



ReMOVES:

Überwachung der Emissionen von Strassenfahrzeugen in der Schweiz

ReMOVES:

Remote Monitoring of Onroad Vehicle Emissions in Switzerland

ReMOVES:

Surveillance des émissions des véhicules routiers en Suisse

**InNET Monitoring AG, 6460 Altdorf
Mario Betschart**

**Abgasprüfstelle (AFHB) und Motorenlabor, 2560 Nidau
Prof. Danilo Engelmann
Pierre Comte**

**ICCT Europe D- 10623 Berlin
Yoann Bernard
Kaylin Lee
Uwe Tietge
Peter Mock**

**JBK, AT-1030 Wien
Dr. Jens Borcken Kleefeld**

**Empa, Labor für Fahrzeugantriebssysteme 504, 8600 Dübendorf
Justin Plogmann
Panayotis Dimopoulos Eggenschwiler, Dr. Sc. techn.**

**Forschungsprojekt ASTRA 2019/003 auf Antrag des Bundesamtes für
Strassen (ASTRA)**

Der Inhalt dieses Berichtes verpflichtet nur den (die) vom Bundesamt für Strassen unterstützten Autor(en). Dies gilt nicht für das Formular 3 «Projektabschluss», welches die Meinung der Begleitkommission darstellt und deshalb nur diese verpflichtet.

Bezug: Schweizerischer Verband der Strassen- und Verkehrsfachleute (VSS)

Le contenu de ce rapport n'engage que les auteurs ayant obtenu l'appui de l'Office fédéral des routes. Cela ne s'applique pas au formulaire 3 « Clôture du projet », qui représente l'avis de la commission de suivi et qui n'engage que cette dernière.

Diffusion : Association suisse des professionnels de la route et des transports (VSS)

La responsabilità per il contenuto di questo rapporto spetta unicamente agli autori sostenuti dall'Ufficio federale delle strade. Tale indicazione non si applica al modulo 3 "conclusione del progetto", che esprime l'opinione della commissione d'accompagnamento e di cui risponde solo quest'ultima.

Ordinazione: Associazione svizzera dei professionisti della strada e dei trasporti (VSS)

The content of this report engages only the author(s) supported by the Federal Roads Office. This does not apply to Form 3 'Project Conclusion' which presents the view of the monitoring committee.

Distribution: Swiss Association of Road and Transportation Experts (VSS)



ReMOVES:

Überwachung der Emissionen von Strassenfahrzeugen in der Schweiz

ReMOVES:

Remote Monitoring of Onroad Vehicle Emissions in Switzerland

ReMOVES:

Surveillance des émissions des véhicules routiers en Suisse

**InNET Monitoring AG, 6460 Altdorf
Mario Betschart**

**Abgasprüfstelle (AFHB) und Motorenlabor, 2560 Nidau
Prof. Danilo Engelmann
Pierre Comte**

**ICCT Europe D- 10623 Berlin
Yoann Bernard
Kaylin Lee
Uwe Tietge
Peter Mock**

**JBK, AT-1030 Wien
Dr. Jens Borken Kleefeld**

**Empa, Labor für Fahrzeugantriebssysteme 504, 8600 Dübendorf
Justin Plogmann
Panayotis Dimopoulos Eggenschwiler, Dr. sc. techn.**

**Forschungsprojekt ASTRA 2019/003 auf Antrag des Bundesamtes für
Strassen (ASTRA)**

Impressum

Forschungsstelle und Projektteam

Projektleitung

Panayotis Dimopoulos Eggenschwiler, Dr. sc. techn. ETHZ

Mitglieder

Mario Betschart

Danilo Engelmann

Pierre Comte

Yoann Bernard

Kaylin Lee

Dr. Jens Borken Kleefeld

Justin Plogmann

Begleitkommission

Präsident

Niklaus Wysshaar

Mitglieder

Patric Jegge

Harald Jenk

Jörg Sintermann

Giovanni D'Urbano

Bernhard Niederhauser

Antragsteller

Bundesamt für Strassen (ASTRA)

Bezugsquelle

Das Dokument kann kostenlos von <http://www.mobilityplatform.ch> heruntergeladen werden.

Inhaltsverzeichnis

Impressum	4
Zusammenfassung	9
Résumé	15
Summary	21
1 Durchführung von Remote Emission Sensing Messungen (AP1)	27
1.1 Organisation und Messprogramm	27
1.1.1 ReMOVES Messprogramm	28
1.1.2 Zielgrösse der Messungen	30
1.2 Standortevaluation	30
1.2.1 Suche potenzieller Standorte auf Autobahnen	32
1.2.2 RES-Standorte auf Hauptstrassen	41
1.2.3 Messungen auf der Teststrecke in Vauffelin	48
1.2.4 Messungen im Schwerverkehrszentrum (SVZ)	51
1.3 Total gemessene Fahrzeuge mit den OPUS-Messgeräten	51
1.4 Total gemessene Fahrzeuge mit den HEAT-Messgeräten	53
1.5 Swiss RSD Database	54
1.6 Herausforderungen aus messtechnischer Hinsicht	55
1.7 Zusammenfassung AP1	56
2 Vergleich von RES, SEMS und PEMS Messungen (AP2)	59
2.1 Testmethode	59
2.1.1 Testablauf	59
2.1.2 Rollenprüfstand	60
2.1.3 Schaltpunkte für Pw auf dem Rollenprüfstand	61
2.1.4 Teststrecke	61
2.1.5 Strassenmessungen mit PEMS-System	63
2.1.6 Route	63
2.1.7 Prüfzyklus	64
2.1.8 Rollenprüfstand	64
2.1.9 Abgasmessgeräte und CVS-Anlage, Rollenprüfstand	65
2.1.10 Portables Messsystem (PEMS) für RDE	66
2.1.11 Messdaten, Rollenprüfstand	66
2.2 Versuchsfahrzeuge, Treibstoff und Schmieröl	66
2.2.1 Versuchsfahrzeuge	66
2.2.2 Treibstoff	68
2.2.3 Schmieröl	68
2.3 Resultate	68
2.4 Zusammenfassung AP2	73
3 Datenanalyse AP3	77
3.1 Vergleich der Messungen auf der Teststrecke: SEMS, OPUS und EDAR	77
3.1.1 Vorbemerkung: Korrelation instantaner Emissionswerte	77
3.1.2 Literatur: Vergleich PEMS, OPUS und EDAR	79
3.1.3 Vergleich der Messungen auf der Teststrecke: SEMS, OPUS und EDAR	80
3.1.3.1 Messprogramm	80
3.1.3.2 Methodik des Vergleichs	81
3.1.3.2 Aufbereitung der Daten von SEMS-Fahrten und RES-Messungen	82
3.1.3.3 Auswertung	83
3.1.3.3.1 Vergleich OPUS RSD 5500 mit SEMS-Messungen	83
3.1.4 Vergleich EDAR- mit SEMS-Messungen	91
3.1.5 Vergleich OPUS- mit EDAR-Messungen	96
3.1.6 Zur Identifikation von High-emitter Fahrzeugen	96
3.1.7 Zusammenfassung AP3.1	97

3.2	Auswertung der Messdaten aus den Strassenmessungen	98
3.2.1	Datenaufbereitung	98
3.2.2.	Zusammensetzung der Flotte	98
3.2.2.1	Ermittelte Zusammensetzung der Flotte	98
3.2.2.2	Repräsentativität der Feldmessungen im Vergleich zur aktuellen Schweizer Flotte	100
3.2.3	Fahrbedingungen der gemessenen Pw-Flotte	101
3.2.4	Vergleich der Emissionsmessungen	103
3.2.4.1	Methodik	103
3.2.4.2	Vergleich der NO _x -Messungen	104
3.2.4.2.1	Vergleich der Messungen von EDAR und RSD 5500	104
3.2.4.2.2	Vergleich mit anderen Remote Emission Sensing Messkampagnen	105
3.2.4.2.3	Vergleich mit HBEFA-Emissionsfaktoren	106
3.2.4.3	Vergleich der PM Emissionen	108
3.2.4.3.1	Vergleich der Messungen von EDAR und RSD 5500	108
3.2.4.3.2	Vergleich mit HBEFA-Emissionsfaktoren	109
3.2.4.4	Vergleich der CO-Emissionen	111
3.2.4.4.1	Vergleich der Messungen von EDAR und RSD 5500	111
3.2.4.4.2	Vergleich mit HBEFA-Emissionsfaktoren	111
3.2.4.5	Vergleich der HC-Emissionen	113
3.2.4.5.1	Vergleich der Messungen von EDAR und RSD5500	113
3.2.4.5.2	Vergleich mit HBEFA-Emissionsfaktoren	114
3.2.5	Feldmessungen von schweren Lastwagen	115
3.2.6	Vergleich der Messinstrumente auf Basis der NO-Emissionen gemeinsam erfasster Fahrzeuge	117
3.2.8	Zusammenfassung AP3.2	119
4	Nachlaufströmungsanalyse AP4	121
4.1	Einleitung	121
4.1.1	Remote Emission Sensing	121
4.1.2	Spektroskopie – das Messprinzip	122
4.2	Vorgehensweise	125
4.2.1	Direkte Numerische Simulation (DNS)	125
4.2.2	Large Eddy Simulation (LES)	125
4.2.3	Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS)	126
4.2.4	Rechengebiet und Randbedingungen	129
4.2.5	Abgasendrohr	130
4.2.6	Rechengitter	131
4.3	Ergebnisse	133
4.3.1	RES Messungen im Nachlauf	135
4.3.2	Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit	136
4.3.3	Einfluss der Änderung der Fahrzeuggeschwindigkeit	137
4.3.4	Einfluss der Endrohrposition	138
4.3.5	Einfluss vom Seitenwind	139
4.3.6	Einfluss von einem vorausfahrenden Fahrzeug	143
4.4	Zusammenfassung AP4	144
5	Schlussfolgerungen	147
5.1	Executive summary	147
5.2	Zusammenfassung der Resultate der Arbeitspakete	148
5.2.1	Arbeitspaket 1 (AP1)	148
5.2.2	Arbeitspaket 2 (AP2)	149
5.2.3	Arbeitspaket 3 (AP3)	149
5.2.4	Arbeitspaket 4 (AP4)	151
5.2.5	Zur definition von «High Emitters»	151
6	Offene Fragen, Forschungsbedarf	155
	Anhänge	157
	Glossar	161

Literaturverzeichnis	163
Projektabschluss	165

Zusammenfassung

Remote Sensing Detection oder Remote Emission Sensing (RES) misst Abgasemissionen durch Absorptionsspektroskopie in der Nachlaufströmung von vorbeifahrenden Fahrzeugen ohne den Verkehr zu beeinträchtigen. Die Absorptionsspektroskopie ist eine Technik, die auf der unterschiedlichen Absorption von verschiedenen Gasen bei einer bestimmten Wellenlänge eines Laser-, UV- oder IR-Strahls durch eine Probe, in diesem Fall die Abgaswolke, beruht. Je größer die Absorption, desto größer die Konzentration des Stoffes entlang des Lichtweges. Die Differenz zur vorher erfolgten Messung des Konzentrationshintergrundes wird als Schadstoffkonzentration in der Abgaswolke betrachtet. Daraus erhält man die Menge von einem Schadstoff im Verhältnis zur ausgestossenen Menge CO₂ und man kann die Schadstoffemission im Verhältnis zum Treibstoffverbrauch direkt umrechnen. Somit ist das direkte Ergebnis einer RES-Messung in g Schadstoff pro kg CO₂ oder in g Schadstoff pro kg Treibstoff erhältlich.

Die Grenzwerte für den Ausstoss von Schadstoffen sind entweder in g Schadstoff pro km (Pw) oder in g Schadstoff pro kWh (Lkw) angegeben. Um das Ergebnis der RES-Messung eines Fahrzeuges mit dem Grenzwert vergleichen zu können, muss dieses entsprechend umgerechnet werden. Dazu muss man das Ergebnis der RES-Messung mit dem während der Messung aktuellen Treibstoffverbrauch (in g Treibstoff pro km für Pws und in g Treibstoff per kWh für Lkws) multiplizieren. Dieser ist nicht bekannt, kann jedoch mit Hilfe der Fahrparameter (Fahrzeuggeschwindigkeit, Fahrzeugbeladung, Steigung der Strasse) abgeschätzt werden. Diese Abschätzung ist mit einiger Unsicherheit behaftet, bei Pws hauptsächlich durch die aktuelle Beschleunigung, resp. Verzögerung, und bei Lkws durch die aktuelle Beladung.

