.8 | 30.5 | | 27.7 | 22.4 | 22.4 | | | | **20.4** |
| AUC047 | | 4.8 | 4.8 | 7.5 | | 12.8 | 14.1 | 10.0 | 11.5 | 9.4 | 5.4 | 5.4 | 4.5 | **8.2** |
| AUC049b | b | 13.1 | 15.7 | | 22.5 | 26.9 | 31.8 | 28.8 | 27.2 | 27.2 | 24.0 | 17.4 | 14.6 | **22.7** |
| AUC050b | b | 13.1 | 13.1 | 21.0 | 22.4 | 27.1 | 29.5 | 27.1 | 23.8 | 22.7 | 16.5 | 16.5 | 12.8 | **20.5** |
| AUC051a | a | 9.5 | 9.2 | 13.0 | 16.5 | 22.2 | 27.6 | 22.1 | 18.8 | 18.8 | 14.5 | 13.8 | 8.2 | **16.2** |
| AUC052 | | 9.1 | 9.1 | 13.8 | 15.9 | 18.6 | 19.7 | 16.2 | 17.7 | 15.3 | 11.3 | 11.3 | 8.3 | **13.9** |
| AUC053b | b | | | | 23.0 | 32.2 | 32.0 | 29.7 | 28.7 | 26.0 | 19.6 | 19.6 | 14.1 | **25.0** |
| AUC054 | | 9.1 | 9.1 | 12.4 | 15.0 | 15.8 | 14.5 | 13.8 | 16.7 | 14.1 | 7.0 | 7.0 | 7.9 | **11.9** |
| AUC055 | | 9.0 | 9.0 | 11.3 | 14.0 | 15.6 | 16.0 | 13.1 | 17.7 | 13.7 | 6.3 | 6.3 | 8.0 | **11.7** |
| AUC056 | | 8.3 | 8.3 | 13.5 | 15.8 | 15.8 | 16.3 | 11.5 | 16.2 | 13.6 | 10.1 | 10.1 | 8.2 | **12.3** |
| AUC057 | | 4.4 | 4.4 | 7.1 | | 8.1 | 7.9 | 7.7 | 9.1 | 5.9 | 4.6 | 4.6 | 3.4 | **6.1** |
| AUC058 | | 4.2 | 4.2 | 6.1 | | 7.4 | 8.9 | 7.0 | 8.5 | 6.8 | 4.6 | 4.6 | 3.4 | **6.0** |
| AUC059 | | 4.1 | 4.1 | 6.2 | | 7.8 | 8.6 | 7.0 | 9.1 | 7.4 | 4.7 | 4.7 | 3.5 | **6.1** |
| AUC060 | | 16.4 | 17.3 | 20.7 | 25.0 | 30.3 | 32.0 | 28.6 | | 27.0 | 23.0 | 20.5 | 15.0 | **23.3** |
| AUC061 | | 15.2 | | 19.5 | 22.4 | 31.6 | 31.0 | 29.3 | | 25.2 | 22.1 | 20.3 | 14.2 | **23.1** |
| AUC062 | | 11.7 | 11.7 | 18.2 | 24.3 | 24.4 | 25.8 | 21.7 | 23.8 | 20.7 | 13.4 | 13.4 | 11.1 | **18.4** |
| AUC063 | | 16.6 | 16.6 | 25.6 | 30.1 | 29.3 | 29.7 | 25.4 | 29.0 | 27.3 | 19.4 | 19.4 | 16.5 | **23.7** |
| AUC064 | | 10.6 | 10.6 | 12.6 | 16.4 | 21.5 | 22.4 | 22.8 | 24.5 | 18.9 | 10.1 | 10.1 | 10.2 | **15.9** |
| AUC067 | | 12.6 | 15.7 | 20.3 | 25.0 | 33.2 | 35.3 | 30.2 | | 24.2 | 21.3 | 19.0 | 11.8 | **22.6** |
| AUC069 | | 12.2 | 16.5 | 19.2 | 24.5 | 30.3 | 30.7 | 27.5 | | 26.7 | 22.0 | 19.9 | 13.5 | **22.1** |
| AUC070 | | | | 13.9 | | 19.3 | 18.4 | 14.8 | 13.6 | 13.4 | | | | **15.6** |
| AUC071 | | 11.7 | 15.9 | 20.7 | 26.6 | | 38.3 | 29.7 | | | 21.0 | 21.8 | | **23.2** |
| AUC072 | | | | 15.3 | 19.1 | 20.0 | 20.8 | 17.2 | 17.7 | 15.0 | 12.4 | 12.4 | 9.3 | **15.9** |
| AUC073 | | 5.6 | 5.6 | 9.1 | 11.5 | | 14.6 | | 11.1 | 9.4 | | | 3.9 | **8.9** |
| AUC115 | | 9.0 | 9.0 | 14.6 | | | 22.6 | 18.8 | 18.7 | 16.5 | 13.3 | 13.3 | | **15.1** |
| AUC170 | | 19.1 | | 24.1 | 24.7 | 36.6 | 36.1 | 35.9 | | 32.0 | 25.6 | 15.9 | 15.8 | **26.6** |

**图 5–3** 新西兰高速公路监测站的数据发布

（来源：NZ Transport Agency, 2023a）

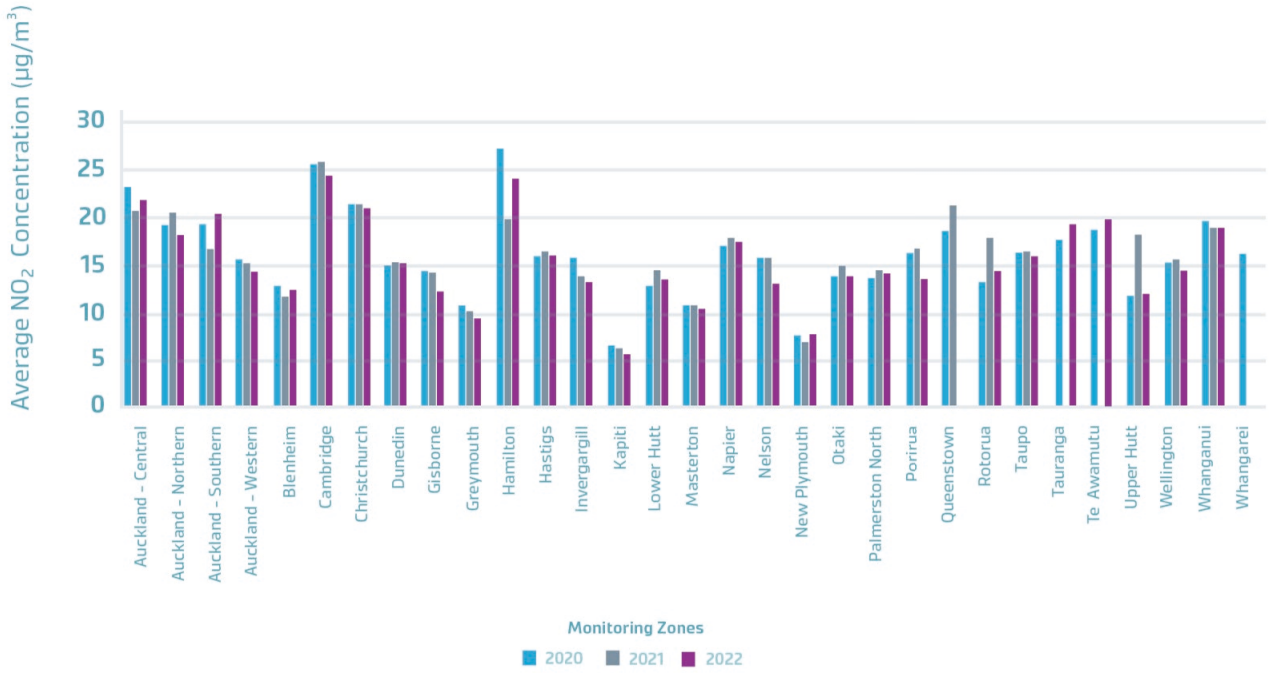



**图 5–4** 2020–2022 年新西兰高速公路监测区的 $NO_2$ 浓度

（来源：NZ Transport Agency, 2023b）

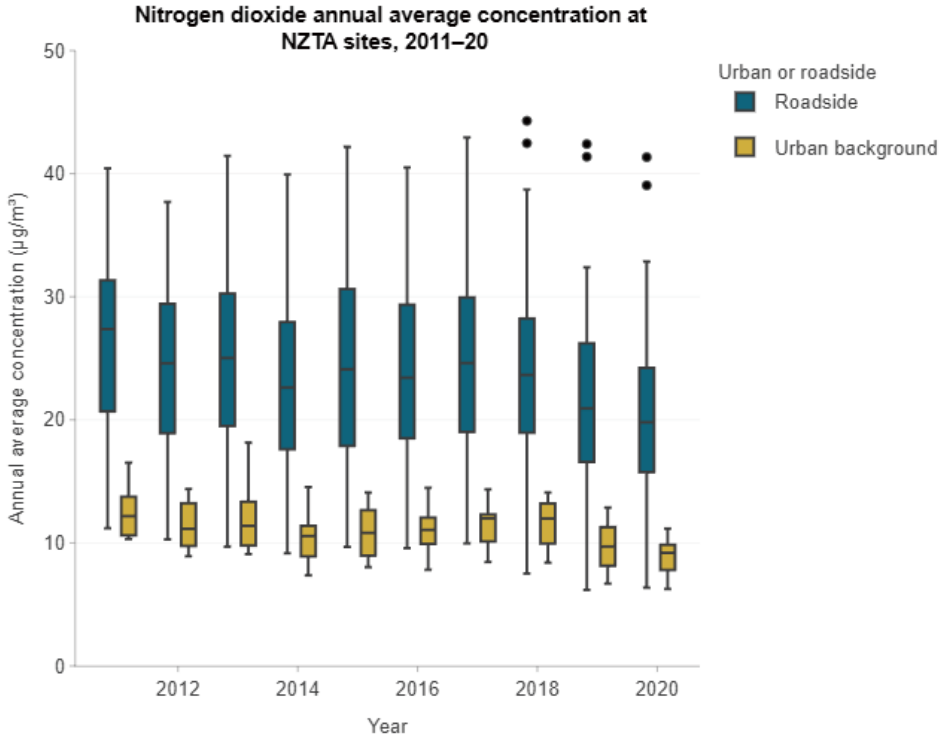



**图 5–5** 2011–2020 年新西兰高速公路监测站的 $NO_2$ 年均浓度

（来源：Stats NZ Tatauranga Aotearoa, 2022）

案例

# 约翰斯顿山隧道

隧道是解决城市交通拥堵、土地短缺、环境噪音等问题的有效途径。但由于其内部环境相对封闭，车辆行驶过程中产生的排放和带来的扬尘不能被及时排出，使得污染物不断积累，从而影响隧道内暴露人群的健康。研究表明，长隧道内的高浓度 CO 和 NOx 可导致驾驶员反应能力下降，精神涣散乃至昏睡，增加发生交通事故的危险性（Chiang et al., 2007）。