Remote sensing Emissionsmessungen können zurzeit mit den Geräten von zwei kommerziellen Anbietern, OPUS RSE aus Spanien und Hager Environmental and Atmospheric Technologies (HEAT) aus den USA durchgeführt werden. Ein drittes Gerät, FEAT, wurde von der Universität Denver entwickelt, dient aber nur zu Forschungszwecken. Im Rahmen des vorhandenen Projektes wurden zwei baugleiche OPUS RSD 5500 Geräte und zwei Geräte der Firma HEAT, Typ EDAR, eines mit vertikaler und eines mit neuartiger, horizontaler Messausrichtung eingesetzt.

Grundsätzlich unterscheidet sich das Messprinzip der beiden Anbieter in der räumlichen Erfassung: OPUS-Geräte erfassen Änderungen der Absorption entlang eines Lichtstrahls; dieser Strahl muss also so justiert sein, dass die Abgaswolke (in den meisten Fällen) zuverlässig durchleuchtet wird. Bei den EDAR-Geräten wird der Laserstrahl zusätzlich geschwenkt, so dass ein Schwadbereich erfasst wird. Damit wird bei diesen Geräten die Abgaswolke (innerhalb der Schwadbreite) erfasst, egal in welcher Höhe oder Position das Abgasrohr ist. Des Weiteren nutzt EDAR andere Absorptionswellenlängen und eine Wiederholfrequenz von 10'000 Hz (OPUS misst mit 100 Hz), so dass im Prinzip eine höhere Genauigkeit gegeben sein sollte. Die Simulationen im AP4 zeigen, dass die Abgasverdünnung durch den Fahrtwind nach ca. 3m hinter einem Fahrzeug sehr stark fortgeschritten ist, so dass eine grössere Anzahl von Messungen in den ersten 3m hinter dem Fahrzeug zu exakteren Ergebnissen führt.

Zeitgleich mit den Emissionsmessungen werden Geschwindigkeit und Beschleunigung des vorbeifahrenden Fahrzeuges erfasst. Dies gibt einen Hinweis auf die Motorlast zum Zeitpunkt der Messung. Schliesslich wird das Kennzeichen erfasst, um darüber die technischen Daten des Fahrzeuges abzufragen, insbesondere Emissionsklasse, Antriebsart, Fahrzeugart und -alter, ggf. auch Marke und Modell.

Ein grundsätzlicher Unterschied zwischen den beiden Firmen besteht im Geschäftsmodell: Wo OPUS die Geräte vermietet und nur bei Anfrage des Auftraggebers die Messdaten auswertet, versteht sich HEAT als Gesamtmessdienstleister, d.h. sie übernehmen die Installation, Kalibration, Überwachung, Messdurchführung und die Auswertung der Messrohdaten. Dies verringert einerseits den Aufwand des Auftraggebers. Andererseits hat dies

aber den Nachteil, dass der Auftraggeber die Rohdaten nicht überprüfen kann. Im vorliegenden Projekt hat es einige Unstimmigkeiten in den von HEAT gelieferten Daten gegeben, die erst durch die Datenanalyse der Auftraggeber auffielen. Dies führte zu mehrmaligem Überarbeiten der Daten seitens HEAT. Die Genauigkeit beider Geräte ist auch ein offener Punkt. So haben sowohl OPUS als auch HEAT – auf Nachfrage der Analysten dieses Projektes – ein mehrfaches post processing ihrer Daten unternommen, und mehrfach überarbeitete Datensätze geliefert. Das ist vielleicht für Geräte zu Forschungszwecken noch verständlich, bei Einsatz im Regelbetrieb/Vollzug sollten die Hersteller aber eine einheitlich zuverlässige Qualität garantieren – und idealerweise standardisieren und auch nachvollziehbar dokumentieren. Die unterschiedlichen Signalauswerte-Prozeduren betrachten die Messgerätehersteller als eine ihrer Kernkompetenzen und sind Betriebsgeheimnis.

Das vorliegende Projekt hat die folgenden, vom Auftraggeber, ASTRA, definierten Ziele:

- Vergleich der beiden RES-Messkonzepte (HEAT und OPUS) inkl. Definition geeigneter Messorte.
- Stabilität der RES-Messergebnisse und Korrelation zum RDE-Messverfahren (Real Drive Emissions) mittels PEMS (Portable Emission Measurement System) gemäss Verordnung (EU) 595/2009 und 715/2007 überprüfen.
- Prüfen der notwendigen Voraussetzungen, ob bei in- und ausländischen Fahrzeugen die Emissionsniveaus nicht auffällig überschritten werden. Die Problemstellung liegt darin, dass bei ausländischen Fahrzeugen die Emissionsstufen nicht maschinenlesbar vorliegen (bei leichten Motorfahrzeugen liegen keine Daten vor, bei schweren, der Schwerverkehrsabgabe unterliegenden Motorfahrzeugen sind die Daten elektronisch vorhanden).
- Evaluieren, ob die RES-Messung eine belastbare Grundlage für die Ermittlung von «High Emitter» bildet.
- Bestimmen des Anteils von Fahrzeugen (unterteilt in die einzelnen Fahrzeugarten) mit deutlich überhöhten Emissionen.
- Evaluieren, ob belastbare NO_x-Schwellenwerte aus dem RES-Verfahren als Grundlage für eine allfällige Weiterentwicklung der Vorschriften definiert werden können.
- Evaluation eines Netzes von Messorten.
- Im positiven Fall können die vorgenannten Ergebnisse die Grundlage für allfällige Anpassung der Verordnungsbestimmungen darstellen.

Das vorliegende Projekt war in 4 Arbeitspakete (APs) gegliedert:

- AP1 hatte die Standortevaluation und Durchführung der Messungen mit den RES-Geräten als Ziel.
- Bei AP2 stand die Durchführung von Messungen zum Vergleich der RES-Geräte mit RDE-Messungen unter kontrollierten Bedingungen im Zentrum. Dafür wurde eine kleine Anzahl typischer Fahrzeuge ausgewählt und vorbereitet. Die Emissionen dieser Fahrzeuge wurden dann auf dem Rollenprüfstand mit stationären Emissionsanalysatoren sowie mit portablen Emissionsanalysatoren auf realer Strassenfahrt charakterisiert. Abschliessend wurden die Emissionen dieser Fahrzeuge in einer abgesperrten Strecke gleichzeitig mit den RES-Geräten sowie mit den portablen Analysatoren gemessen.
- AP3 befasste sich mit der detaillierten Auswertung der Messungen. In AP3.1 wurden die Messungen auf der abgesperrten Teststrecke (mit den Fahrzeugen von AP2) inklusive des Vergleichs der verschiedenen Emissionsmesstechniken untersucht. AP3.2 hatte die Auswertung der Strassenmessungen mit RES und den Vergleich der verschiedenen RES-Messinstrumente untereinander als Aufgabe.
- AP4 untersuchte mittels numerischer Simulation die Umströmung eines Fahrzeuges und die Verteilung der Schadstoffkomponenten in der Nachlaufströmung sowie prinzipbedingte Limitierungen und Abhängigkeiten der RES-Messungen.

Die Organisation, Logistik und Durchführung der im vorliegenden Projekt durchgeführten RES-Messungen in öffentlichen und abgesperrten Strassenabschnitten war der Hauptbestandteil des **Arbeitspakets 1, AP1**.

Für eine korrekte Zuordnung der Emissionsmessung zu Fahrzeugen wurden die OPUS-Geräte an einspurigen Fahrbahnen aufgestellt; an Autobahnstandorten musste hierzu die Fahrbahn auf eine Fahrspur verengt werden. Die EDAR-Geräte können von oben betrieben und damit auch an mehrspurigen Strassen eingesetzt werden – oder mehrere Geräte überdecken mehrere Spuren nebeneinander. Nach Herstellerangaben ist der optimale Geschwindigkeitsbereich der Fahrzeuge für eine verlässliche Messung 40-70 km/h für OPUS und 40-130 km/h für EDAR. OPUS-Geräte sind relativ einfach auf- und abzubauen (zeitlicher Aufwand etwa 30 Minuten), EDAR-Geräte sind aufgrund der vertikalen Montage aufwändiger. Dafür können EDAR-Geräte auch während der Nacht messen, ohne Messpersonal vor Ort.

Im direkten Vergleich können die praktischen Erfahrungen zu den zwei Geräten folgendermassen zusammengefasst werden:

- OPUS ist besser geeignet für den Vollzug, da einfacher zu bedienen, Mietmodell unterstützt kurzzeitige Nutzungen, ebenso die einfache Montagemöglichkeit.
- HEAT ist für langfristige Stationierung im Vorteil, da unbediente Messstationen möglich sind, oder für den Einsatz im Rahmen der Marktüberwachung. Nachteil des Businessmodells von HEAT/EDAR ist bei der Einzelfahrzeugüberwachung, dass mit unbemannten Stationen das Projektziel «Erkennen von High-Emittern» nicht umgesetzt werden kann. Bei Feststellung eines High-Emitters muss unmittelbar danach auf den Fall reagiert werden können (z.B. im Schwerverkehrszentrum oder bei mobilen Polizeikontrollen nach der Messstelle).

Sonniges und trockenes Wetter bieten die besten Messbedingungen. Regen, hohe Luftfeuchtigkeit und das aufgewirbelte Wasser von nassen Fahrbahnen sind ein erheblicher Störungsfaktor, da sich Kondenswasser auf den Spiegeln der OPUS RSD 5500-Instrumente bildet und die Messungen erheblich verzerrt oder gar verunmöglicht. HEAT verfügt über einen beheizten Reflektor, was die Verwendbarkeit des Systems bei regnerischen Verhältnissen verbessert.

Im Rahmen dieses Projektes wurde vom AP1 die Swiss RSD Database erstellt. Damit steht ein Toolset zur Verfügung, welches es erlaubt, ohne Einschränkungen automatisierte Auswertungen auch für weitere Messkampagnen durchzuführen. Das Toolset ist unabhängig vom gewählten Messsystem einsetzbar und bringt Messdaten mit Fahrzeugspezifikationen automatisch und anonymisiert in Verbindung.

Das Arbeitspaket 2, AP2, war für die Durchführung von Messungen zum Vergleich der RES-Geräte mit RDE-Messungen unter kontrollierten Bedingungen verantwortlich. Die Erfassung der Emissionen und insbesondere der NO_x-Emission wurde, sowohl mit konventioneller Emissionsmesstechnik wie auch mit portabler Emissionsmesstechnik unternommen. Im Anschluss wurden auf abgesperrter Strecke die Emissionen dieser Fahrzeuge mit RES sowie auch mit der portablen Emissionsmesstechnik gemessen. Ziel war es, unter möglichst verschiedenen, aber reproduzierbaren Fahrbedingungen (Geschwindigkeiten, Motorlasten und Drehzahlen), die Messwerte der RES-Geräte mit jenen der portablen Messtechnik, die im Rahmen der Abgasgenehmigung verwendet wird, zu vergleichen. Dazu wurden repräsentative Fahrzeuge verschiedener Emissionsklassen gewählt, konkret Euro 5/V und Euro 6/VI.

Für die Messungen wurde die Teststrecke in Vauffelin auf einer Höhe von 720 Metern genutzt, die Eigentum des Dynamic Test Center (DTC) ist.

Das Arbeitspaket 3 (AP3) war auf die Messdatenauswertung fokussiert.

Dabei behandelte AP3.1 die Messdaten von der Teststrecke und die Vergleiche der Messungen zwischen den RES und den Messungen der auf den Fahrzeugen mitgeführten SEMS.

Der Vergleich der RES zu den SEMS Messwerten zeigte:

- Sehr sichere Bestimmung der NO_x-Emissionskonzentration und der Trends beim Pw Euro 5, also bei relativ hohen Emissionen.
- Tendenzielle Überschätzung um ca. 0,5-0,75 g NO_x je kg Kraftstoff bei niedrigen Emissionen dabei traten aber auch sehr hohe Überschätzungen auf, manchmal jedoch auch ebensolche Unterschätzungen.
- Die ermittelte Unsicherheit ist ca. ±0.75 g NO_x je kg Kraftstoff. Vermutlich stammt diese Unschärfe aus der ungenauen Messung des NO₂.
- Das etablierte EDAR #1-Gerät, das von oben nach unten misst, zeigt an einem Messtag eine nahezu perfekte Korrelation mit den instantanen SEMS-Messwerten. Diese Übereinstimmung kann kein Zufall sein und zeigt das Potenzial, das bei korrekter Aufstellung und Betrieb in der Messtechnik steckt.