自 1980 年起，新西兰交通局在主要的高速公路隧道内开展空气质量监测，旨在了解隧道内的空气质量情况，从而评估隧道通风系统升级的必要性，以保护隧道内的人群健康。最初是对 CO、$NO_2$ 和 PM 进行试点监测，后续逐渐发展成利用传感器对 CO 进行业务化监测，并定期开展其他污染物的试点监测。隧道内监测点位的布设通常选择污染物的浓度峰值的位置，其次根据隧道长度、内部结构、交通流量等因素确定。

## 采用多种方式监测隧道内外空气质量

约翰斯顿山隧道位于新西兰重要的货运线路上，重型货车占比达到 10% 以上。新西兰交通局采用多种监测手段（自动监测、被动采样和传感器监测）结合的方法对约翰斯顿山隧道内、外的空气质量进行监测，点位布设情况如表 5–3。

隧道内部的空气质量监测包括对 CO 的业务化监测和对 $NO_2$、CO 和 $PM_{10}$ 为期数月的试点监测，试点监测对业务化监测起到补充作用，以更好地了解影响隧道内空气质量的因素。隧道内部采样点位置具体如图 5–6。

**表 5–3** 约翰斯顿山隧道内外的空气质量监测点位布设情况

| | 监测指标 | 点位数量 | 位置 | 监测方法 | 监测性质 |
|---|---|---|---|---|---|
| 隧道内 | $NO_2$ | 1 | 据出口 30 米 | 自动监测 | 试点监测 |
| | | 7 | 平均分布 | 被动采样 | 试点监测 |
| | $PM_{10}$ | 1 | 据出口 30 米 | 自动监测 | 试点监测 |
| | CO | 1 | 据出口 30 米 | 自动监测 | 试点监测 |
| | | 1 | 据出口 30 米 | 传感器监测 | 业务化监测 |
| 隧道外 | $NO_2$ | 10 | 在距离入口和出口 200 米内平均分布 | 被动采样 | 试点监测 |

（来源：NZ Transport Agency, 2013b）

**图 5–6** 约翰斯顿山隧道内外采样点位置

（来源：NZ Transport Agency, 2013b）

## 监测站数据有效识别隧道 $NO_2$ 空间分布

被动采样管的试点监测数据显示隧道内的 $NO_2$ 月均浓度明显高于隧道外浓度，如图 5–7。隧道内的 $NO_2$ 浓度在隧道前半段缓慢上升，在隧道的后半段出现峰值。同时，在隧道出口外的被动采样管监测到的 $NO_2$ 浓度也较高，比隧道外的自动监测站数据平均高出 16%，如图 5–8。

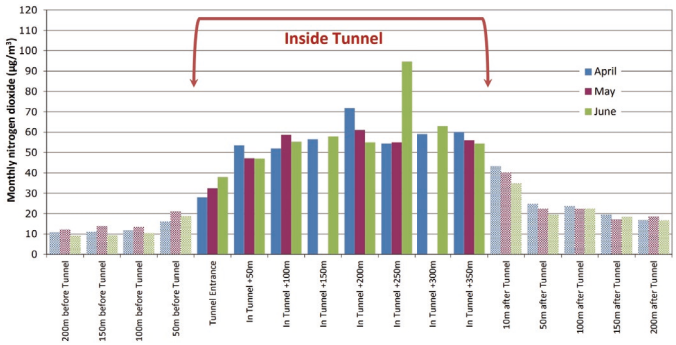



**图 5–7** 隧道内外被动采样管的 $NO_2$ 浓度变化

（来源：NZ Transport Agency, 2013b）

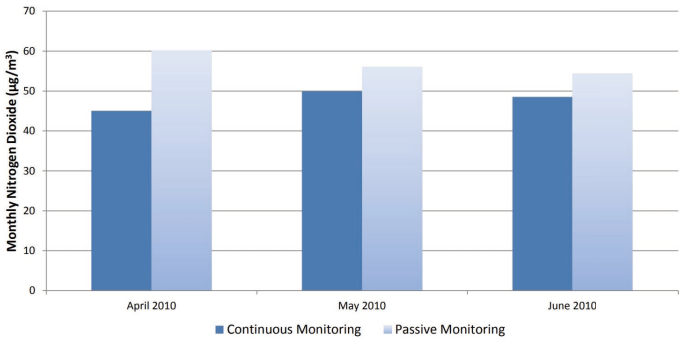



**图 5–8** 隧道外自动监测站和被动采样管的 $NO_2$ 浓度

（来源：NZ Transport Agency, 2013b）

# 日本篇

06

上世纪 70 年代，日本开始关注交通污染排放，逐步认识到对其管控能够改善空气质量，并将其管控纳入日本的《大气污染防治法》，并于后续建立了机动车污染排放的总量控制制度。同时，日本构建了国家环境空气质量监测体系，并特别将其分为一般空气质量监测站网络和路边空气质量监测站网络，分别对这两个网络中的空气质量监测数据进行达标评价。

## ◎ 环境空气质量监测网络专门包含路边站网络

20 世纪 70 年代，日本修订了《大气污染防治法》，将对机动车的排放控制上升到了法律层面，最终制定了机动车尾气排放浓度限值( Ministry of the environment, 2002)。同时为有效控制污染严重区域的机动车排放，1992 年，日本颁布实施了《指定区域内机动车 NOx 排放总量控制特别措施法》，该法规定在机动车污染严重的三大都市圈内，其地方政府需制定对策减少 NOx 的排放总量( Ministry of the environment, 1992 )。2001 年，日本环境省对该法案进行修订，将 PM 列入总量控制当中，修订后的法案标志着针对机动车排放区域的总量控制制度的形成，对日本机动车污染防治具有划时代的意义（Ministry of the environment, 2001）。进入 21 世纪，日本开始致力于对交通源 $PM_{2.5}$ 的控制，加严了相关排放标准。

日本《大气污染防治法》的第一版中就明确指出，对于交通堵塞时汽车尾气造成严重污染的路段，需要监测路段附近的污染物浓度（Ministry of the environment, 1968）。因此，1970 年，日本环境省开始建设大气环境监测体系，并特别分为两个独立的监测网络，分别是一般环境空气质量监测站（一般站）网络和路边空气质量监测站（路边站）网络，主要监测 NOx、$PM_{2.5}$、CO、$SO_2$、SPM（悬浮颗粒物）和 Ox（光化学氧化剂）。日本环境省同时编制并多次修订了《环境大气日常监测手册》，对监测站的布设、监测指标、运维管理和数据使用等内容都做出了详细要求（Ministry of the Environment, 2010）。

## ◎ 根据人口和居住区面积确定路边站数量

日本在确定监测站数量时的考虑因素为人口和居住区面积，具体要求为：（1）每 75,000 名居民范围内设置一个监测站。（2）每25平方公里的居住区设置一个监测站。同时运行的监测站数量可根据各地区的环境浓度水平进行调整，原则如图 6–1。截止至 2021 年底，日本运行的空气质量监测站数量为 1796 个，其中包括 1413 个一般站和 383 个路边站。

日本要求路边站设置在对人体健康影响较大的污染物高浓度地点，尽量距离路边 10 米以内，最多不超过 20 米。采样点高度方面，$SO_2$、$NO_2$、$O_3$ 和 CO 需距离地面 1.5–10 米，$PM_{10}$ 和 $PM_{2.5}$ 则距离地面 3–10 米（Ministry of the Environment, 2010）。

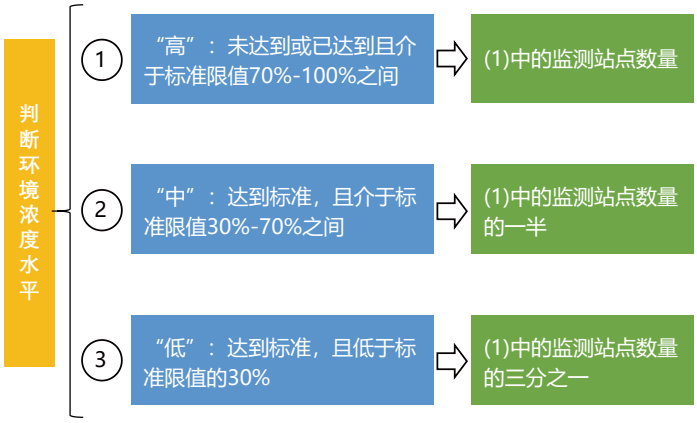



**图 6–1** 日本监测站的数量调整原则

（来源：Ministry of the Environment, 2010）

## ◎ 独立对两个监测网络进行空气质量达标评价

由于一般站网络和路边站网络代表的空间范围不同，所以日本对两个网络的监测数据独立处理，将两个网络的站点分开进行达标评价。日本的国家环境空气质量标准如表 6–1。

2011–2021 年间的达标情况显示，日本路边站的 $PM_{2.5}$ 达标率显著上升至 100%，$NO_2$ 和 SPM 的达标率于近几年也稳定实现 100%，CO 和 $SO_2$ 则长期维持 100%，而 Ox 的站点达标率一直维持在 0%，即没有路边站能达到 Ox 严格的标准限值要求，如表 6–2。