AP3.2 analysierte die durchgeführten Messungen an den verschiedenen Strassenstandorten. Es wurden insgesamt 230'000 Messungen durchgeführt. Ungefähr 40% von diesen Messungen konnten nicht Fahrzeugen zugeordnet und damit ausgewertet werden. Es ist nicht klar, inwieweit dies nur auf Fahrzeuge mit ausländischen Kennzeichen zurückzuführen ist oder ob weitere Faktoren wie z.B. Wechselschilder einen Einfluss haben. Von den Messungen, die eindeutig zugeordnet werden konnten, waren ca. 75% Personenwagen, 15% leichte Nutzfahrzeuge und 10% schwere Nutzfahrzeuge. Von den Pws waren die meisten nach Euro 5, aber auch viele nach Euro 6 zugelassen. Die Nummernschilderkennung war bei beiden Instrumententypen vergleichbar, obwohl sie an verschiedenen und nicht alle an denselben Orten eingesetzt wurden. Eine Analyse der identifizierbaren Fahrzeuge ergab, dass diese repräsentativ für die Schweizer Fahrzeugflotte ist.

Die Analyse der NO_x-Messungen für Personenwagen und leichte Lieferwagen zeigten:

- Beide Instrumente haben vergleichbare NO_x-Werte für die gemessenen Fahrzeuge gezeigt.
- NO_x-Werte der gemessenen Dieselfahrzeuge waren erheblich tiefer als bei anderen Messkampagnen in Zürich (2020, 2021) und Flandern (2019). Die unterschiedliche Motorlast der Fahrzeuge bei diesen Messkampagnen ist ein plausibler Grund dafür.
- NO_x-Werte der gemessenen Benzinfahrzeuge waren in guter Übereinstimmung mit den Werten der Messung in Zürich 2021. Sie waren deutlich niedriger als diejenigen von den Messungen in Zürich 2020 und Flandern 2019, möglicherweise eine Folge der zunehmenden Anzahl Euro 6d Fahrzeuge in der Fahrzeugflotte.
- NO₂-Messungen zeigten hohe Variabilität.
- Die Übereinstimmung der Messwerte mit den HBEFA- (Handbuch Emissionsfaktoren 4.2) Emissionsfaktoren war gut, insbesondere, wenn man mit den HBEFA-Werten ohne Kaltstart vergleicht. Da die RES-Messungen grösstenteils an Fahrzeugen mit betriebswarmen Motoren erfolgten, ist es korrekt, die Kaltstartwerte auszunehmen.
- Es wurden keine signifikanten NO_x-Emissionsunterschiede zwischen schweren Nutzfahrzeugen aus der Schweiz, Deutschland, Italien, Polen und Litauen festgestellt.

Arbeitspaket 4 (AP4) hatte als Schwerpunkt die numerische Simulation der Verteilung der Abgaskomponenten in der Fahrzeugnachlaufströmung. Die Ziele der Aktivitäten waren die Erforschung:

- der grundsätzlichen, physikalischen Vorgänge und den sich daraus ergebenden Anforderungen, aber auch der Grenzen für die Messung,
- der Verteilung der Abgaskomponenten und deren örtliche und zeitliche Konzentration, die einem RES-System zur Messung zur Verfügung stehen,
- des Einflusses von diversen fahrzeugspezifischen und umgebungsrelevanten Parametern auf das Messergebnis.

Die Strömung von Luft um das Fahrzeug ist turbulent, instationär und aufgrund des heissen Abgases durch Stoff- und Wärmetransport gekennzeichnet. Als Fahrzeug wurde das speziell für Computational Fluid Dynamics-Anwendungen (CFD) entwickelte Modell DrivAer gewählt, da es sehr detailliert modelliert wurde und somit ähnlich einem echten Fahrzeug

ist. Ausserdem ist die Form des Fahrzeuges sehr typisch für einen durchschnittlichen Personenwagen auf Schweizer Strassen. Die Strömungsgleichungen wurden gemittelt und nach dem Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS) Ansatz gelöst. Dieser Ansatz wurde als ein guter Kompromiss zwischen Genauigkeit und Rechenaufwand ausgewählt. Dennoch war der Rechenaufwand erheblich: Für die umfassenden Parameterstudie wurden letztlich ca. 150 Simulationen durchgeführt. Die durchschnittliche totale Zeit pro Simulation betrug dabei ca. 240 CPU-Stunden, welche bspw. 20 Stunden auf 12 CPUs entsprechen.

Wichtigste Erkenntnisse aus den Ergebnissen der Simulationen können wie folgt zusammengefasst werden:

- Die Abgaswolke verdünnt sich sehr stark im nahen Fahrzeugnachlauf, was genauer bedeutet, dass 3 m stromab des Fahrzeuges kein signifikanter Anteil an Abgas messbar ist.
- Alle Abgaskomponenten verdünnen sich im Nachlauf gleichmässig, da die turbulente Vermischung (=Diffusion), auch bei tiefsten Fahrzeuggeschwindigkeiten um Grössenordnungen stärker als die molekulare Diffusion ist. Dies ist sehr wichtig für Remote Emission Sensing, denn es bedeutet, dass der Quotient von Schadstoff zu CO₂ im Mittel konstant ist, egal wo und wann er in der Abgaswolke gemessen wird.
- Für alle verschiedenen Fahr- und Umgebungsbedingungen bildet sich eine Konzentrationspitze vom Abgas bzw. Schadstoff weniger als 0,5 m stromabwärts vom Fahrzeug entfernt.
- Die RES-Messungen basieren auf der Messung dieser Kernabgaswolke.

Folglich erfüllt RES die generellen Voraussetzungen zur Ermittlung von korrekten Emissionswerten. Dennoch hat die Parameterstudie aufgezeigt, dass äussere Einflüsse wie Wind oder Fahreigenschaften wie Geschwindigkeit und Beschleunigung, Schwierigkeiten für die RES mit niedrigeren Messfrequenzen erzeugt. Dies kann entweder zu einem falschen oder gar ungültigen Messergebnis führen.

Zur Identifikation von «High-Emitters»

Für die Definition eines Schwellenwertes, der die Einordnung des Emissionsverhaltens erlaubt, ergeben sich aus den Erkenntnissen der vorliegenden Studie zwei Gruppen von Fahrzeugen: Fahrzeuge homologiert mit Realdrivemessung (RDE) und Fahrzeuge homologiert ohne RDE auf einem Prüfstand. Für den europäischen Markt entspricht dies Fahrzeugen vor bzw. nach Euro 6 d-temp / VI.

Für Fahrzeuge ab Euro 6 d-temp /VI ist ein verbindlicher Wert für Real Driving Emissions definiert. Für diese Gruppe ist demnach ein technischer Referenz-/Schwellenwert vorstellbar, der zulässige Grenzwert der entsprechenden Vorschriften bei der Zulassung. Für gewöhnlich handelt es sich um den zulässigen Grenzwert, erweitert um einen in der Richtlinie definierten Korrekturfaktor, dieser sollte dann um die Messunsicherheit der RES-Messgeräte erweitert werden. Um eine hohe Anzahl von «false positives» zu vermeiden, sollte der Korrekturfaktor einiges höher sein als der in der entsprechenden EU-Verordnung. In diesem Projekt wird ein Korrekturfaktor um 3 als sinnvoll erachtet und vorgeschlagen.

Für ältere Fahrzeuge, Euro 5/V und davor, ergibt sich keine direkte Referenz, da die Gesetzmässigkeit des Emissionsverhaltens ausschliesslich auf dem Rollenprüfstand ermittelt wird.

Dabei ist die Möglichkeit von sogenannten «False-positives», also Fahrzeuge die von RES mit hohen Emissionen detektiert wurden, aber doch keine zu hohen Emissionen bei einer Nachprüfung haben, nicht auszuschliessen. Wahrscheinlichste «False-positive» Fälle sind zu erwarten entweder wegen abschaltbaren, unerlaubten Tunings oder wegen ungenügend aufgewärmten SCR-Systemen oder einer zufälligen Messung während einer Dieselpartikelfilter-Regeneration.

Zudem notwendig ist die Definition des Begriffs «High-Emitter». Einzelfahrzeuge mit defektem/ausgebauten Katalysator/defektem SCR-System haben sehr hohe Emissionen,

weit über den Euro 6-Grenzwerten. Der Schwellenwert könnte entsprechend hoch angesetzt werden, um «false positive» Fahrzeuge zu vermeiden. Basierend auf den Erkenntnissen dieses Projektes und weiteren publizierten Ergebnissen, ist unser Vorschlag:

- Ein Schwellenwert für Lkws von 3.5 g NO_x/kWh würde dazu führen, dass etwas weniger als 5% aller Euro VI Fahrzeuge als «High Emitters» bezeichnet würden.
- Für Pws würde ein Schwellenwert von 300 mg NO_x/km dazu führen, dass etwa 5% aller Diesel Euro 6 Fahrzeuge und deutlich weniger als 5% aller Benzin Euro 6 Fahrzeuge als «High Emitters» bezeichnet würden.
- Für Lieferwagen sollte der Schwellenwert eher etwas höher angesetzt werden, einerseits sind die RDE Homologationswerte höher und andererseits sind diese Fahrzeuge mit höheren Lasten unterwegs.

Résumé

La Remote Sensing Detection (RSD), ou Remote Emission Sensing (RES), mesure les émissions de gaz d'échappement par spectroscopie d'absorption dans le sillage des véhicules qui passent, sans impacter la circulation. La spectroscopie d'absorption est une technique basée sur l'absorption différenciée de différents gaz sur une certaine longueur d'onde d'un rayon laser, UV ou IR à travers un échantillon, dans ce cas le nuage de gaz d'échappement. Plus l'absorption est grande, plus la concentration de la substance est élevée le long de la trajectoire lumineuse. La différence par rapport à la précédente mesure du contexte de concentration est considérée comme la concentration de polluant dans le nuage de gaz d'échappement. Cela permet de déterminer la quantité d'un polluant par rapport à la quantité de CO₂ rejeté, et ainsi d'établir directement l'émission de ce polluant par rapport à la consommation de carburant. Ainsi, le résultat direct d'une mesure RES est exprimé en grammes de polluant par kilogramme de CO₂, ou en gramme de polluant par kilogramme de carburant.

Les valeurs limite d'émission de polluants sont exprimées soit en grammes de polluant par kilomètre (VT), soit en grammes de polluant par kilowattheure (PL). Afin de pouvoir comparer le résultat de la mesure RES d'un véhicule avec la valeur limite, il faut procéder par conversion, en multipliant le résultat de la mesure RES par la consommation de carburant instantanée au moment de la mesure – en grammes de carburant par kilomètre (VT) et par kilowattheure (PL). Celle-ci n'est pas connue, mais peut être estimée sur la base des paramètres de conduite (vitesse, chargement, pente). Cette estimation s'accompagne d'une certaine incertitude, liée principalement à l'accélération ou la décélération instantanée pour ce qui est des VT, et au chargement réel pour ce qui est des PL.

Les mesures par RES peuvent actuellement être réalisées avec les appareils de deux prestataires commerciaux, OPUS RSE d'Espagne, et Hager Environmental and Atmospheric Technologies (HEAT) des États-Unis. Un troisième appareil, FEAT, a été développé par l'université de Denver. Toutefois, il ne sert que pour la recherche. Dans le cadre du présent projet, deux appareils de conception similaire OPUS RSD 5500 et deux appareils de l'entreprise HEAT de type EDAR, l'un avec une mesure verticale et l'autre avec une mesure horizontale innovante, ont été utilisés.

Sur le fond, le principe de mesure des deux prestataires se distingue par la détection spatiale : les appareils OPUS détectent les changements d'absorption le long d'un rayon lumineux ; ce rayon doit donc être ajusté de manière à traverser de façon sûre le nuage de gaz d'échappement (dans la plupart des cas). Avec les appareils EDAR, le rayon laser est en plus pivoté de façon à saisir une traînée brumeuse. Ainsi, avec ces appareils, le nuage de gaz d'échappement est enregistré (au sein de la zone brumeuse) indépendamment de la hauteur ou de la position du pot d'échappement. En outre, l'EDAR utilise d'autres longueurs d'onde d'absorption et une fréquence de répétition de 10 000 hertz (l'OPUS mesure en 100 hertz), fournissant en principe une meilleure précision. Les simulations effectuées dans le cadre du lot de travail 4 (LT4) montrent que la raréfaction des gaz d'échappement en raison du courant d'air est déjà très avancée seulement 3 mètres derrière le véhicule. Ainsi, un plus grand nombre de mesures réalisées dans les 3 premiers mètres derrière le véhicule fournit des résultats plus exacts.

Parallèlement aux mesures d'émissions, la vitesse et l'accélération de la voiture qui passe sont enregistrées, fournissant une indication de la charge moteur au moment de la mesure. Enfin, la plaque d'immatriculation est enregistrée afin de recueillir les données techniques du véhicule, et en particulier la classe d'émissions, le type de motorisation, le type et l'âge du véhicule, et éventuellement la marque et le modèle.

Il existe une différence fondamentale entre les deux entreprises en ce qui concerne le modèle commercial : alors qu'OPUS loue les appareils et n'évalue les données mesurées que sur demande du donneur d'ordre, HEAT s'entend comme prestataire de mesure global, c'est-à-dire que l'entreprise s'occupe de l'installation, de l'étalonnage, de la surveillance, de la mesure et de l'exploitation des données brutes. Cela réduit d'une part le travail pour

le donneur d'ordre, mais cela a d'autre part l'inconvénient que celui-ci ne peut pas vérifier les données brutes. Au cours du présent projet, des discordances dans les données fournies par HEAT ont parfois été observées, lesquelles n'ont été détectées que lors de l'analyse des données par le donneur d'ordre. Cette situation a donné lieu à de nombreux ré-examens des données de la part de HEAT. La précision des deux appareils reste également un point ouvert. À la demande des analystes de ce projet, OPUS comme HEAT ont entrepris un posttraitement multiple de leurs données et ont fourni des jeux de données plusieurs fois retravaillés. Ceci pourrait être compréhensible pour les appareils dédiés à la recherche, mais pour une utilisation normale ou l'application de la loi, les fabricants devraient garantir une qualité uniformément fiable, et éventuellement procéder à une standardisation et à une documentation *ad hoc* compréhensible. Les fabricants d'appareils de mesures considèrent les différentes procédures d'évaluation des signaux comme l'une de leurs compétences clés et comme un secret commercial.

Le présent projet poursuit les objectifs suivants, définis par l'OFROU en tant que donneur d'ordre :

- comparer les deux concepts de mesure RES (HEAT et OPUS) et définir des sites de mesures adaptés ;
- vérifier la stabilité des résultats de mesure RES et la corrélation avec le processus de mesure RDE (Real Drive Emissions) au moyen du PEMS (Portable Emission Measurement System) conformément aux règlements (UE) 595/2009 et 715/2007 ;
- examiner les conditions préalables nécessaires pour établir si les niveaux d'émission ne sont pas nettement excédés en ce qui concerne les véhicules suisses et étrangers. La problématique réside dans le fait que pour les véhicules étrangers, les niveaux d'émission ne sont pas lisibles par la machine (il n'y a aucune donnée pour les véhicules à moteur légers, et les données sont disponibles par voie électronique pour les véhicules à moteurs lourds soumis à la redevance sur le trafic des poids lourds) ;
- évaluer si la mesure RES constitue une base solide pour la désignation de « High Emitters » ;
- déterminer la proportion de véhicules (divisés en différents types de véhicules) aux émissions nettement excessives ;
- évaluer si des valeurs seuil solides de NO_x issues du processus RES peuvent être définies comme base pour une éventuelle évolution des prescriptions ;
- évaluer un réseau de sites de mesures ;
- le cas échéant, les résultats précités peuvent constituer la base pour une éventuelle adaptation des dispositions du règlement.

Le présent projet était structuré en quatre lots de travaux (LT) :

- le LT1 avait pour objectif l'évaluation du site et la réalisation des mesures avec les appareils RES ;
- le LT2 se concentrait sur la réalisation de mesures pour comparer les appareils RES et les mesures RDE dans des conditions contrôlées. Pour cela, un petit nombre de véhicules typiques ont été sélectionnés et préparés. Les émissions de ces véhicules ont ensuite été caractérisées sur banc dynamométrique avec des analyseurs stationnaires des émissions, ainsi qu'en circulation réelle avec des analyseurs portables des émissions. Enfin, les émissions de ces véhicules ont été mesurées sur une portion de route fermée avec à la fois les appareils RES et les analyseurs portables ;
- le LT3 était axé sur l'évaluation détaillée des mesures. Le LT3.1 a analysé les mesures sur la portion de route fermée (avec les véhicules du LT2) et comparé les différentes techniques de mesure des émissions. Le LT3.2 avait pour but d'évaluer les mesures sur route par RES et de comparer les différents instruments de mesure RES ;
- le LT4 analysait par simulation numérique le flux entourant le véhicule et la répartition des composants polluants dans le sillage, ainsi que les limitations et dépendances des mesures RES du fait de leur principe.

L'organisation, la logistique et la réalisation des mesures RES accomplies dans le présent projet sur des portions de route ouverte et fermée constituaient la principale tâche du **LT1**.

Pour une classification correcte des mesures d'émissions des véhicules, les appareils OPUS ont été placés sur des chaussées à une voie ; sur l'autoroute, les voies de circulation ont dû être amputées d'une voie. Les appareils EDAR peuvent être exploités par le haut et donc être également utilisés sur les chaussées à plusieurs voies, ou bien servir à couvrir plusieurs voies côte à côte en juxtaposant plusieurs appareils. D'après les données du fabricant, la plage de vitesse optimale des véhicules pour une mesure fiable se situe entre 40 et 70 km/h pour les appareils OPUS, et entre 40 et 130 km/h pour EDAR. Les appareils OPUS sont relativement simples à installer ou désinstaller (temps nécessaire d'environ 30 minutes), tandis que les appareils EDAR demandent plus de temps en raison de leur montage vertical. En revanche, les appareils EDAR sont en mesure de procéder à des mesures de nuit, sans personnel.

En comparaison directe, les expériences pratiques des deux appareils peuvent être résumées comme suit :

- l'appareil de la société OPUS est mieux adapté pour l'application de la loi, car facile à utiliser, le modèle de location soutient les utilisations de courte durée, tout comme la facilité d'installation ;
- l'appareil de la société HEAT est avantageux lorsqu'il s'agit de mettre en place une station de mesure pour une longue durée, car ces dernières peuvent se passer de présence humaine, ou de surveiller le marché. Pour la surveillance des véhicules individuels, l'inconvénient du modèle commercial de HEAT (EDAR) est que les stations dépourvues de personnel ne peuvent réaliser l'objectif du projet de « détection des High Emitters ». Or, si un véhicule engendrant des émissions élevées est détecté, il faut pouvoir réagir immédiatement (par exemple dans le centre de contrôle du trafic lourd ou en cas de contrôles de police mobiles après le site de mesure).

Les meilleures conditions de mesure sont un temps ensoleillé et sec. La pluie, un taux d'humidité élevé dans l'air et les projections d'eau sur les voies mouillées constituent un facteur majeur de perturbation, car de la condensation se forme sur les miroirs des instruments OPUS RSD 5500, altérant fortement ou empêchant tout bonnement les mesures. L'appareil de HEAT dispose d'un réflecteur chauffant, ce qui améliore l'utilisabilité du système en cas de temps pluvieux.

Dans le cadre de ce projet, le LT1 a créé la base de données Swiss RSD. Elle constitue un ensemble d'outils qui permet de réaliser des évaluations automatisées sans limitations, également pour les futures campagnes de mesure. L'ensemble d'outils peut être utilisé indépendamment du système de mesure choisi et met en lien des données de mesure avec les spécifications du véhicule de façon automatisée et anonymisée.

Le LT2 était responsable de la réalisation de mesures pour comparer les appareils RES et les mesures RDE dans des conditions contrôlées. Il a pour cela fallu sélectionner et équiper un petit nombre de véhicules. L'enregistrement des émissions, et en particulier des émissions de NO_x, a été réalisé aussi bien avec une technique de mesure conventionnelle que portable. Ensuite, les émissions de ces véhicules ont été mesurées sur route fermée par RES ainsi que par technique de mesure portable. L'objectif était de comparer, dans des conditions de conduite si possible variées, mais reproductibles (vitesse, charge et régime moteur), les valeurs de mesure des appareils RES avec celles de la technique de mesure portable utilisées dans le cadre de l'autorisation relative aux gaz d'échappement. Pour cela, des véhicules représentatifs de différentes classes d'émissions ont été choisis, à savoir Euro 5/V et Euro 6/VI.

Pour les mesures, c'est la piste de test de Vauffelin à une altitude de 720 mètres, propriété du Dynamic Test Center (DTC), qui a été utilisée.

Le LT3 était axé sur l'évaluation des données de mesure.

Le LT3.1 traitait des données de mesure de la piste de test et des comparaisons des mesures entre le RES et les mesures des appareils SEMS installés sur les véhicules.

La comparaison entre les mesures RES et SEMS a montré:

- détermination très fiable de la concentration de NO_x ainsi que des tendances des VT Euro 5, c'est-à-dire pour des émissions relativement élevées ;
- tendance à la surestimation d'environ 0,5-0,75 gramme de NO_x par kilogramme de carburant pour les émissions faibles, et parfois même une sous-estimation du même ordre.
- l'incertitude identifiée est d'environ ±0,75 gramme de NO_x par kilogramme de carburant. Cette imprécision provient probablement de la mesure inexacte du NO₂ ;
- l'appareil traditionnel EDAR #1, qui prend des mesures de haut en bas, montre lors d'une journée de mesure une corrélation quasi parfaite avec les valeurs de mesure SEMS instantanées. Cette concordance ne peut être le fruit du hasard et montre le potentiel existant en cas de mise en place et d'exploitation correctes de la technique de mesure ;

Le LT3.2 a analysé les mesures aux différents sites routiers. Au total, 230 000 mesures ont été réalisées. Environ 40 % de ces mesures n'ont pas pu être attribuées à des véhicules et n'ont donc pas été évaluées. On ne sait pas avec précision si cela est dû uniquement à l'immatriculation à l'étranger ou si d'autres facteurs comme les plaques interchangeables ont une influence. En ce qui concerne les mesures qui ont pu être attribuées clairement, il s'agissait à environ 75 % de voitures de tourisme, à 15 % de véhicules utilitaires légers, et à 10 % de véhicules utilitaires lourds. Pour ce qui est des VT, la plupart relevaient de la norme Euro 5, mais aussi beaucoup de la norme Euro 6. La détection de la plaque d'immatriculation était comparable pour les deux types d'instruments, bien qu'ils n'aient pas tous été utilisés aux mêmes endroits. Une analyse des véhicules identifiables a révélé que ceux-ci étaient représentatifs du parc automobile suisse.

L'analyse des mesures de NO_x pour les véhicules de tourisme et les utilitaires légers a révélé que :

- les deux instruments ont présenté des valeurs de NO_x comparables pour les véhicules mesurés ;
- les valeurs de NO_x des véhicules diesel mesurés étaient considérablement plus faibles que lors des autres campagnes de mesure à Zurich (2020, 2021) et en Flandre (2019). Les différences de charge moteur des véhicules lors de ces campagnes de mesure sont une explication plausible ;
- les valeurs de NO_x des véhicules essence mesurés concordaient bien avec les valeurs de la mesure réalisée à Zurich en 2021. Elles étaient nettement inférieures à celles des mesures réalisées à Zurich en 2020 et en Flandre en 2019, potentiellement en conséquence du nombre croissant de véhicules de la norme Euro 6d dans le parc automobile ;
- les mesures de NO₂ révélaient une forte variabilité ;
- la correspondance des valeurs mesurées avec les facteurs d'émissions HBEFA (Handbook Emission Factors for Road Transport 4.2) était bonne, en particulier en comparaison avec les valeurs HBEFA sans démarrage à froid. Étant donné que les mesures RES ont pour la majorité été réalisées sur des véhicules avec des moteurs chauds, il est correct d'exclure les valeurs de démarrage à froid.
- Aucune différence significative d'émission de NO_x n'a été constatée entre les véhicules utilitaires lourds de Suisse, d'Allemagne, d'Italie, de Pologne et de Lituanie.

Le LT4 était axé sur la simulation numérique de la répartition des composants des gaz d'échappement dans le sillage du véhicule. L'objectif des activités était la recherche des points suivants :

- les processus physiques fondamentaux et les exigences qui en découlent, mais aussi les limites de la mesure ;
- la répartition des composants des gaz d'échappement mesurés par un système RES et leur concentration spatiotemporelle ;
- l'influence de différents paramètres spécifiques au véhicule et à l'environnement sur le résultat de mesure.

Le courant de l'air autour du véhicule est turbulent, non stationnaire, et caractérisé par le transport de matière et de chaleur en raison des gaz d'échappement très chauds. Le véhicule sélectionné était le modèle DrivAer, spécialement développé pour les applications de Computational Fluid Dynamics (CFD), car il a été modélisé de façon très détaillée et il est donc semblable à un vrai véhicule. En outre, la forme du véhicule est très typique d'une voiture de tourisme ordinaire sur les routes suisses. Les équations du courant ont été moyennées puis résolues selon l'approche Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS). Cette approche a été considérée comme un bon compromis entre la précision et les calculs nécessaires. Une attention particulière a été accordée à la formulation des conditions marginales ainsi qu'à l'élaboration de la grille de calcul. Mais le travail de calcul était colossal : pour l'ensemble de l'étude des paramètres, environ 150 simulations ont en fin de compte été réalisées. La durée totale moyenne par simulation était d'environ 240 heures CPU, ce qui correspond par exemple à 20 heures sur douze CPU.