**表 6–1** 日本国家环境空气质量标准

| 污染物 | 指标 | 浓度限值 |
|---|---|---|
| $NO_2$ | 24 小时浓度 | 0.04 ppm–0.06 ppm |
| SPM | 24 小时浓度 | 0.1 mg/m$^3$ |
| Ox | 1 小时浓度 | 0.06 ppm |
| $SO_2$ | 1 小时浓度 | 0.1 ppm |
| CO | 8 小时浓度 | 20 ppm |
| $PM_{2.5}$ | 1 小时浓度 | 35 μg/m$^3$ |
| | 年均浓度 | 15 μg/m$^3$ |

（来源：Ministry of the Environment, 2022）

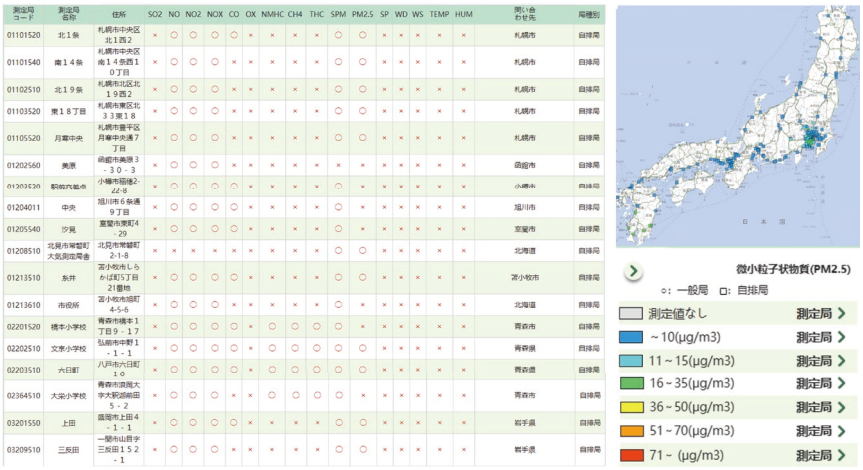
**表 6–2** 2011–2021 年日本路边监测站数量和污染物达标率

| 年份 | | 2011 | 2013 | 2015 | 2017 | 2019 | 2021 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| $NO_2$ | 监测站点数量 | 411 | 405 | 402 | 397 | 383 | 365 |
| | 达标率 | 99.5% | 99.0% | 99.8% | 99.7% | 100% | 100% |
| $PM_{2.5}$ | 监测站点数量 | 51 | 181 | 219 | 224 | 238 | 240 |
| | 达标率 | 29.4% | 13.3% | 58.4% | 86.2% | 98.3% | 100% |
| CO | 监测站点数量 | 258 | 243 | 232 | 227 | 220 | 213 |
| | 达标率 | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| $SO_2$ | 监测站点数量 | 61 | 58 | 51 | 50 | 47 | 44 |
| | 达标率 | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Ox | 监测站点数量 | 31 | 30 | 29 | 29 | 30 | 32 |
| | 达标率 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| SPM | 监测站点数量 | 395 | 393 | 393 | 387 | 372 | 362 |
| | 达标率 | 72.9% | 94.7% | 99.7% | 100% | 100% | 100% |

（来源：Ministry of the Environment, 2022）

## ◎ 公开发布路边站监测数据

日本路边站的所有监测数据都是公开发布的，环境省网站实时发布所有污染物的小时浓度，同时每年发布空气污染状况报告，其中包含一般站网络和路边站网络的所有污染物年均浓度、监测站点的信息等，如图 6–2 和图 6–3。



| 測定局コード | 測定局名称 | 住所 | SO2 | NO | NO2 | NOX | CO | OX | NMHC | CH4 | THC | SPM | PM2.5 | SP | WD | WS | TEMP | HUM | 問い合わせ先 | 局種別 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 01101520 | 北１条 | 札幌市中央区北１西２ | × | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | ○ | ○ | × | × | × | × | × | 札幌市 | 自排局 |
| 01101540 | 南１４条 | 札幌市中央区南１４条西１０丁目 | × | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | × | ○ | ○ | × | × | × | × | × | 札幌市 | 自排局 |
| 01102510 | 北１９条 | 札幌市北区北１９西２ | × | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | × | ○ | ○ | × | × | × | × | × | 札幌市 | 自排局 |
| 01103520 | 東１８丁目 | 札幌市東区北３３東１８ | × | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | × | ○ | ○ | × | × | × | × | × | 札幌市 | 自排局 |
| 01105520 | 月寒中央 | 札幌市豊平区月寒中央通７丁目 | × | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | × | ○ | ○ | × | × | × | × | × | 札幌市 | 自排局 |
| 01202560 | 美原 | 函館市美原３－３０－３ | × | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | × | × | × | × | × | × | × | × | 函館市 | 自排局 |
| 01203520 | 駅前交差点 | 小樽市稲穂2-22-8 | × | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | ○ | × | × | × | × | × | × | 小樽市 | 自排局 |
| 01204011 | 中央 | 旭川市６条通９丁目 | × | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | ○ | × | × | × | × | × | × | 旭川市 | 自排局 |
| 01205540 | 汐見 | 室蘭市黒町4-29 | × | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | ○ | × | × | × | × | × | × | 室蘭市 | 自排局 |
| 01208510 | 北見市常盤町大気測定局舎 | 北見市常盤町2-1-8 | × | × | × | × | × | × | × | × | × | ○ | ○ | × | × | × | × | × | 北海道 | 自排局 |
| 01213510 | 东井 | 苫小牧市しらかば町１丁目21番地 | × | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | ○ | ○ | × | × | × | × | × | 苫小牧市 | 自排局 |
| 01213610 | 市役所 | 苫小牧市旭町4-5-6 | × | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | × | ○ | × | × | × | × | × | × | 北海道 | 自排局 |
| 02201520 | 橋本小学校 | 青森市橋本１丁目９－１７ | × | ○ | ○ | ○ | ○ | × | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | × | × | 青森市 | 自排局 |
| 02202510 | 文京小学校 | 弘前市中野１－１－１ | × | ○ | ○ | ○ | ○ | × | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | × | 青森県 | 自排局 |
| 02203510 | 六日町 | 八戸市六日町１０ | × | ○ | ○ | ○ | ○ | × | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | × | 青森県 | 自排局 |
| 02364510 | 大栄小学校 | 青森市浪岡大字大釈迦前田５－２ | × | ○ | ○ | ○ | × | × | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | × | × | 青森市 | 自排局 |
| 03201550 | 上田 | 盛岡市上田４－１－１ | × | ○ | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | ○ | ○ | × | × | × | × | × | 岩手県 | 自排局 |
| 03209510 | 三反田 | 一関市山目字三反田１５２－１ | × | ○ | ○ | ○ | × | × | × | × | × | ○ | ○ | × | × | × | × | × | 岩手県 | 自排局 |