Les principales leçons tirées des résultats des simulations peuvent se résumer comme suit :

- le nuage de gaz d'échappement se raréfie très fortement dans le sillage proche de la voiture, ce qui signifie plus concrètement qu'aucune proportion significative de gaz d'échappement n'est mesurable à 3 mètres derrière le véhicule ;
- tous les composants des gaz d'échappement se raréfient uniformément dans le sillage, car le mélange de turbulences (= diffusion) est considérablement plus fort que la diffusion moléculaire, même pour les véhicules à faible vitesse. Ceci est essentiel pour la technique RES, car cela signifie que le quotient polluant/CO₂ est en moyenne constant, indépendamment de l'endroit et du moment auxquels il est mesuré dans le nuage de gaz d'échappement ;
- pour toutes les différentes conditions de circulation et d'environnement, il se produit un pic de concentration de gaz d'échappement et donc de polluants à moins de 0,5 mètre derrière le véhicule ;
- les mesures RES se basent sur la mesure du noyau de ces nuages de gaz d'échappement ;

En conséquence, le RES répond aux conditions générales pour la détection des valeurs correctes d'émissions. Cependant, l'étude des paramètres a montré que des facteurs extérieurs comme le vent ou les caractéristiques de conduite comme la vitesse et l'accélération posent problème au RES avec des fréquences de mesure plus basses. Cela peut donner lieu à un résultat de mesure erroné ou même non valide.

Pour l'identification de « High Emitter »

Pour définir une valeur seuil permettant le classement du comportement en matière d'émissions, deux groupes de véhicules ressortent des conclusions de la présente étude : les véhicules homologués avec mesure en conditions réelles (RDE), et les véhicules homologués sans RDE sur un banc dynamométrique. Sur le marché européen, cela correspond aux véhicules avant ou après Euro 6d-TEMP/VI.

Pour les véhicules postérieurs à la norme Euro 6d-TEMP/VI, une valeur contraignante de RDE est définie. Pour ce groupe, on peut donc imaginer une référence technique ou valeur seuil, la valeur limite admissible des prescriptions correspondantes lors de l'immatriculation. Généralement, il s'agit de la valeur limite admise enrichie avec un facteur de correction défini dans les lignes directrices ; celui-ci doit alors être enrichi avec l'incertitude de mesure des appareils RES. Afin d'éviter d'avoir un grand nombre de « faux positifs », le facteur de correction doit être sensiblement plus élevé que celui des règlements UE correspondants. Dans ce projet, un facteur de correction de 3 est considéré comme pertinent.

Pour les véhicules plus anciens, de la norme Euro 5/V et antérieurs, il n'y a pas de référence directe, car la légalité du comportement en matière d'émissions n'est déterminée que sur banc dynamométrique.

Ce faisant, la possibilité de « faux positifs », c'est-à-dire des véhicules détectés avec des émissions élevées par le RES, mais ne présentant pas d'émission excessive lors de la vérification, n'est pas à exclure. Les « faux positifs » les plus probables sont à attendre soit en raison de modifications illicites désactivables, soit du fait de systèmes SCR insuffisamment chauds ou d'une mesure aléatoire au cours d'une régénération de filtre à particules diesel.

Il est par ailleurs nécessaire d'apporter une définition du terme « High Emitter ». Les véhicules individuels présentant un problème voire une absence de catalyseur ou SCR génèrent des émissions très élevées, bien supérieures aux valeurs limite Euro 6. La valeur seuil pourrait en conséquence être fixée assez haut afin d'éviter d'avoir des véhicules « faux positifs ». Sur la base des conclusions de ce projet et d'autres résultats publiés, voici notre proposition :

- Sur la base des mesures effectuées dans le cadre de ce projet, un seuil de 3,5 g de NO_x/kWh pour les camions conduirait à ce qu'un peu moins de 5% de tous les véhicules Euro VI soient considérés comme "high emitters".
- Pour les voitures, un seuil de 300 mg de NO_x/km aurait pour conséquence qu'environ 5% de tous les véhicules diesel Euro 6 et nettement moins de 5% de tous les véhicules à essence Euro 6 seraient considérés comme "high emitters".
- Pour les camionnettes, le seuil devrait plutôt être fixé un peu plus haut, d'une part parce que les valeurs d'homologation RDE sont plus élevées et d'autre part parce que ces véhicules circulent avec des charges plus importantes.

Summary

Remote sensing detection or remote emission sensing (RES) measures exhaust emissions by absorption spectroscopy in the wake flow of passing vehicles without affecting traffic. Absorption spectroscopy is a technology based on the differential absorption of different gases by a sample at a given wavelength of a laser, UV or IR beam, in this case the exhaust gas cloud. The greater the absorption, the greater the concentration of the substance along the light path. The difference from a measurement of the concentration background is considered the pollutant concentration in the exhaust cloud. From this, the amount of a pollutant in relation to the amount of CO₂ emitted is obtained and one can directly convert the pollutant emission in relation to the fuel consumption. Thus, the direct result of an RES measurement is available in g pollutant per kg CO₂ or in g pollutant per kg fuel.

The emission limits for pollutants by the legislation are given either in g pollutant per km (light duty vehicle, LDV) or in g pollutant per kWh (heavy duty vehicle, HDV). In order to compare the result of the RES measurement of a vehicle with the limit value, this must be converted accordingly. To do this, the result of the RES measurement must be multiplied by the current fuel consumption during the measurement (in g fuel per km for LDVs and in g fuel per kWh for HDVs). This is not known, but can be estimated using the driving parameters (vehicle speed, vehicle load, road gradient). This estimation is subject to some uncertainty, mainly due to the current acceleration or deceleration for LDVs and the current load for HDVs.

Remote sensing emission measurements can currently be made with equipment from two commercial vendors, OPUS RSE of Spain and Hager Environmental and Atmospheric Technologies (HEAT) of the United States. A third instrument, FEAT, was developed by the University of Denver, but this is for research purposes only. The existing project used two identical OPUS RSD 5500 instruments and two HEAT instruments, type EDAR, one with a vertical measurement orientation and one with a novel horizontal measurement orientation.

Basically, the measuring principle of the two suppliers differs in the spatial detection: OPUS devices detect changes in absorption along a light beam; this beam must therefore be adjusted in such a way that the exhaust cloud is (in most cases) reliably illuminated. With the EDAR devices, the laser beam is additionally swivelled, so that a swath area can thus be detected. These devices use the aforementioned process to detect the exhaust cloud (within the swath width) regardless of the height or position of the exhaust pipe. Furthermore, EDAR uses different absorption wavelengths and a repetition frequency of 10,000 Hz (OPUS measures at 100 Hz), so in principle there should be higher accuracy. The simulations in WP4 show that exhaust gas dilution due to the airstream is very advanced at a distance of about 3 m behind the vehicle, so that a larger number of measurements in the first 3 m behind the vehicle leads to more accurate results.

The speed and acceleration of the passing vehicle are recorded simultaneously with the emission measurements. This gives an indication of the engine load at the time of the measurement. Finally, the licence plate number is recorded in order to query the technical data of the vehicle, in particular emission class, drive type, vehicle type and age, and if necessary, also make and model.

The two companies differ fundamentally in their business models: Whereas OPUS rents out the devices and only evaluates the measurement data upon request of the client, HEAT sees itself as a total metrology service provider, i.e. they take care of the installation, calibration, monitoring, measurement execution and the evaluation of the raw measurement data. On the one hand, this reduces the client's effort. On the other hand, however, it has the disadvantage that the client cannot check the raw data. In the present project, there were some inconsistencies in the data supplied by HEAT, which only became apparent when the clients analysed the data. This led to multiple revisions of the data by HEAT. The accuracy of both instruments is also a contentious issue. For example, both OPUS and HEAT – when asked by the analysts of this project – undertook multiple post processing of

their data, and provided multiple revised data sets. This is perhaps still understandable for devices used for research purposes, but when used in regular operation/enforcement, the manufacturers should guarantee a uniformly reliable quality – and ideally standardise it and also document it in a traceable manner. The measuring instrument manufacturers consider the different signal evaluation procedures to be among their core competences and trade secrets.

The present project has the following objectives as defined by the client, FEDRO:

- Comparing the two RES measurement concepts (HEAT and OPUS) including definition of suitable measurement locations.
- Verifying the stability of RES measurement results and correlation to the RDE (Real Drive Emissions) measurement procedure using PEMS (Portable Emission Measurement System) according to Regulations (EU) 595/2009 and 715/2007.
- Checking the necessary conditions to ensure that emission levels are not conspicuously exceeded for domestic and foreign vehicles. The problem is that the emission levels of foreign vehicles are not available in machine-readable form (no data is available for light motor vehicles, while the data is available electronically for heavy motor vehicles subject to the HGV fee).
- Evaluating whether the RES measurement provides a sound basis for determining high emitters.
- Determining the percentage of vehicles (subdivided into the individual vehicle types) with significantly excessive emissions.
- Evaluating whether robust NO_x threshold values from the RES process can be defined as a basis for any further regulatory development.
- Evaluating a network of measurement locations.
- In the positive case, the aforementioned results can be the basis for any adjustments to the regulatory provisions.

The present project was divided into 4 work packages (WPs):

- WP1 had as its objective the site evaluation and implementation of the measurements with the RES devices.
- WP2 focused on taking measurements to compare the RES devices with RDE measurements under controlled conditions. For this purpose, a small number of typical vehicles were selected and prepared. The emissions of these vehicles were then characterised on the chassis dynamometer with stationary emission analysers as well as with portable emission analysers during real road driving. Finally, the emissions of these vehicles were simultaneously measured in a closed-off track with the RES instruments and the portable analysers.
- WP3 dealt with the detailed analysis of the measurements. In WP3.1, the measurements on the closed off test track (with the vehicles of WP2) were examined, including a comparison of the different emission measurement technologies. WP3.2 had the task of evaluating the road measurements with RES and comparing the different RES measuring instruments.
- WP4 investigated the flow around a vehicle and the distribution of pollutant components in the wake flow by means of numerical simulation, as well as principle-related limitations and dependencies of the RES measurements.

The organisation, logistics and implementation of the RES measurements in public and closed-off road sections carried out in the present project was the main component of **Work Package 1, WP1**.

For a correct assignment of the emission measurement to vehicles, the OPUS devices were set up along single-lane roadways; at motorway locations, the road had to be narrowed to one lane for this purpose. The EDAR devices can be operated from above and can therefore also be used on multi-lane roads, or several devices can cover several lanes next to each other. According to the manufacturer, the optimum vehicle speed range for

reliable measurement is 40-70 km/h for OPUS and 40-130 km/h for EDAR. OPUS devices are relatively easy to set up and remove (time required is about 30 minutes), EDAR devices are more complex due to the vertical mounting. However, EDAR devices can also measure during the night, without measuring personnel required on site.

In a direct comparison, the practical experience gained with the two devices can be summarised as follows:

- OPUS is better suited for enforcement, since it is easy to use and the leasing model and ease of installation support short-term use.
- HEAT is advantageous for long-term stationing, since unmanned measuring stations are possible, or for use in the context of market surveillance. The disadvantage of the HEAT/EDAR business model for single-vehicle monitoring is that the project objective "detection of high emitters" cannot be implemented with unmanned stations. If a high emitter is detected, it must be possible to immediately react to the case (e. g. in an HGV inspection centre or during mobile police checks behind the measuring point).

Sunny and dry weather provide the best measuring conditions. Rain, high humidity and the water spray from wet roadways are a significant interference factor, as condensation forms on the mirrors of the OPUS RSD 5500 instruments and significantly distorts measurements or even makes them impossible. HEAT has a heated reflector, which improves the usability of the system in rainy conditions.

Within the scope of this project, WP1 created the Swiss RSD database. This provides a toolset that allows automated evaluations to be carried out without restrictions, even for further measurement campaigns. The toolset can be used independently of the selected measurement system and links measurement data with vehicle specifications automatically and anonymously.

Work package 2, WP2, focussed in performing measurements to compare the RES devices with RDE measurements under controlled conditions. For this purpose, a small number of vehicles had to be selected and equipped. The recording of emissions, and in particular NO_x emissions, was undertaken using both conventional emission measurement technology and portable emission measurement technology. Subsequently, the emissions of these vehicles were measured on a closed-off stretch of road using remote emission sensing as well as portable emission measurement technology. The aim was to compare the measured values of the RES devices with those of the portable measurement technology used in the context of exhaust gas approval under driving conditions that were as different as possible but reproducible (speeds, engine loads and revolutions per minute). Representative vehicles of different emission classes were chosen for this purpose, specifically Euro 5/V and Euro 6/VI.

For the measurements, the test track in Vauffelin at an altitude of 720 metres was used, which is the property of the Dynamic Test Centre (DTC).

Work package 3 (WP3) focused on the evaluation of measurement data.

In this context, WP3.1 dealt with the measurement data from the test track and the comparisons of the measurements between the RES and the measurements of the SEMS carried on the vehicles. During the measurements performed, the RES and the SEMS devices were not synchronised. This resulted in some difficulties regarding the evaluation of the results. The use of a common time base proved to be very important for future comparisons between different instruments.

The comparison of the data measured by RES to those by SEMS showed:

- Very reliable determination of NO_x emission concentration and trends for the Euro 5 light duty vehicle, i.e. at relatively high emissions.
- Tendency to overestimate by approx. 0.5-0.75 g NO_x per kg of fuel at low emissions, but sometimes an equally large underestimate. Presumably, this depends on the exact calibration on the respective measurement day.
- The determined uncertainty is about ±0.75 g NO_x per kg fuel. Presumably, this uncertainty originates from the inaccurate measurement of NO₂.

- The established EDAR #1 instrument, which measures from top to bottom, shows an almost perfect correlation with the instantaneous SEMS readings on one measurement day. This correlation cannot be a coincidence and shows the potential of the measurement technology with correct set up and operation.

WP3.2 analysed the measurements in the different road locations. A total of 230,000 measurements were performed. Approximately 40% of these measurements could not be assigned to vehicles and evaluated. It is not clear to what extent this is only due to vehicles with foreign licence plates or whether other factors such as transferable plates have an influence. Of the measurements that could be clearly assigned, approximately 75% related to passenger cars, 15% to light commercial vehicles and 10% to heavy commercial vehicles. Of the passenger cars, most were registered according to Euro 5, but many according to Euro 6 as well. Licence plate identification was comparable for both types of instruments, although they were used in different locations and not all in the same locations. An analysis of the identifiable vehicles showed that this was representative of the Swiss vehicle fleet.

Analysis of NO_x measurements for light duty vehicles (passenger cars and light delivery vans) showed the following:

- Both instruments showed comparable NO_x values for the measured vehicles.
- NO_x values of the measured diesel-powered vehicles were significantly lower than in other measurement campaigns in Zurich (2020, 2021) and Flanders (2019). The different engine loads of the vehicles during these measurement campaigns is a plausible reason for this.
- NO_x values of the measured gasoline-powered vehicles were in good agreement with the values of the measurement in Zurich 2021. They were significantly lower than those from the measurements in Zurich 2020 and Flanders 2019, possibly a consequence of the increasing number of Euro 6d vehicles in the vehicle fleet.
- NO₂ measurements showed high variability.
- The concordance of the measured values with the HBEFA (Handbook Emission Factors for Road Transport 4.2) emission factors was good, especially when compared with the HBEFA values without a cold start. Since the RES measurements were mostly performed on vehicles with engines at normal running temperature, excluding the cold start values is correct.
- No significant NO_x emission differences were found between heavy duty vehicles from Switzerland, Germany, Italy, Poland and Lithuania.

Work package 4 (WP4) mainly focused on the numerical simulation of the distribution of exhaust components in the vehicle wake flow. The objective of the activities was to re-search the following subjects:

- the fundamental, physical processes and the resulting requirements, but also the limits for the measurement,
- the distribution of exhaust gas components and their local and temporal concentration available to an RES system for measurement,
- the influence of various vehicle-specific and environment-relevant parameters on the measurement result.

The flow of air around a vehicle is turbulent, unsteady and characterised by mass and heat transport due to the hot exhaust gas. The DrivAer model, which was specifically developed for computational fluid dynamics (CFD) applications, was chosen as the vehicle because it was modelled in great detail and is thus similar to a real vehicle. In addition, the shape of the vehicle is very typical of an average passenger car on Swiss roads. The flow equations were averaged and solved using the Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS) approach. This approach was chosen as a good compromise between accuracy and computational effort. Special care was taken in the formulation of the boundary conditions and the design of the computational grid. Nevertheless, the computational effort was considerable: About 150 simulations were ultimately performed for the comprehensive parameter study. The average total time per simulation was about 240 CPU hours, which corresponds to, for example, 20 hours on 12 CPUs.

Key findings from the results of the simulations can be summarised as follows:

- The exhaust gas cloud dilutes fast in the near wake flow of the vehicle, which means that no significant amount of exhaust gas is measurable 3 m downstream of the vehicle.
- All exhaust components dilute uniformly in the wake, since turbulent mixing (=diffusion) is several orders of magnitude stronger than molecular diffusion, even at the lowest vehicle speeds. This is very important for remote emission sensing, because it means that the quotient of pollutant to CO₂ is constant on average, no matter where and when it is measured in the exhaust plume.
- For all the various driving and ambient conditions, a concentration peak of the exhaust gas, or pollutant, forms less than 0.5 m downstream from the vehicle.
- The RES measurements are based on the measurement of this core exhaust cloud.

Consequently, RES fulfils the general requirements for determining correct emission values. Nevertheless, the parameter study has shown that external influences such as wind or driving characteristics such as speed and acceleration create difficulties for the RES with lower measurement frequencies. This can lead to either an incorrect or even invalid measurement result.

Concerning **the identification of «high emitters»** the results of the entire project can be summarized as follows:

For the definition of a threshold value that allows the classification of the emission behaviour, two groups of vehicles result from the findings of the present study: vehicles homologated with real driving emissions (RDE) and vehicles homologated without RDE on a test bench. For the European market, this corresponds to vehicles before and according to Euro 6 d-temp/VI, respectively.

For vehicles according to Euro 6 d-temp/VI or newer, a mandatory value for real driving emissions is defined. For this group, a technical reference/threshold value is therefore conceivable: the permissible limit value of the corresponding regulations at the time of registration. Usually this is the permissible limit value extended by a correction factor defined in the directive which should then be extended by the measurement uncertainty of the RES measuring instruments. In order to avoid a high number of false positives, the correction factor should be significantly higher than the one defined in the corresponding EU regulations. In this project, a correction factor of around 3 is considered reasonable.

For older vehicles, Euro 5/V and before, there is no direct reference, since the legality of the emission behaviour is determined exclusively on the chassis dynamometer.

The possibility of false positives, i. e. vehicles detected by RES as high emitters which turn out not to have excessively high emissions in a follow-up test, cannot be ruled out. The most likely false positives are either due to unauthorised tuning that can be switched off or due to insufficiently warmed-up SCR systems or a random measurement during a diesel particulate filter regeneration.

In addition, it is necessary to define the term «high emitter». Individual vehicles with a defective/removed catalytic converter/SCR have very high emissions, far above the Euro 6 limits. The threshold could be set accordingly high to avoid false positive vehicles. Based on the findings of this project and other published results, our proposal is:

- Based on the results of this project a threshold for Heavy duty vehicles of 3.5g NO_x/kWh would result that almost 5% of the measured Euro VI vehicles would be identified as «high emitters»
- For light duty vehicles a threshold value of 300mg NO_x/km would result in identifying 5% of Euro 6 Diesels and less than 5% of Euro 6 gasoline vehicles as «high emitters»

- For vans and delivery vehicles the threshold should be somehow higher, given the fact that the RDE homologation emission limits are higher than for light duty vehicles and that they are usually operated at higher loads

1 Durchführung von Remote Emission Sensing Messungen (AP1)

1.1 Organisation und Messprogramm

Zur erfolgreichen Durchführung der RES-Messungen galt es zu Beginn des Projekts eine Vielzahl organisatorischer Fragestellungen zu klären. Die Aufwände hierfür erwiesen sich deutlich grösser als ursprünglich gedacht und sollten demnach auch für Folgeprojekte von gleicher Komplexität nicht unterschätzt werden. Herausfordernd war insbesondere die Gerätschaften im Rahmen des verfügbaren Budgets für einen möglichst langen Zeitraum anzumieten, respektive die spezifische Messdienstleistung in Anspruch zu nehmen und dabei ein Maximum an gemessenen Fahrzeugen zu erreichen. Auf der anderen Seite sollte im Rahmen dieses Forschungsprojekts auch genügend Freiraum vorhanden sein, um beispielsweise verschiedene Messszenarien - auch unter kontrollierten Bedingungen - durchzuführen, die es wiederum erlauben, auf die Güte und Verlässlichkeit der verschiedenen RES-Messsysteme zu schliessen. Dies bedeutete, dass die verschiedenen Gerätschaften zumindest für einen begrenzten Zeitraum gleichzeitig in der Schweiz im Einsatz stehen mussten, damit echte Parallelmessungen durchgeführt werden konnten.

Für das vorliegende Projekt wurden Gerätschaften der zwei Anbieter OPUS RSE aus Spanien (nachfolgend als OPUS bezeichnet) und Hager Environmental and Atmospheric Technologies (nachfolgend als HEAT bezeichnet) aus den USA eingesetzt. Die Messgeräte von OPUS wurden gemietet und durch die Firma inNET Monitoring AG (nachfolgend als inNET bezeichnet) in der Schweiz betrieben. Im Rahmen des vorhandenen Budgets wurden die Gerätschaften von OPUS hierfür für den Zeitraum von neun Wochen angemietet. Während fünf Wochen standen zwei baugleiche Geräte des Typs 5500 für die Messungen dem Projekt zur Verfügung. Beide Messgeräte messen die Abgaskonzentration seitlich. Die Geräte werden im Weiteren als OPUS RSD 5500 #1 und OPUS RSD 5500 #2 bezeichnet.

Die Firma HEAT führte die Messungen im Auftrag des Projekts selbst durch. Die Geräte konnten nicht gemietet werden. Der Transport, der Aufbau der Messgeräte, die Durchführung der Messungen sowie das Datenhandling wurden als Dienstleistung durch die Firma HEAT erbracht und durch inNET koordiniert und begleitet. Die Gerätschaften standen im Rahmen des verfügbaren Budgets über einen Zeitraum von zwei Wochen in der Schweiz im Einsatz, wobei während den zwei Wochen durchgehend zwei Messsysteme im Einsatz standen. Die beiden Messsysteme vom Typ EDAR unterschieden sich insbesondere von der Ausrichtung und Lage der Sensorik. Während EDAR 1 von oben nach unten mass (Standardsetup), wurde für EDAR 2 eine Sonderanfertigung betrieben, welche es erlaubte, seitlich in die Abgaswolke hineinzumessen, analog dem Prinzip der Messgeräte von OPUS.

Wie eingangs erwähnt, erwies sich der Koordinationsaufwand für die Organisation der Messgeräte als viel umfangreicher als ursprünglich angenommen. Damit letzten Endes überhaupt Messungen durchgeführt werden konnten, bedurfte es eine Vielzahl von Detailfragen zu klären, welche wiederum voneinander abhängig waren. So mussten mit den Gerätelieferanten Miet- und Dienstleistungsverträge vereinbart und unterzeichnet werden, in welchen Dauer und Zeitraum der Messungen fixiert wurden. Diese Angaben waren aber wiederum davon abhängig, wie das gesamte Messprogramm ausgestaltet wurde und wie die Gerätschaften verfügbar waren. Das Messprogramm richtete sich zum einen nach dem Bedürfnis, verschiedene Strassen- und Fahrszenarien abzubilden (Hauptstrasse, Autobahn, urban und rural Bedingungen) und zum anderen nach den zu beantwortenden wissenschaftlichen Fragestellungen. Letzteres war wiederum von den Rahmenbedingungen, Möglichkeiten und Ideen aus AP2 und AP3 abhängig. Die Selektion geeigneter Standorte erwies sich denn auch als grösste Herausforderung, mussten neben physischen Eigenschaften der Standorte insbesondere auch Sicherheitsaspekte berücksichtigt werden und jeweils eine externe Stromversorgung garantiert werden können. Die Standortevaluation wird detaillierter im Kapitel 1.2 erläutert. Zuletzt mussten auch rechtliche Fragen rund um die Themen Haftung, Versicherungen und Mehrwertsteuer geklärt werden. Erschwerend

kamen die Umstände der Corona-Pandemie hinzu. Die Messungen mussten aufgrund der Pandemie um ein Jahr nach hinten auf 2021 verschoben werden. Dies führte zu beträchtlichen Mehraufwänden in der gesamten Organisation, die in der ursprünglichen Projekteingabe nie vorgesehen waren, geschweige denn reflektiert werden konnten. Ungeachtet davon blieb die Erreichung der wissenschaftlichen Ziele prioritär.