**图 6–2** 日本环境省大气环境监测体系网站截图

（来源：Ministry of the Environment, 2024）

| 都道府県 | 市町村 | 測定局 | 年平均値（ppmC） | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | ２４年度 | ２５年度 | ２６年度 | ２７年度 | ２８年度 | ２９年度 | ３０年度 | 元年度 | ２年度 | ３年度 |
| 青森県 | 青森市 | 橋本小学校 | | | | 2.10 | 2.06 | 2.05 | 2.10 | 2.10 | 2.02 | 2.05 |
| | | 大栄小学校 | 2.04 | 2.06 | 2.07 | 2.08 | 2.09 | 2.26 | 2.13 | | 2.12 | 2.01 |
| | 弘前市 | 文京小学校 | 2.00 | 2.06 | 2.02 | 2.00 | 2.02 | 2.01 | 2.00 | 2.01 | 2.03 | 2.05 |
| | 八戸市 | 六日町 | 2.06 | 2.08 | 2.09 | 2.07 | 2.12 | 2.11 | 2.11 | 2.11 | 2.11 | 2.13 |
| 宮城県 | 仙台市泉区 | 将監 | 1.98 | 2.00 | 2.03 | 2.02 | 2.10 | 2.13 | 2.14 | 2.12 | 2.10 | 2.11 |
| 山形県 | 山形市 | 山形下山家 | 2.03 | 2.08 | 2.06 | 2.03 | 2.04 | 2.05 | 2.05 | 2.09 | 2.10 | 2.11 |
| 福島県 | 福島市 | 松浪町 | | | | | | | 2.04 | 2.07 | 2.06 | 2.07 |
| | 郡山市 | 台新 | 2.01 | 1.98 | 1.99 | 2.03 | 2.03 | 2.04 | 2.04 | 2.05 | 2.05 | 2.05 |
| | いわき市 | 平 | 2.00 | 1.99 | 2.01 | 2.08 | 2.12 | 2.09 | 2.05 | 2.04 | 2.04 | 2.07 |
| 群馬県 | 桐生市 | 桐生自排局 | 2.02 | 2.02 | 2.01 | 2.05 | 2.07 | 2.07 | 2.08 | 2.04 | 2.06 | 2.12 |
| | 伊勢崎市 | 伊勢崎自排局 | 2.07 | 2.06 | 2.07 | 2.09 | 2.11 | 2.11 | 2.11 | 2.08 | 2.13 | 2.15 |
| | 太田市 | 太田自排局 | 2.21 | 2.11 | 2.18 | 2.16 | 2.13 | 2.12 | 2.15 | 2.13 | 2.18 | 2.17 |
| | 館林市 | 館林自排局 | 2.25 | 2.24 | 2.22 | 2.24 | 2.24 | 2.25 | 2.11 | 2.18 | 2.17 | 2.21 |
| | 渋川市 | 渋川自排局 | 2.00 | 1.94 | 1.99 | 1.99 | 2.03 | 2.03 | 2.03 | 2.09 | 2.05 | 2.11 |
| | 安中市 | 安中自排局 | 2.03 | 2.06 | 2.07 | 2.09 | 2.10 | 2.07 | 2.04 | 2.04 | 2.05 | 2.06 |
| 埼玉県 | さいたま市西区 | 三橋自排 | 2.12 | 2.14 | 2.14 | 2.16 | 2.15 | 2.17 | 2.15 | 2.17 | 2.18 | 2.16 |
| | 熊谷市 | 熊谷肥塚自排 | 2.03 | 2.05 | 2.06 | 2.09 | 2.11 | 2.12 | 2.11 | 2.14 | 2.16 | 2.18 |
| | 川口市 | 川口市安行 | 2.10 | 2.09 | 2.12 | 2.13 | 2.12 | 2.14 | 2.12 | 2.11 | 2.12 | 2.13 |
| | 所沢市 | 所沢市和ヶ原 | 2.08 | 2.09 | 2.13 | 2.11 | 2.13 | 2.14 | 2.12 | 2.12 | 2.11 | 2.09 |
| | 東松山市 | 東松山岩鼻自排 | 2.03 | 2.07 | 2.07 | 2.08 | 2.10 | 2.10 | 2.09 | 2.10 | 2.12 | 2.15 |
| | 春日部市 | 春日部増戸自排 | 2.14 | 2.15 | 2.10 | 2.15 | 2.15 | 2.17 | 2.13 | 2.16 | 2.20 | 2.19 |
| | 深谷市 | 深谷原郷自排 | 2.02 | 2.05 | 2.08 | 2.07 | 2.07 | 2.07 | 2.08 | 2.11 | 2.13 | 2.12 |
| | 戸田市 | 戸田美女木自排 | 2.16 | 2.15 | 2.16 | 2.18 | 2.16 | 2.22 | 2.19 | 2.13 | 2.18 | 2.19 |
| | 入間市 | 国設入間自排 | 2.00 | 2.03 | 2.02 | 2.03 | 2.06 | 2.13 | 2.08 | 2.08 | 2.14 | 2.14 |
| | 久喜市 | 久喜本町自排 | 2.07 | 2.12 | 2.11 | 2.12 | 2.18 | 2.16 | 2.11 | 2.11 | 2.14 | 2.14 |
| | 富士見市 | 富士見下南畑自排 | | | | | | | 2.08 | 2.11 | 2.14 | 2.15 |
| | 川島町 | 川島自排 | 2.04 | 2.07 | 2.07 | 2.10 | 2.09 | 2.13 | 2.08 | 2.06 | 2.09 | 2.09 |
| | 寄居町 | 寄居桜沢自排 | 1.96 | 1.97 | 1.97 | 1.98 | 1.99 | 2.04 | 2.05 | 2.06 | 2.10 | 2.09 |
| 千葉県 | 千葉市中央区 | 千葉市役所自排 | 2.08 | 2.03 | 2.09 | 2.12 | 2.15 | 2.13 | 2.13 | 2.11 | 2.10 | 2.11 |
| | | 蘇川自排 | 2.09 | 2.07 | 2.07 | 2.09 | 2.11 | 2.08 | 2.08 | 2.09 | 2.11 | 2.13 |
| | 千葉市花見川区 | 宮野木自排 | 2.09 | 2.17 | 2.17 | 2.10 | 2.12 | 2.10 | 2.12 | 2.12 | 2.11 | 2.14 |
| | 千葉市稲毛区 | 千草自排 | 1.99 | 2.07 | 2.06 | 2.08 | 2.09 | 2.08 | 2.08 | 2.07 | 2.08 | 2.10 |
| | 千葉市美浜区 | 真砂自排 | 2.02 | 2.01 | 2.02 | 2.04 | 2.06 | 2.05 | 2.04 | 2.05 | 2.07 | 2.10 |
| | 市川市 | 市川市市川（車） | 2.14 | 2.14 | 2.13 | 2.12 | 2.11 | 2.13 | 2.12 | 2.13 | 2.16 | 2.20 |
| | 船橋市 | 船橋海神（車） | 2.05 | 2.16 | 2.09 | 2.12 | 2.11 | 2.11 | 2.10 | 2.11 | 2.15 | 2.16 |
| | | 船橋日の出（車） | 2.05 | 2.06 | 2.07 | 2.08 | 2.06 | 2.10 | 2.08 | 2.12 | 2.13 | 2.12 |
| | 野田市 | 国設野田 | 2.06 | 2.09 | 2.10 | 2.09 | 2.09 | 2.10 | 2.11 | 2.10 | 2.12 | 2.14 |
| | 柏市 | 柏旭（車） | 2.18 | 2.22 | 2.13 | 2.11 | 2.10 | 2.08 | 2.10 | 2.08 | 2.09 | 2.11 |
| | 市原市 | 市原中川田（車） | | | | | | | 2.12 | 2.12 | 2.10 | 2.11 |

**图 6–3** 日本空气污染状况报告中路边站监测数据截图

（来源：Ministry of the Environment, 2022）

# 参考文献


北京生态环境局 . (2018). 最新科研成果新一轮北京市 $PM_{2.5}$ 来源解析正式发布 . http://sthjj.beijing.gov.cn/bjhrb/index/xxgk69/zfxxgk43/fdzdgknr2/ywdt28/xwfb/832588/index.html.

北京生态环境局 . (2021). 本市发布最新 $PM_{2.5}$ 源解析结果，本地污染源“瘦身”区域传输占比增近一成 . http://www.beijing.gov.cn/gongkai/shuju/sjjd/202109/t20210907_2485970.html.

成都市环境保护局 . (2018). 《成都市大气污染防治行动计划—2013–2017 年成效评估报告》.

广州市生态环境局 . (2018). 2018 年度广州 $PM_{2.5}$ 来源解析发布 . http://sthjj.gz.gov.cn/ysxw/content/post_5283732.html.

广州市生态环境局 . (2019). 广州市发布 2019 年度 $PM_{2.5}$ 来源解析成果 . http://sthjj.gz.gov.cn/gzdt/content/post_7362453.html.

广州市生态环境局 . (2020). 广州市发布 2020 年度 $PM_{2.5}$ 来源解析成果 . http://sthjj.gz.gov.cn/gzdt/content/post_8102000.html.

广州市生态环境局 . (2021). 广州发布 2021 年度 $PM_{2.5}$ 来源解析成果 . https://www.gz.gov.cn/zwfw/zxfw/gysy/content/post_8727683.html.

南京市生态环境局 . (2015). 南京发布 $PM_{2.5}$ 源解析结果，燃煤是最大污染源 . http://www.cneb.gov.cn/2015/05/18/ARTI1431923915458414.shtml.

上海市生态环境局 . (2015). 上海 $PM_{2.5}$ 来源中本地污染排放占 74%. http://www.gov.cn/xinwen/2015–01/07/content_2801872.htm.

深圳市生态环境局 . (2015). 机动车为深圳 $PM_{2.5}$ 首要污染来源 . http://meeb.sz.gov.cn/xxgk/qt/hbyw/dqzlgl/content/post_2040225.html.

生态环境部 .（2021）.《中国移动源环境管理年报（2021 年）》. https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/ydyhjgl/202109/t20210910_920787.shtml.

王怡然，袁自冰，赵恺辉等 . (2020). 粤港澳大湾区 $PM_{2.5}$ 本地与非本地污染来源解析 [J]. 环境科学学报 . 40(05): 1560–1574. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2020.0009.

武汉市生态环境局 . (2016). 大气颗粒物源解析 –– 大气颗粒物源解析工作（四）. http://hbj.wuhan.gov.cn/fbjd_19/xxgkml/zwgk/hjjc/jcxx/202004/t20200427_1143623.html.

西安市生态环境局 . (2017). 机动车尾气对我市 $PM_{2.5}$ 贡献率为 21.4%. https://weibo.com/ttarticle/p/show?id=2309351000814131450931794129.

亚洲清洁空气中心 (CAA).（2019）. 全球十大城市道路交通污染监测网络比较 . http://www.allaboutair.cn/uploads/soft/190604/1–1Z604143I2.pdf.

中国能源报 . (2023). 交通领域怎么降碳？http://paper.people.com.cn/zgnyb/html/2023–04/24/content_25979683.htm.

Agence Nationale de Sécurité Sanitaire (ANSES). (2018). Polluants « émergents » dans l’air ambient—Identification, catégorisation et hiérarchisation de polluants actuellement non réglementés pour la surveillance de la qualité de l’air. https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2015SA0216Ra.pdf.

Airparif. (2022). Campagne de mesure francilienne sur les particules ultrafines. https://www.airparif.

fr/sites/default/files/document_publication/Rapport_PUF_Trafic_ete_2021.pdf.

Airparif. (2024). Mesure de particules ultrafines autour de l'a é roport Paris – Charles de Gaulle. https://www.airparif.fr/sites/default/files/document_publication/Etude%20–%20Mesure%20de%20particules%20ultrafines%20autour%20de%20l%E2%80%99a%C3%A9roport%20de%20Paris–CDG%20–%202024%20v1.2.pdf.

Alexeeff SE, Roy A, Shan J, et al. (2018). High–resolution mapping of traffic related air pollution with Google street view cars and incidence of cardiovascular events within neighborhoods in Oakland, CA[J]. Environ Health. 17(1): 38.

American Housing Survey (AHS). (2015). AHS 2013 national summary tables. U.S. Department of Housing and Urban Development.

American Lung Association. (2022). Zeroing in on Healthy Air. https://www.lung.org/clean–air/electric–vehicle–report/zeroing–in–on–healthy–air.

Anenberg S C, Miller J, Henze D K, et al. (2019). The global burden of transportation tailpipe emissions on air pollution–related mortality in 2010 and 2015[J]. Environmental Research Letters. 14(9): 94012.

Babagoli, M.A., Kaufman, T.K., Noyes, P., Shefield, P.E., 2019. Exploring the health and spatial equity implications of the New York City Bike share system. J. Transp. Health 13,200–209. Available from: https://doi.org/10.1016/i.ith.2019.04.003.

Barrett, S. R. H., Speth, R.L., Eastham, S. D., Dedoussi, I. C., Ashok, A., Malina, R. et al. (2015). Impact of the Volkswagen emissions control defeat device on US public health Environmental Research Letters, 10(11).114005.

Bowatte G, Lodge CJ, Knibbs LD, et al. (2016). Traffic–related air pollution exposure over a 5–year period is associated with allergic sensitization，asthma，and poor lung function in middle age[J]. J Allergy Clin Immunol. 139 (1): 122–129. e1.