1.1.1 ReMOVES Messprogramm

Das definitive Messprogramm des Projekts ReMOVES war das Resultat einer Vielzahl detaillierter Abklärungen und Abstimmungen sowohl projektintern als auch mit zahlreichen externen behördlichen Vertretern. Eingängig sowie nachfolgend werden die einzelnen organisatorischen Punkte, die abgeklärt wurden, und die es auch in Zukunft wohl abzuklären gelte, sollte ein vergleichbares Projekt durchgeführt werden, erläutert. Um Klarheit über das durchgeführte Messprogramm zu schaffen, soll dieses an der Stelle explizit vorgestellt werden. Die Begründungen und Herausforderungen, wie in der Summe das durchgeführte Messprogramm zu Stande kam, finden sich in den nachfolgenden Kapiteln. Die beiden Abbildungen 1 und 2 illustrieren die geographische Lage der RES-Messstandorte in der Schweiz. Diese lassen sich unterteilen in Standorte auf Autobahnen, Hauptstrassen und Standorte mit experimentellem Charakter.

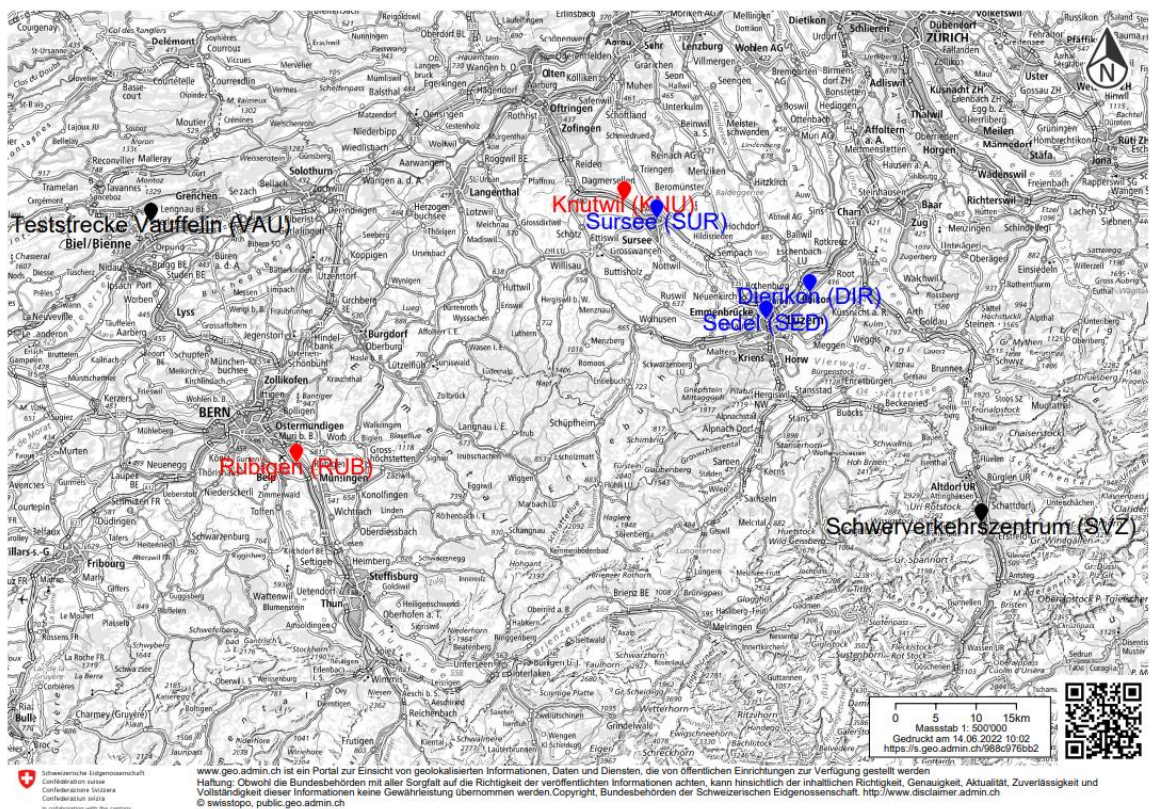


Abb. 1 Kartenausschnitt der Standorte in der Nordschweiz. Blaue Markierungen sind RES-Messstandorte auf dem Hauptstrassennetz. Rote Markierungen sind Standorte auf dem Autobahnnetz. Schwarze Markierungen repräsentieren die Standorte abseits des ordentlichen Strassennetzes mit unter anderem experimentellem Charakter.

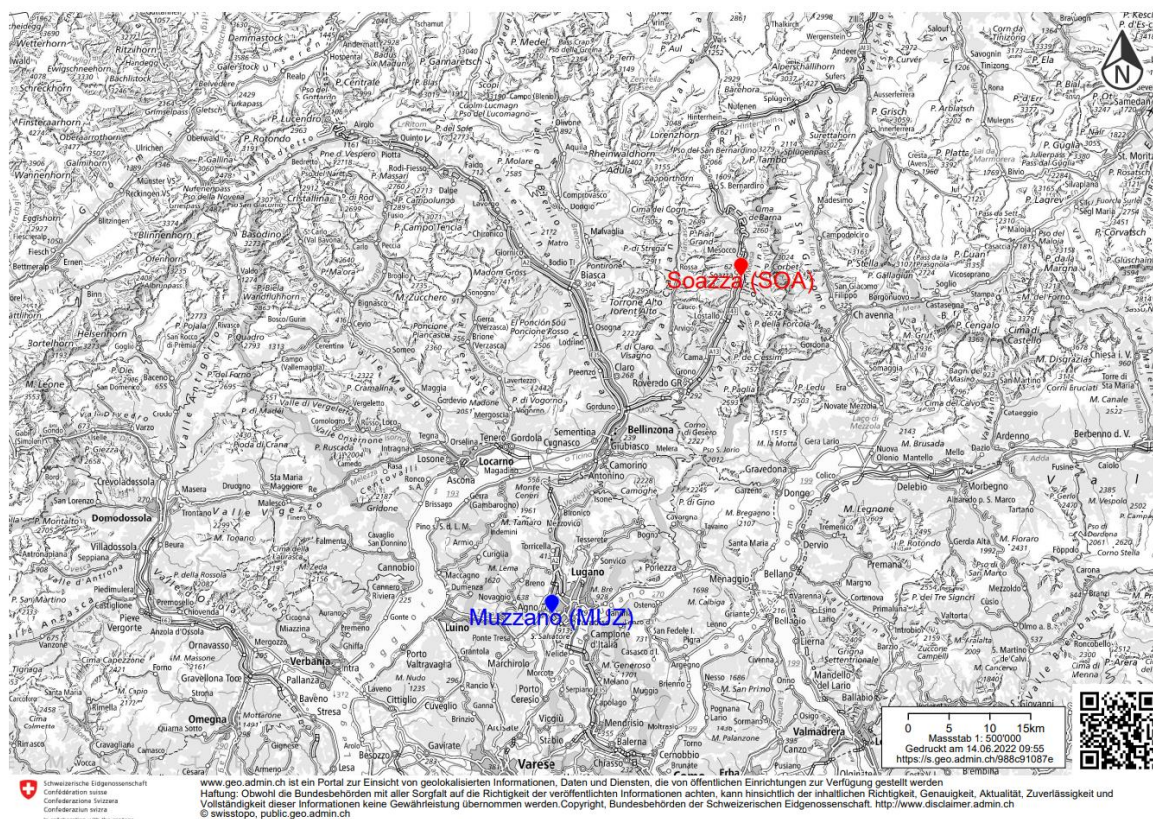


Abb. 2 Kartenausschnitt der Standorte im südlichen Teil der Schweiz. Blaue Markierungen sind RES-Messstandorte auf dem Hauptstrassennetz. Rote Markierungen sind Standorte auf dem Autobahnnetz

Aufgrund der zu beantwortenden Fragestellungen wurde durch das Projektteam beschlossen, teilweise zwei OPUS RSD 5500-Messgeräte am selben Messstandort einzusetzen (hintereinander aufgebaut im Abstand von rund 2 Metern). Dies, um die Güte der erhobenen Messungen infolge einer doppelten Messung je Fahrzeug zu steigern und um die Geräte untereinander zu vergleichen. Im Verlaufe der Messkampagne sollte sich zudem herausstellen, wie wichtig es ist, im Falle eines Defekts oder technischen Problems auf ein redundantes Gerät zurückgreifen zu können. Hinsichtlich des engen Zeitplans für die Erbringung der Messdienstleistung durch die Firma HEAT wurden gleichermassen zwei Geräte gleichzeitig sowohl am selben Standort (Setup-Teststrecke) als auch an unterschiedlichen Standorten eingesetzt.

Die Messungen starteten mit der Lieferung der ersten OPUS RSD 5500-Einheit in der Woche vom 26.04.2021. Der letzte Messtag wurde am 16.06.2021 durchgeführt. In den Wochen dazwischen wurde ein zweites OPUS RSD 5500-Messgerät geliefert und für die Messungen verwendet sowie die beiden EDAR-Messsysteme von HEAT eingesetzt. Tab. 1 illustriert den Einsatz der einzelnen RES-Messsysteme je Kalenderwoche und Standorte.

Tab. 1 Übersicht der Einsätze je Messgerät und Standort in der Messperiode von KW17 bis KW 24 im Jahr 2021

Kalenderwoche	KW 17 2021	KW 18 2021	KW 19 2021	KW 20 2021	KW 21 2021	KW 22 2021	KW 23 2021	KW 24 2021
Messwoche	1	2	3	4	5	6	7	2
Messgerät								
OPUS RSD 5500 #1	SED, DIR, SUR	SUR, SED, MUZ	SED, MUZ	VAU	VAU	SOA	SOA, KNU, SVZ	SED
OPUS RSD 5500 #2			SED, MUZ	VAU	VAU	SOA	SOA, KNU, SVZ	
EDAR 1					VAU	RUB	RUB	
EDAR 2					VAU	SOA	SOA	

SED: Standort Sedel

DIR: Standort Dierikon

SUR: Standort Sursee

MUZ: Standort Lugano-Muzzano

VAU: Standort Vauffelin (Teststrecke)

SOA: Standort Soazza (Parallelmessungen)

KNU: Standort Knuttwil (High-Emitter Kampagne)

SVZ: Standort Schwerverkehrszentrum Erstfeld (Fokus Lastwagen)

1.1.2 Zielgrösse der Messungen

Im Vorfeld zur Messkampagne wurden diverse Überlegungen getätigt, wie viele gültige Messungen tatsächlich erreicht werden müssen, damit aufgrund der gemachten Stichprobe auch auf die Gesamtflotte der Schweiz geschlossen werden kann. Die Analyse brachte zu Tage, dass ungefähr 200'000 gültige Messpunkte erreicht werden müssten, damit die aus den Messungen erzielten Resultate als repräsentativ für die Schweizer Fahrzeugflotte betrachtet werden können. Um das Ziel zu erreichen, mussten die Einsatzdauer und Standorte der verschiedenen Messsysteme so gewählt werden, dass auf der einen Seite genügend Messpunkte im Total erzielt wurden, aber auch Aussagen zur Genauigkeit und Güte der Messsysteme getroffen werden können. Diese Anforderungen wurden bei der Standortevaluation berücksichtigt.

1.2 Standortevaluation

Die Suche geeigneter Standorte war der erste Punkt hin zur Durchführung erfolgreicher RES-Messungen. Die Anforderungen setzen sich zusammen aus optimalen Bedingungen für die Messsysteme selbst, sowie Kriterien aus dem Bereich Sicherheit und Praxistauglichkeit. Dabei galt es die zum Teil unterschiedlichen Anforderungen der beiden Messsysteme möglichst gut zu berücksichtigen und im Falle von Parallelmessungen mit den beiden Systemen einen vertretbaren Kompromiss zu finden.

Die beiden Tabellen 2 und 3 fassen die gültigen Kriterien für die Standortwahl aus Sicht der beiden Messsysteme OPUS RSD 5500 und EDAR zusammen. In vielen Punkten sind die Kriterien oder der optimale Betriebsbereich identisch. Im Wesentlichen sind beide Systeme darauf angewiesen, dass die Fahrzeuge bei der Durchfahrt und Detektion zumindest eine minimale Abgaswolke erzeugen, welche registriert werden kann. Daher sind Standorte mit entsprechenden Steigungen zu bevorzugen. Die beiden Unternehmen OPUS und HEAT wurden soweit möglich in die Evaluation der Standorte beigezogen. Insbesondere mit HEAT wurden intensiv Standortinformationen ausgetauscht, um sicherzustellen, dass die Messungen an den potenziellen Standorten auch tatsächlich umgesetzt werden konnten sowie auch der Transport und weitere organisatorische Details (Bewilligungen, Zwischenlagerung der Geräte etc.) geklärt waren.