Breathe London. (2021). Breathe London Technical Report Pilot Phase (2018– 2020). https://www.aqmesh.com/wp–content/uploads/2024/04/bl–pilot–final–technical–report.pdf.

Breathe London. (2024a). Current air quality. https://www.breathelondon.org/.

Breathe London. (2024b). Breathe London Network Air Quality Monitoring Report (2021–2022). https://static1.squarespace.com/static/6033f57839d79800143f9e20/t/65a7e446f317843cc2b5e456/1705501769435/BREATHE+LONDON+NETWORK+AIR+QUALITY+MONITORING+REPORT+2021–2022.pdf.

California Air Resources Board. (2007). California Ambient Air Quality Standards. https://ww2.arb.ca.gov/sites/default/files/2020–07/aaqs2.pdf.

Chen, Z., et al. (2019). The association between high ambient air pollution exposure and respiratory health of young children: a cross–sectional study in Jinan, China. Sci. Total Environ. 656, 740–749.

Chiang H L, Wu C S, Chen S Y, et al. (2007). Emission Factors and Characteristics of Criteria Pollutants and Volatile Organic Compounds (VOCs) in a Freeway Tunnel Study[J]. Science of the Total Environment, 381(1–3): 200–211.

Churchill S, Richmond B et al. (2022). UK Informative Inventory Report (1990 to 2020). https://uk–air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat09/2203151456_GB_IIR_2022_Submission_v1.pdf.

Cohen G, Levy I, Yuval, et al. (2017). Long–term exposure to traffic–related air pollution and cancer among survivors of myocardial infarction: a 20–year follow–up study[J]. Eur J Prev Cardiol. 24( 1) : 92–102.

DEFRA. (2007). The Air Quality Strategy for England, Scotland, Wales and Northern Ireland. https://www.gov.uk/government/uploads/system/

uploads/attachment_data/file/69336/pb12654–air–quality–strategyvol1–070712.pdf

DEFRA. (2008). Practical Guidance: $NO_2$ Diffusion Tubes for LAQM. https://laqm.defra.gov.uk/air–quality/air–quality–assessment/practical–guidance/.

DEFRA. (2017). Air quality plan for nitrogen dioxide ($NO_2$) in UK (2017). https://www.gov.uk/government/publications/air–quality–plan–for–nitrogen–dioxide–no2–in–uk–2017.

DEFRA. (2023a). Air Pollution in the UK 2022. https://uk–air.defra.gov.uk/library/annualreport/viewonline?year=2022_issue_1#report_pdf.

DEFRA. (2023b). Environmental Improvement Plan 2023. https://assets.publishing.service.gov.uk/media/64a6d9c1c531eb000c64fffa/environmental–improvement–plan–2023.pdf.

Degrauewe, B., Peduzzi, E., Pisoni, E., Astorga–Llorens, M., Mascherpa, A., Vignati, E. Thunis, P., De Meij, A., Bodis, K, Monforti–Ferrario, F. (2019). Urban $NO_2$ Atlas. http://dx.doi.org/10.2760/43523.

Directorate–General for Environment. (2022). Proposal for a revision of the Ambient Air Quality Directives. https://environment.ec.europa.eu/publications/revision–eu–ambient–air–quality–legislation_en.

Environment Agency. (2023). UK Urban $NO_2$ Network Operational Annual Report 2022. https://uk–air.defra.gov.uk/library/reports?report_id=1129.

Emissions Database for Global Atmospheric Research. (2024a). Global Air Pollutant Emissions. https://edgar.jrc.ec.europa.eu/dataset_ap81.

Emissions Database for Global Atmospheric Research. (2024b). Global Greenhouse Gas Emissions. https://edgar.jrc.ec.europa.eu/dataset_ghg80.

Europe Commission (EC). (1970). COUNCIL DIRECTIVE of 20 March 1970 on the approximation of the laws of the Member States relating to measures to be taken against air pollution by gases from positive–ignition engines of motor vehicles. https://www.transportpolicy.net/wp–content/uploads/2021/08/70220EEC.pdf.

Europe Commission (EC). (1987). Council Directive 88/77/EEC of 3 December 1987 on the approximation of the laws of the Member States relating to the measures to be taken against the emission of gaseous pollutants from diesel engines for use in vehicles. https://eur–lex.europa.eu/legal–content/en/ALL/?uri=CELEX%3A31988L0077.

Europe Commission (EC). (1991a). COUNCIL DIRECTIVE of 26 June 1991 amending Directive 70/220/EEC on the approximation of the laws of the Member States relating to measures to be taken against air pollution by emissions from motor vehicles. https://www.transportpolicy.net/wp–content/uploads/2021/08/Euro–1.pdf.

Europe Commission (EC). (1991b). Council Directive 91/542/EEC of 1 October 1991 amending Directive 88/77/EEC on the approximation of the laws of the Member States relating to the measures to be taken against the emission of gaseous pollutants from diesel engines for use in vehicles. https://eur–lex.europa.eu/legal–content/EN/ALL/?uri=CELEX:31991L0542.

Europe Commission (EC). (1993). COUNCIL DIRECTIVE 93 /59/EEC of 28 June 1993 amending Directive 70/220/EEC on the approximation of the laws of the Member States relating to measures to be taken against air pollution by emissions from motor vehicles. https://www.transportpolicy.net/wp–content/uploads/2021/08/Euro–1–amendment.pdf.

Europe Commission (EC). (1994). DIRECTIVE 94/12/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL of 23 March 1994 relating to measures to be taken against air pollution by emissions from motor vehicles and amending Directive 70/220/EEC. https://www.transportpolicy.net/wp–content/uploads/2021/08/Euro–2.pdf.

Europe Commission (EC). (1996a). COMMISSION DIRECTIVE 96144/EC of 1 July 1996 adapting to technical progress Council Directive 70/220/EEC on the approximation of the laws of the Member States relating to measures to be taken against air pollution by emissions from motor vehicles. https://www.transportpolicy.net/wp-content/uploads/2021/08/9644EC.pdf.

Europe Commission (EC). (1996b). DIRECTIVE 96/69/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 8 October 1996 amending Directive 70/220/EEC on the approximation of the laws of the Member States relating to measures to be taken against air pollution by emissions from motor vehicles. https://www.transportpolicy.net/wp-content/uploads/2021/08/Euro-2-amendment.pdf.

Europe Commission (EC). (1996c). COUNCIL DIRECTIVE 96/62/EC of 27 September 1996 on ambient air quality assessment and management. https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1996L0062:20080611:EN:PDF.

Europe Commission (EC). (1998). DIRECTIVE 98/69/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 13 October 1998 relating to measures to be taken against air pollution by emissions from motor vehicles and amending Council Directive 70/220/EEC. https://www.transportpolicy.net/wp-content/uploads/2021/08/Euro-34.pdf.

Europe Commission (EC). (1999a). COMMISSION DIRECTIVE 1999/102/EC of 15 December 1999 adapting to technical progress Council Directive 70/220/EEC relating to measures to be taken against air pollution by emissions from motor vehicles. https://www.transportpolicy.net/wp-content/uploads/2021/08/1999102EC.pdf.

Europe Commission (EC). (1999b). DIRECTIVE 1999/96/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCI of 13 December 1999 on the approximation of the laws of the Member States relating to measures to be taken against the emission of gaseous and particulate pollutants from compression ignition engines for use in vehicles, and the emission of gaseous pollutants from positive ignition engines fuelled with natural gas or liquefied petroleum gas for use in vehicles and amending Council Directive88/77/EEC. https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:044:0001:0155:EN:PDF.

Europe Commission (EC). (2001a). DIRECTIVE 2001/1/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 22 January 2001 amending Council Directive 70/220/EEC concerning measures to be taken against air pollution by emissions from motor vehicles. https://www.transportpolicy.net/wp-content/uploads/2021/08/20011EC.pdf.

Europe Commission (EC). (2001b). DIRECTIVE 2001/100/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 7 December 2001 amending Council Directive 70/220/EEC on the approximation of the laws of the Member States on measures to be taken against air pollution by emissions from motor vehicles. https://www.transportpolicy.net/wp-content/uploads/2021/08/2001100EC.pdf.

Europe Commission (EC). (2001c). Commission Directive 2001/27/EC of 10 April 2001 adapting to technical progress Council Directive 88/77/EEC on the approximation of the laws of the Member States relating to measures to be taken against the emission of gaseous and particulate pollutants from compression-ignition engines for use in vehicles, and the emission of gaseous pollutants from positive-ignition engines fueled with natural gas or liquefied petroleum gas for use in vehicles (Text with EEA relevance). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX%3A32001L0027.

Europe Commission (EC). (2002). COMMISSION DIRECTIVE 2002/80/EC of 3 October 2002 adapting to technical progress Council Directive 70/220/EEC relating to measures to be taken

against air pollution by emissions from motor vehicles. https://www.transportpolicy.net/wp-content/uploads/2021/08/Euro-34-amendment.pdf.

Europe Commission (EC). (2003). COMMISSION DIRECTIVE 2003/76/EC of 11 August 2003 amending Council Directive 70/220/EEC relating to measures to be taken against air pollution by emissions from motor vehicles. https://www.transportpolicy.net/wp-content/uploads/2021/08/200376EEC.pdf.

Europe Commission (EC). (2005). Commission Directive 2005/78/EC of 14 November 2005 implementing Directive 2005/55/EC of the European Parliament and of the Council on the approximation of the laws of the Member States relating to the measures to be taken against the emission of gaseous and particulate pollutants from compression-ignition engines for use in vehicles, and the emission of gaseous pollutants from positive ignition engines fueled with natural gas or liquefied petroleum gas for use in vehicles and amending Annexes I, II, III, IV and VI thereto (Text with EEA relevance). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A32005L0078.

Europe Commission (EC). (2006). COUNCIL DIRECTIVE 2006/96/EC of 20 November 2006 adapting certain Directives in the field of free movement of goods, by reason of the accession of Bulgaria and Romania. https://www.transportpolicy.net/wp-content/uploads/2021/08/200696EC.pdf.

Europe Commission (EC). (2007). REGULATION (EC) No 715/2007 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 20 June 2007 on type approval of motor vehicles with respect to emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 5 and Euro 6) and on access to vehicle repair and maintenance information. https://www.transportpolicy.net/wp-content/uploads/2021/08/Euro-56-political-legislation.pdf.

Europe Commission (EC). (2008). COMMISSION REGULATION (EC) No 692/2008 of 18 July 2008 implementing and amending Regulation (EC) No 715/2007 of the European Parliament and of the Council on type-approval of motor vehicles with respect to emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 5 and Euro 6) and on access to vehicle repair and maintenance information. https://www.transportpolicy.net/wp-content/uploads/2021/08/Euro-56-implementing-legislation.pdf.

Europe Commission (EC). (2009). Consolidated text: Regulation (EC) No 595/2009 of the European Parliament and of the Council of 18 June 2009 on type-approval of motor vehicles and engines with respect to emissions from heavy duty vehicles (Euro VI) and amending Regulation (EC) No 715/2007 and Directive 2007/46/EC and repealing Directives 80/1269/EEC, 2005/55/EC and 2005/78/EC (Text with EEA relevance) Text with EEA relevance. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:02009R0595-20200901.

Europe Commission (EC). (2011). Consolidated text: Commission Regulation (EU) No 582/2011 of 25 May 2011 implementing and amending Regulation (EC) No 595/2009 of the European Parliament and of the Council with respect to emissions from heavy duty vehicles (Euro VI) and amending Annexes I and III to Directive 2007/46/EC of the European Parliament and of the Council (Text with EEA relevance). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:02011R0582-20180722.

Europe Commission (EC). (2024). Regulation (EU) 2024/1257 of the European Parliament and of the Council of 24 April 2024 on type-approval of motor vehicles and engines and of systems, components and separate technical units intended for such vehicles, with respect to their emissions and battery durability (Euro 7). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:L_202401257.

EEA. (2022). Air quality statistics. https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/air-quality-statistics.

EEA. (2023a). European Union emission inventory report 1990-2021. https://www.eea.europa.eu/publications/european-union-emissions-inventory-report-1990-2021.

EEA. (2023b). Greenhouse gas emissions from transport in Europe. https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/greenhouse-gas-emissions.

EEA. (2023c). Long-term trends of air pollutants at European and national level 2005-2021. https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-he/products/etc-he-products/etc-he-reports/etc-he-report-2023-8-long-term-trends-of-air-pollutants-at-european-and-national-level-2005-2021.

EEA. (2024). Up-to-date air quality data. https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/explore-interactive-maps/up-to-date-air-quality-data.

EEC. (1985). Council Directive 85/203/EEC of 7 March 1985 on air quality standards for nitrogen dioxide. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31985L0203.

Eerens, H.C., Sliggers, C.J., van den Hout, K.D. (1993). The CAR model: the Dutch method to determine city street air quality. Atmospheric Environment 27B, 389-399.

European Union (EU). (2008). DIRECTIVE 2008/50/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0050.

European Union (EU). (2011). European Network on New Sensing Technologies for Air-Pollution Control and Environmental Sustainability, EuNetAir. http://www.eunetair.it/.

European Union (EU). (2024). Air quality: Council and Parliament strike deal to strengthen standards in the EU. https://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2024/02/20/air-quality-council-and-parliament-strike-deal-to-strengthen-standards-in-the-eu/.

Forswall, Clayton D. and Higgins, Kathryn E. (2005). Clean Air Act Implementation in Houston: An Historical Perspective 1970-2005. https://hdl.handle.net/1911/107669.

Fussell JC, Franklin M, Green DC, Gustafsson M, Harrison RM, Hicks W, Kelly FJ, Kishta F, Miller MR, Mudway IS, Oroumiyeh F, Selley L, Wang M, Zhu Y. (2022). A Review of Road Traffic-Derived Non-Exhaust Particles: Emissions, Physicochemical Characteristics, Health Risks, and Mitigation Measures. Environ Sci Technol. 2022 56 (11), 6813-6835.

Girguis MS, Strickland MJ, Hu XF，et al. (2016). Maternal exposure to traffic-related air pollution and birth defects in Massachusetts[J]. Environ Res. 146: 1-9.

Health Effects Institute. (2013). Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles. https://www.healtheffects.org/system/files/Perspectives3.pdf.

Heathrow Airport. (2024a). Air Quality at Heathrow Airport 2023. http://www.heathrowairwatch.org.uk/documents/Heathrow_2023_Annual_Report.html.

Heathrow Airport. (2024b). Heathrow Airport Limited response to CISHA scrutiny report. https://static1.squarespace.com/static/63c557a5efd5340d43ea2d49/t/65e0487115ebd7100f8b739d/1709197425941/CISHA+scrutiny+report+-+HAL+response_29.02.2024.pdf.

Heathrow Airport. (2024c). Latest Air Quality Summary. http://www.heathrowairwatch.org.uk/latest?site_id=SIPS&view=latest.

Health Effects Institute. (2010). Traffic-Related Air Pollution: A Critical Review of the Literature on Emissions, Exposure, and Health Effects.

https://www.healtheffects.org/publication/traffic-related-air-pollution-critical-review-literature-emissions-exposure-and-health.

Hsieh S, Leaderer BP, Feldstein AE, et al. (2018). Traffic-related air pollution associations with cytokeratin-18，a marker of hepatocellular apoptosis，in an overweight and obese paediatric population[J]. Pediatr Obes. 13( 6) : 342-347.

H ü ls A, Kl ü mper C, Macintyre EA, et al. (2018). Atopic dermatitis: interaction between genetic variants of GSTP1, TNF, TLR2, and TLR4 and air pollution in early life[J]. Pediatr Allergy Immunol. 29(6): 596-605.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2022). Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-3/.

International Council on Clean Transportation (ICCT). (2018). India Available from https://theicct.org/india.

Jain, S., Sharma, S.K., Vijayan, N., Mandal, T.K., et al. (2020). Seasonal characteristics of aerosols ($PM_{2.5}$ and $PM_{10}$) and their source apportionment using PMF: A four year study over Delhi, India. Environmental Pollution 262, 114337. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114337.

Jamhari, A.A., et al. (2022). Seasonal variation and size distribution of inorganic and carbonaceous components, source identification of size-fractioned urban air particles in Kuala Lumpur, Malaysia. Chemosphere 287, 132309.

Jones SI, Pruszynski JE, Spong CY, et al. (2023). Traffic-related air pollution is associated with spontaneous extremely preterm birth and other adverse perinatal outcomes. Am J Obstet Gynecol. 229: 455. e1-7.

Kingsley, S. L., Eliot, M. N., Carlson, L., Finn, J., MacIntosh, D. L., & Suh, H. H. (2014). Proximity of US schools to major roadways: A nationwide assessment. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 24, 253-259.

Karner, A.A., Eisinger, D.S., & Niemeier, D.A. (2010). Near-roadway air quality: Synthesizing the findings from real-world data. Environmental Science & Technology, 44(14), 5334-5344.

Li B, Cao H, Liu K, Xia J, Sun Y, Peng W, Xie Y, Guo C, Liu X, Wen F, Zhang F, Shan G, Zhang L. (2022). Associations of long-term ambient air pollution and traffic-related pollution with blood pressure and hypertension defined by the different guidelines worldwide: the CHCN-BTH study. Environ Sci Pollut Res Int. 29(42): 63057-63070. doi: 10.1007/s11356-022-20227-9.

Link, M.S., Dockery, D.W. (2010). Air pollution and the triggering of cardiac arrhythmias. Curr. Opin. Cardiol. 25 (1), 16.

Longley, I, S Kingham, K Dirks, E Somervell, W Pattinson and A Elangasinghe. (2013). Detailed observations and validated modelling of the impact of traffic on the air quality of roadside communities. NZ Transport Agency research report 516. 203pp.

Marieke B.A. Dijkema, Saskia C. van der Zee, Bert Brunekreef, Rob T. van Strien. (2008). Air quality effects of an urban highway speed limit reduction, Atmospheric Environment, Volume 42, Issue 40, Pages 9098-9105, https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.039.

Ministry of the Environment, Japan. (1968). 大気汚染防止法 . https://www.env.go.jp/air/osen/law / law.html.

Ministry of the environment, Japan. (1992). 自動車から排出される窒素酸化物及び粒子状物質の特定地域における総量の削減等に関する特別措置法 . https://elaws.e-gov.go.jp/document?lawid=404AC0000000070.

Ministry of the environment, Japan. (2001). 自動車 NOx, PM 法について . https://www.env.go.jp/air/car/noxpm.html.

Ministry of the environment, Japan. (2002). 自動車排出ガス規制について . https://www.env.go.jp/air/car/gas_kisei.html.

Ministry of the Environment, Japan. (2010). 環境大気常時監視マニュアル 第 6 版 . https://www.env.go.jp/air/osen/manual_6th/index.html.

Ministry of the environment, Japan. (2022). 大気汚染に係る環境基準 . https://www.env.go.jp/kijun/taiki.html.

Ministry of the Environment, Japan. (2022). Annual Report of the environment in Japan 2022. https://www.env.go.jp/content/000176328.pdf.

Ministry of the environment, Japan. (2023). 令和 3 年度大気汚染状況報告書 . https://www.env.go.jp/air/osen/report/r03report_00001.html.

Ministry of the environment, Japan. (2024). 大气环境区域监测体系 . https://soramame.env.go.jp/.

Ministry of the Environment, Japan. (2024). 大気汚染状況報告書 . https://www.env.go.jp/air/osen/report/index.html.

Ministry of the Environment, New Zealand. (1991). Resource Management Act 1991. https://www.legislation.govt.nz/act/public/1991/0069/latest/whole.html.

Ministry of the Environment, New Zealand. (2021). Our air 2021: final release report. https://environment.govt.nz/news/updated-environmental-data-on-new-zealands-air-quality-released-today/.

Ministry of the Environment, UK. (1989). The Air Quality Standards Regulations 1989. http://www.legislation.gov.uk/uksi/1989/317/contents/made.

Ministry of the Environment, UK. (1990). Environmental Protection Act 1990. http://www.legislation.gov.uk/ukpga/1990/43/contents.

Ministry of the Environment, UK. (1995). Environment Act 1995. http://www.legislation.gov.uk/ukpga/1995/25/contents.

Ministry of the Environment, UK. (1997). The National Air Quality Strategy. http://researchbriefings.files.parliament.uk/documents/RP97-33/RP97-33.pdf.

Ministry of the Transport, UK. (1979). The Motor Fuel Regulations. 1979 http://www.legislation.gov.uk/uksi/1979/1/contents/made.

Ministry of the Transport, UK. (1991). The Road Vehicles Regulations 1991. http://www.legislation.gov.uk/uksi/1991/1526/contents/made.

Monrad M, Sajadieh A, Christensen JS, et al. (2017). Long-term exposure to traffic-related air pollution and risk of incident atrial fibrillation: a cohort study[J]. Environ Health Perspect. 125(3): 422-427.

Mueller, N., Rojas-Rueda, D., Basagana, X., Cirach, M., Cole-Hunter, T., Dadvand, P. et al., 2017. Urban and transport planning related exposures and mortality: a health impact assessment for cities. Environ. Health Perspect. 125 (1).89-96.

NZ Transport Agency. (1976). Traffic Regulations 1976. https://www.legislation.govt.nz/regulation/public/1976/0227/latest/DLM50038.html?search=y_act%40bill%40regulation%40act%40bill%40regulation_All_1976_ac%40bc%40rc%40ainf%40anif%40aaif%40bcur%40bena%40rinf%40rnif%40raif_ac%40bc%40rc_25_a&p=2.

NZ Transport Agency. (2003). Land Transport Management Act 2003. https://www.legislation.govt.nz/act/public/2003/0118/latest/DLM226230.html.

NZ Transport Agency. (2008). NZTA' s Environmental Plan (Version 2). https://www.nzta.govt.nz/resources/environmental-plan/.

NZ Transport Agency. (2009). GOVERNMENT POLICY STATEMENT ON LAND TRANSPORT FUNDING. https://www.transport.govt.nz//assets/Uploads/Report/GPS-2009-10-2018-19.pdf.

NZ Transport Agency. (2012). Ambient air quality (nitrogen dioxide) monitoring programme-operating manual 2012/13. https://www.nzta.govt.nz/assets/resources/air-quality-monitoring/docs/ambient-air-quality-monitoring-programme-operating-manual-2012-2013.pdf.

NZ Transport Agency. (2013a). Ambient air quality (nitrogen dioxide) monitoring programme–operating manual 2013/14. https://www.nzta.govt.nz/assets/resources/air–quality–monitoring/docs/ambient–air–quality–monitoring–programme–operating–manual–2013–2014.pdf.

NZ Transport Agency. (2013b). Johnstone's Hill Tunnel air quality monitoring March to July 2010. https://www.nzta.govt.nz/assets/resources/road–tunnel–air–quality/docs/johnstone–hill–air–quality–monitoring–report.pdf.

NZ Transport Agency. (2017). Ambient air quality (nitrogen dioxide) monitoring network Operating manual 2017–18. https://www.nzta.govt.nz/assets/resources/air–quality–monitoring/docs/ambient–air–quality–monitoring–programme–operating–manual–2017–2018.pdf.

NZ Transport Agency. (2021). Review of the National Air Quality Monitoring Network. https://www.nzta.govt.nz/assets/resources/air–quality–monitoring/docs/review–of–the–national–air–quality–monitoring–network–NIWA–january–2021.pdf.

NZ Transport Agency. (2023a). Ambient air quality $NO_2$ monitoring data 2007–2022. https://www.nzta.govt.nz/resources/air–quality–monitoring/.

NZ Transport Agency. (2023b). AMBIENT AIR QUALITY (NITROGEN DIOXIDE) MONITORING PROGRAMME Annual report 2007 – 2022. https://www.nzta.govt.nz/assets/ resources/air–quality–monitoring/docs/ambient–air–quality–monitoring–programme–annual–report–2007–2022.pdf.

Oak Ridge National Laboratory. (2022). Transportation Energy Data Book: Edition 40 – Updated June, 2022. See Tables 3.02 and 3.03. https://tedb.ornl.gov/data/.

Organization for Economic Co–operation and Development. (1977). European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). https://emep.int/index.html.

Pabroa, P.C.B., et al. (2022). Characterization, source apportionment and associated health risk assessment of respirable air particulates in Metro Manila, Philippines. Atmospheric Pollution Research 13, 101379.

Park, E.H., Heo, J., Kim, H., Yi, S.M. (2020). Long term trends of chemical constituents and source contributions of $PM_{2.5}$ in Seoul. Chemosphere 251, 126371.

Paul KC, Haan M, Yu Y, Inoue K, Mayeda ER, Dang K, Wu J, Jerrett M, Ritz B. (2020). Traffic–Related Air Pollution and Incident Dementia: Direct and Indirect Pathways Through Metabolic Dysfunction. J Alzheimers Dis. 76(4): 1477–1491. doi: 10.3233/JAD–200320.

Raz R，Levine H，Pinto O，et al. (2018). Traffic–related air pollution and autism spectrum disorder: a population–based nested case control study in Israel[J]. Am J Epidemiol. 187 (4):717–725.

Polidori, A., Papapostolou, V., Zhang, H. (2016). Laboratory evaluation of low–cost air quality sensors. South Coast Air Quality Management District AQ–SPEC. aqmd.gov/docs/default–source/aq–spec/protocols/sensors–lab–testingprotocol6087afefc2b66f27bf6fff00004a91a9.pdf.

Polidori, A., Papapostolou, V., Feenstra, B., Zhang, H. (2017). Field evaluation of low–cost air quality sensors. South Coast Air Quality Management District AQ–SPEC. http://www.aqmd.gov/docs/default–source/aq–spec/protocols/sensors–field–testing–protocol.pdf.

Port of Los Angeles & Port of Long Beach. (2006). San Pedro Bay Ports Clean Air Action Plan. https://cleanairactionplan.org/wp–admin/admin–ajax.php?juwpfisadmin=false&action=wpfd&task=file.download&wpfd_category_id=224&wpfd_file_id=5039&token=&preview=1.

Port of Los Angeles. (2023a). Air Quality Monitoring Program at the Port of Los Angeles Year Eighteen Data Summary May 2022 – April 2023. https://monitoring.cleanairactionplan.org/wp–content/uploads/2023/09/POLA–Year–18–

Annual–Monitoring–Report–FINAL.pdf.

Port of Los Angeles. (2023b). Air Quality Monitoring Program Update #3. https://kentico.portoflosangeles.org/getmedia/6e795ce6–698d–44a3–897c–7768cf4c180f/air–quality–monitoring–progam–update–public–meeting–3–final–(10–24–23).

Port of Los Angeles. (2024). Data Reporting from the Ports of Los Angeles and Long Beach. https://monitoring.cleanairactionplan.org/map–view/.

Rachel E. Connolly, Qiao Yu, Zemin Wang, Yu–Han Chen, Jonathan Z. Liu, Ashley Collier–Oxandale, Vasileios Papapostolou, Andrea Polidori, Yifang Zhu. (2022). Long–term evaluation of a low–cost air sensor network for monitoring indoor and outdoor air quality at the community scale, Science of The Total Environment, Volume 807, Part 2, 150797,

https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150797.

Rivas et al. (2020). Source apportionment of particle number size distribution in urban background and traffic stations in four European cities. Environ. Int., 135, Article 105345, 10.1016/j.envint.2019.105345.

Rojas–Rueda, D., de Nazelle, A., Teixidó, O., Nieuwenhuijsen, M.J. (2012). Replacing car trips by increasing bike and public transport in the greater Barcelona metropolitan area: a Health Impact Assessment Study. Environ. Int. 49, 100–109.

Saenen ND, Nawrot TS, Hautekiet P, Wang C, Roels HA, Dadvand P, Plusquin M, Bijnens EM. (2023). Residential green space improves cognitive performances in primary schoolchildren independent of traffic–related air pollution exposure. Environ Health. 30; 22(1): 33. doi: 10.1186/s12940–023–00982–z.

Sears CG，Braun JM， R yan PH，et al. (2018). The association of traffic related air and noise pollution with maternal blood pressure and hypertensive disorders of pregnancy in the HOME study cohort[J]. Environ Int. 121: 574 – 581.

Shivani Gadi, R., et al. (2019). Seasonal variation, source apportionment and source attributed health risk of fine carbonaceous aerosols over National Capital Region, India. Chemosphere 237, 124500.

Smith R B, Fecht D, Gulliver J, Beevers S D, Dajnak D, Blangiardo M et al. (2017). Impact of London's road traffic air and noise pollution on birth weight: retrospective population based cohort study. 359: j5299 doi:10.1136/bmj.j5299.

Stieb DM, Chen L, Hystad P, et al. (2016). A national study of the association between traffic–related air pollution and adverse pregnancy outcomes in Canada，1999–2008[J]. Environ Res. 148: 513–526.

South Coast Air Quality Management District. (2021). South coast AQMD air quality sensor performance evaluation center: summary tables and reports. http://www.aqmd.gov/aq–spec/evaluations/summary–pm.

South Coast Air Quality Management District. (2024). South Coast Air Basin Attainment Plan for the 2012 Annual $PM_{2.5}$ Standard. https://www.aqmd.gov/docs/default–source/clean–air–plans/pm2.5–plans/final–pm2.5–plan/2012–annual–pm2–5–plan.pdf?sfvrsn=16.

Su, J.G., et al. (2015). Populations potentially exposed to traffic–related air pollution in seven world cities. Environ. Int. 78, 82–89.

Sundvor, et al. (2012). Road Traffic’s Contribution to Air Quality in European Cities. https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc–atni/products/etc–atnireports/etcacm_tp_2012_14_traffic_contribution_city_aq.

Tamayo–Uria I, Boldo E, Garc í a–P é rez J, et al. (2018). Childhood leukemia risk and residential proximity to busy roads[J]. EnvironInt. 121: 332 – 339.

Tonne C, Elbaz A, Beevers S, et al. (2014). Traffic–related air pollution in relation to cognitive function in older adults[J]. Epidemiology. 25(5): 674–681.

Tzivian L, Jokisch M, Winkler A, et al. (2017).

Associations of long-term exposure to air pollution and road traffic noise with cognitive function-An analysis of effect measure modification[J]. Environ Int. 103: 30–38.

UK Air. (2022). UK Urban $NO_2$ Network. https://uk-air.defra.gov.uk/data/exceedance?f_exceedence_id=S3&f_year_start=2022&f_year_end=2023&f_group_id=31&f_region_reference_id=1&f_parameter_id=$NO_2$-BA&f_sub_region_id=9999&f_output=screen&action=exceedance3&go=%E6%8F%90%E4%BA%A4.

UK Air. (2023). Interactive monitoring networks map. https://uk-air.defra.gov.uk/interactive-map?network=aurn.

UK Air. (2024). Air Information Resource. https://uk-air.defra.gov.uk/.

UK Government. (1956). Clean Air Act 1956. http://www.legislation.gov.uk/ukpga/Eliz2/4-5/52/contents.

UK Government. (1974). Control of Pollution Act 1974. http://www.legislation.gov.uk/ukpga/1974/40/contents.

UK Government. (1993). Clean Air Act 1993. http://www.legislation.gov.uk/ukpga/ 1993/11/contents.

UNECE. (1979). 1979 CONVENTION ON LONG-RANGE TRANSBOUNDARY AIR POLLUTION. https://unece.org/sites/default/files/ 2021-05/1979%20CLRTAP.e.pdf.

UNECE. (1984). PROTOCOL TO THE 1979 CONVENTION ON LONG-RANGE TRANSBOUNDARY AIR POLLUTION ON LONG-TERM FINANCING OF THE COOPERATIVE PROGRAMME FOR MONITORING AND EVALUATION OF THE LONG-RANGE TRANSMISSION OF AIR POLLUTANTS IN EUROPE (EMEP). https://unece.org/sites/default/files/2021-10/1984.EMEP_.e.pdf.

UNECE. (1998a). Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Heavy Metals. https://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=TREATY&mtdsg_no=XXVII-1-f&chapter=27&clang=_en.

UNECE. (1998b). Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution on Persistent Organic Pollutants. https://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=TREATY&mtdsg_no=XXVII-1-g&chapter=27&clang=_en.

USEPA. (1970). EPA History: Clean Air Act of 1970 [WWW Document]. URL https://www.epa.gov/history/epa-history-clean-air-act-19701977 (accessed 12.26.23).

USEPA. (1971). National Primary and Secondary Ambient Air Quality Standards. https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-07/documents/fr-1971-04-30-co_phchemoxids_hcs_no2finaldecision_0.pdf.

USEPA. (1977). EPA History: Clean Air Act of 1977 [WWW Document]. URL https://www.epa.gov/history/epa-history-clean-air-act-19701977 (accessed 12.26.23).

USEPA. (1985). Retention of the National Ambient Air Quality Standards for Nitrogen Dioxide. https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-07/documents/1985-nox-final-50fr255321.pdf.

USEPA. (1990). EPA History: Clean Air Act Amendments of 1990 [WWW Document]. URL https://www.epa.gov/history/epa-history-clean-air-act-amendments-1990 (accessed 12.26.23).

USEPA. (1996). National Ambient Air Quality Standards for Nitrogen Dioxide: Final Decision. https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-1996-10-08/pdf/96-25786.pdf.

USEPA. (2008). Ambient Air Monitoring Strategy for State, Local, and Tribal Air Agencies. https://www.epa.gov/amtic/ambient-air-monitoring-strategy-state-local-and-tribal-air-agencies.

USEPA. (2010). Primary National Ambient Air Quality Standards for Nitrogen Dioxide. https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2010-02-09/pdf/2010-1990.pdf.

USEPA. (2011). Implementation of a National Near-Road $NO_2$ Monitoring Network. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_file_download.cfm?p_download_id=505642.

USEPA. (2012). Near-road $NO_2$ Monitoring Technical Assistance Document. https://www.epa.gov/amtic/near-road-monitoring.

USEPA. (2013). DRAFT Roadmap for Next Generation Air Monitoring. https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-09/documents/roadmap-20130308.pdf.

USEPA. (2014). Air Sensor Guidebook. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm? Lab=NERL&dirEntryId=277996&simpleSearch=1&searchAll=air+sensor+guidebook.

USEPA. (2015a). Evolution of the Clean Air Act [WWW Document]. URL https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/evolution-clean-air-act (accessed 12.25.23).

USEPA. (2015b). Review of the Primary National Ambient Air Quality Standards for Nitrogen Dioxide: Risk and Exposure Assessment Planning Document. https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-07/documents/20150504reaplanning.pdf.

USEPA. (2015c). Transportation conformity guidance for quantitative hot-spot analyses in $PM_{2.5}$ and $PM_{10}$ nonattainment and maintenance areas. https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=P100NMXM.pdf.

USEPA. (2016a). Near-road Air Quality Monitoring Network: Status and Data. https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-09/documents/near-road_air_quality_monitoring.pdf.

USEPA. (2016b). Ambient Nitrogen Dioxide Monitoring Requirements. https://www.epa.gov/no2-pollution/fact-sheets-ambient-nitrogen-dioxide-monitoring-requirements.

USEPA. (2017). Quality Assurance Handbook for Air Pollution Measurement Systems Volume II. https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-10/documents/final_handbook_document_1_17.pdf.

USEPA. (2018). Review of the Primary National Ambient Air Quality Standards for Oxides of Nitrogen. https://www.federalregister.gov/documents/2018/04/18/2018-07741/review-of-the-primary-national-ambient-air-quality-standards-for-oxides-of-nitrogen#footnote-72-p17247.

USEPA. (2021a). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks 1990－2021， https://www.epa.gov/greenvehicles/fast-facts-transportation-greenhouse-gas-emissions.

USEPA. (2021b). Best Practices for Reducing Near-Road Pollution Exposure at Schools. https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=P1013GDE.pdf.

USEPA. (2021c). Transportation Conformity Guidance for Quantitative Hot-spot Analyses in $PM_{2.5}$ and $PM_{10}$ Nonattainment and Maintenance Areas. https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=P1013C6A.pdf.

USEPA. (2022). The Enhanced Air Sensor Guidebook. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=CEMM&dirEntryId=356426

USEPA. (2023a). Smog, Soot, and Other Air Pollution from Transportation. https://www.epa.gov/transportation-air-pollution-and-climate-change/smog-soot-and-other-air-pollution-transportation.

USEPA. (2023b). Overview of Nitrogen Dioxide ($NO_2$) Air Quality in the United States. https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-06/$NO_2$_2022.pdf.

USEPA. (2024a). Interactive Map of Air Quality Monitors. https://epa.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=5f239fd3e72f424f98ef3d5def547eb5&extent=-146.2334,13.1913,-46.3896,56.5319.

USEPA. (2024b). Interactive Map of Air Quality: AirNow. https://gispub.epa.gov/airnow/?

showgreencontours=false.

USEPA. (2024c). National Ambient Air Quality Standards. https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table.

USEPA and FHWA. (2006). Transportation Conformity Guidance for Qualitative Hot-spot Analyses in $PM_{2.5}$ and $PM_{10}$ Nonattainment and Maintenance Areas. https://www.fhwa.dot.gov/environment/air_quality/conformity/policy_and_guidance/pmhotspotguidatt.pdf.

Vert C, Nieuwenhuiisen, M., Gascon, M., Grellier, Fleming, L.E., White, M.P.et al., 2019. Health benefits of physical activity related to an urban riverside regeneration. Int. I. Environ. Res. Public Health 16 (3), pii: E462.

Vital Strategies. (2022). Main Sources of Air Pollution in Jakarta, available from: www.vitalstrategies.org/source-apportionment-report.

Vivanco-Hidalgo RM，Wellenius GA，Basaga a X，et al. (2018). Short term exposure to traffic-related air pollution and ischemic stroke onset in Barcelona，Spain[J]. Environ Res. 162: 160-165.

Wang Y R, Yuan Z B, Zhao K H, et al. (2020). Quantitative apportionment of local and non-local contributions to $PM_{2.5}$ in the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area[J]. Acta Scientiae Circumstantiate，40(5) : 1560-1574.

Wang, H., He, X., Liang, X., Choma, E.F., Liu, Y., Shan, L., Zheng, H., Zhang, S., Nielsen, C.P., Wang, S., Wu, Y., Evans, J.S. (2021). Health benefits of on-road transportation pollution control programs in China. Proceedings of the National Academy of Sciences 117, 25370-25377. https://doi.org/10.1073/pnas.1921271117.

Walter, C.; Sly, P.D.; Head, B.W.; Keogh, D.; Lansbury, N. (2024). Traffic-Related Air Pollution and Childhood Asthma—Are the Risks Appropriately Mitigated in Australia? Atmosphere, 15, 842. https://doi.org/10.3390/atmos15070842.

Woodcock, j., Edwards, P., Tonne, C., Armstrong, B.G., Ashiru, O., Banister, D., et al.2009. Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: urban land transport. Lancet 374(9705),1930-1943.

World Health Organization (WHO). (2023). Health economic assessment tool (HEAT) for walking and cycling. https://www.who.int/europe/tools-and-toolkits/health-economic-assessment-tool-for-walking-and-cycling.

Wu M, Ries JJ, Proietti E, et al. (2016). Development of late-onset preeclampsia in association with road densities as a proxy for traffic related air pollution[J] Fetal Diagn Ther. 39( 1) : 21-27.

Zhang Q, Du X, Li H, Jiang Y, Zhu X, Zhang Y, Niu Y, Liu C, Ji J, Chillrud SN, Cai J, Chen R, Kan H. (2022). Cardiovascular effects of traffic-related air pollution: A multi-omics analysis from a randomized, crossover trial. J Hazard Mater. 5; 435: 129031. doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.129031.

亚洲清洁空气中心中国办公室

北京市朝阳区秀水街1号建国门外外交公寓3-41,100600
邮箱：china@cleanairasia.org
电话/传真：+86 10 8532 6172
网址：www.cleanairasia.org　www.allaboutair.cn