Tab. 2 Anforderungen der Messgeräte von OPUS für optimale RES-Messungen

Kriterium	Optimaler Bereich / Erläuterung
Anzahl Fahrspuren	Aufgrund des Messsystems sind Messungen nur über eine Fahrspur möglich.
Sicherheit	Es braucht auf beiden Fahrbahnseiten genügend Platz für die Messeinheit, Reflektor und Speedbar, damit der Verkehr nicht gestört wird und entsprechende Sicherheitsmarkierungen
Energie	Für die zur Verfügung stehenden Messgeräte ist ein externer Stromanschluss zwingend.
Steigung	Eine leichte Steigung > 0° ist empfehlenswert, damit die Fahrzeuge möglichst unter Last fahren.
Geschwindigkeit	Geschwindigkeiten zwischen 40 – 70 km/h sind optimal. Höhere oder tiefere Geschwindigkeiten sind möglich.
Platz	Idealerweise besteht die Möglichkeit ein Messtechnikerfahrzeug mit Kalibriergas und Laptop in unmittelbarer Nähe zu den Messgeräten hinzustellen.

Tab. 3 Anforderungen der Messgeräte EDAR für optimale RES-Messungen

Kriterium	Optimaler Bereich / Erläuterung
Anzahl Fahrspuren	Die Messungen erfolgen pro EDAR Einheit über eine Fahrspur.
Sicherheit	Es braucht am Fahrbahnrand genügend Platz für die Messeinheit im Falle eines mobilen Auslegers mit dem top-down Messsystem sowie einen fix verklebten oder eingefrästen Reflektorstreifen auf der Fahrbahn. Das seitliche System benötigt rechts und links genügend Platz für Messeinheit und Reflektor.
Energie	Für die zur Verfügung stehenden Messgeräte ist ein externer Stromanschluss zwingend.
Steigung	Eine leichte Steigung > 0° ist empfehlenswert, damit die Fahrzeuge möglichst unter Last fahren.
Geschwindigkeit	Geschwindigkeiten bis Tempo 130 km/h sind möglich.
Platz	Parkmöglichkeit für Messtechnikerfahrzeug bei allfälligen Kontrollen und Datenextraktion.

Um die Ziele des Projekts zu erreichen und um die Gerätschaften optimal unter Berücksichtigung des Kosten-Nutzenverhältnisses einzusetzen, wurde projektintern entschieden, die beiden Messgeräte sowohl unter realen Verkehrsbedingungen wie z.B. auf Hauptstrassen sowie auch Autobahnen einzusetzen, als auch Messungen auf einer dafür geeigneten Teststrecke unter kontrollierten Bedingungen durchzuführen. Auf der Suche nach geeigneten Standorten wurden neben in den beiden Tabellen 2 und 3 definierten Kriterien auch die obigen Vorgaben berücksichtigt. Im Weiteren sollte auch der Umstand abgedeckt werden, dass möglicherweise aufgrund einer anderen Flottenzusammensetzung und zusätzlichem Grenzgängerverhaltens nicht in jedem Teil der Schweiz per se die selben Resultate zu erwarten sind. Daraus resultierte in der Summe eine differenzierte Suche für folgende Standorte:

- Messstandorte auf Autobahnen im Nord- wie auch im Südteil der Schweiz
- Messstandort auf dem Hauptstrassennetz im Norden als auch im Süden der Schweiz
- Messtandort auf einer Teststrecke

1.2.1 Suche potenzieller Standorte auf Autobahnen

Eine erste Evaluation potenzieller Standorte auf dem schweizerischen Autobahnnetz erfolgte in Zusammenarbeit mit Mitgliedern der Begleitgruppe aus dem Umfeld des ASTRA. Es wurde nach Standorten gesucht, die möglichst den Kriterien der Gerätelieferanten entsprachen und es auch erlauben würden, die Gerätschaften beider Hersteller OPUS und HEAT am gleichen Ort in Form von Parallelmessungen einzusetzen. Zusätzlich wurden die Standorte noch auf die zu erwartende Anzahl durchfahrender Fahrzeuge pro Tag geprüft. Hierfür wurden, wo vorhanden, Verkehrszählermessungen des ASTRA beigezogen. Weiter wurden geplante Baustellen und Sperrungen in Erfahrung gebracht und flossen in die Evaluation mit ein. Die Summen der Kriterien wurden einzeln betrachtet, bewertet und gewichtet. Es wurden Gewichtungsfaktoren von 0.5 (z.B. für die Parkmöglichkeit eines Mess-technikerfahrzeugs) bis 3 (z.B. Vorhandensein einer Baustelle) gesetzt. Die Bewertung der einzelnen Kriterien je Standort wurde von 1 bis 4 vorgenommen. Die Bewertungen wurden im Anschluss mit den entsprechenden Gewichtungsfaktoren multipliziert. Daraus resultierte eine gewichtete Gesamtbewertung, welche es erlaubte, die Suche weiter einzugrenzen. Der Vollständigkeit halber und als Anstoss für potenzielle zukünftige Anwendungen, sind die Standorte zusammen mit Information zu erwarteten Anzahl Fahrzeuge je Tag und der gewichteten Gesamtbewertung in der Tabelle 4 aufgeführt.

Tab. 4 Liste potenzieller RES-Standorte auf Autobahnen in der Schweiz

Standort / Abschnitt	Anzahl zu erwartende Fahrzeuge pro Tag (DTV), Stand 2019	Bewertung gemäss Evaluationsmatrix
A9 Brig Glis-Simplonpass	2'760	28
A9 Orbe-Ballaigues	18'000	38
A16 Frinvillier-Sonceboz	19'800	26.5
A2 Biasca-Faido	23'800	29.5
A13 Roveredo-San Bernardino	7'500	26
A13 Thusis-San Bernardino	7'500	22
A4 Henggart-Uhwiesen	30'700	37.5
A4 Herblingen -Thayngen	17'000	25
A6 Rubigen-Muri	57'700	28.5
A6 Lyss Süd-Schüpfen	-	15.5
A8 Alpnach Nord-Giswil	10'500	27
A12 Flamatt-Düdingen	29'800	31
A2 Wassen-Gotthardtunnel	17'500	38

Aufgrund der Bewertung der einzelnen Standorte wurde mit der Unterstützung des ASTRA weiter selektiert und eingegrenzt. Es hat sich gezeigt, dass in der Praxis nicht jeder potenzielle Standort im Kontext eines komplexen Projekts wie des vorliegenden kurzfristig aktiviert und genutzt werden kann. Das ASTRA als Bundesamt ist wiederum in verschiedene Gebietseinheiten, bekannt als Filialen, gegliedert. Entsprechend musste für die definitive Festlegung der Autobahnstandorte diverse Gespräche und Abklärungen mit unterschiedlichen Entscheidungsträgern im Vorfeld getätigt werden. Die Rückmeldungen dieser Gespräche hatte wiederum Einfluss auf den gesamten Ablauf des Projekts ReMOVES sowohl in Bezug auf die zeitliche Durchführung der Messungen und Umfang als auch auf die Standortwahl selbst.

Abklärungen rund um den Aspekt der Sicherheit

Besonderes Augenmerk galt dem Sicherheitsaspekt. Für alle Autobahnstandorte stand die Frage nach geeigneten Sicherheitsmassnahmen an oberster Stelle. Die Abklärungen ergaben, dass im Kontext des vorliegenden Forschungsprojekts keine RES-Messungen auf Autobahnen durchgeführt werden dürfen ohne entsprechende Sicherheitsmarkierungen und Beschilderung kombiniert mit einer Geschwindigkeitsreduktion auf 80 oder 100 km/h. Erschwerend kam hinzu, dass für das Top-down System von HEAT zwingend ein Reflektorstreifen mit Bitumenkleber auf der Fahrbahn fixiert werden musste. Dieser Umstand führte dazu, dass sich die Anzahl möglicher Standorte innerhalb des angestrebten Zeitfensters weiter reduzierte, weil der Einsatz eines solchen Streifens nicht ohne vertiefere Vorabklärungen, welche den Rahmen des Projekts gesprengt hätten, bewilligt wurde.

Zusätzliche organisatorische Abklärungen mussten in Bezug auf die Durchführung der verkehrstechnischen Sicherheitsmassnahmen gelegt werden. Diese Art der Dienstleistung wird durch die jeweilige verantwortliche Organisation je Gebietseinheit erbracht. Auf der Stufe galt es, die Durchführung der RES-Messungen für den jeweiligen spezifischen Standort mit den betreffenden verantwortlichen Personen im Detail zu besprechen. Gemeinsam wurde so in einem iterativen Prozess festgelegt, ob und in welchem Umfang die Messungen durchgeführt werden konnten. Wo nötig wurden zusätzliche Abklärungen bei der Verkehrsmanagementzentrale des ASTRA getätigt. Diese Abklärungen führten als Beispiel dazu, dass geplante Messungen im Zeitplan nach hinten verschoben werden mussten, weil aufgrund erwarteter Verkehrssituationen und Staulagen gewisse Rückhalteräume nicht freigegeben werden konnten, was die Messungen verunmöglicht hätte. In den gesamten Prozessablauf waren zudem noch weitere Stellen wie etwa die Polizei und Fachexperten des Schwerverkehrszentrums Erstfeld involviert. Die anfallenden Kosten für die Sicherungs- und Signalisierungsmassnahmen wurden zum Teil durch die Gebietseinheiten getragen oder dem Projekt in Rechnung gestellt. Die Sicherungs- und Signalisationsarbeiten wurden durch die inNET koordiniert und insbesondere mit dem Dienstleister HEAT abgesprochen, damit deren Messkampagnen erfolgreich durchgeführt werden konnten. Als zusätzlich herausfordernd entpuppte sich in dem Zusammenhang die engen Zeitfenster, innerhalb welcher die Messinstrumente von HEAT von einem Standort zum anderen verfrachtet und wiederaufgebaut werden mussten, damit die Behinderungen für den Alltagsverkehr so minimal wie möglich ausfielen.

Am Ende der Standorevaluation stand der definitive Ablauf sowie die selektierten Standorte fest, wo die Messungen mit welchen Zielen durchgeführt wurden. Die Standorte der Autobahnen mit den entsprechenden Zielsetzungen sind in der Tabelle 5 aufgeführt.

Tab. 5 Selektierte Messstandorte auf dem schweizerischen Autobahnnetz für die Durchführung der RES-Messung und deren Fokus

Standort / Abschnitt	Fokus
A13 Roveredo-San Bernardino / SOA	Parallelmessungen der beiden Systeme von OPUS und dem seitlichen Messsystem von HEAT mit dem Ziel Messungen unter realen Bedingungen zu schaffen, die sich vergleichen lassen.
A6 Rubigen-Muri / RUB	Messungen mit dem top-down System von HEAT mit dem Ziel über total 10 Tage möglichst viele Fahrzeuge unter realen Bedingungen zu messen
A2 Knutwiler-Höhe / KNU	Messungen mit den Systemen von OPUS mit dem Ziel High-Emitters bei Lastwagen aufzudecken und verdächtige Fahrzeuge zur Nachkontrolle dem Schwerverkehrszentrum in Erstfeld für eine Nachkontrolle vor Ort zu melden.

Autobahnstandort A13 Soazza (SOA)

Der Standort Soazza wurde für die RES-Messungen selektiert, da dort per se die Fahrbahn auf eine Spur verengt wird, wie auch eine entsprechende Steigung vorhanden ist und genügend Platz auf der Seite verfügbar ist, damit sowohl das Messsystem von HEAT als auch von OPUS installiert werden konnte. Zusätzlich konnte damit auch ein Teil des alpenquerenden Güterverkehrs bei den Messungen mitberücksichtigt werden.

Die Parallelmessungen dienten dazu, dass Messungen unter realen Bedingungen mit beiden Systemen miteinander verglichen werden konnten. Dies erlaubt Rückschlüsse auf deren Verhalten unter gleichen Bedingungen bei Konditionen, wie sie in der Realität vorzufinden sind. Dazu wurden erst die beiden Messgeräte OPUS RSD 5500 #1 und #2 gefolgt vom System EDAR 2 (seitliche Messung) aufgebaut. Das System EDAR 2 wurde am 29.06.2021 von Vauffelin zum Standort an der A13 gebracht und durch das Team von HEAT installiert und in Betrieb genommen. Danach wurden kontinuierlich Messungen durchgeführt, bis am 10.06.2021 das System HEAT wieder deinstalliert und abtransportiert wurde. Die Gerätschaften von OPUS wurden jeweils am Tag aufgebaut und gegen Abend hin wieder deinstalliert und im Messtechnikerfahrzeug gelagert. Insgesamt wurde an den Tagen vom 31.05.2021 bis 04.06.2021 und am 07.06.2021 Messungen mit den Messgeräten von OPUS durchgeführt werden. Danach wurde diese zum Standort nach Knutwil (KNU) gebracht.

Für Vorabklärungen, Koordination, Sicherheitsaspekte und Signalisation standen Fachleute des ASTRA aus der Filiale Bellinzona (Standort Mesocco) zur Verfügung. Für die Installation des EDAR-Systems wurde der Verkehr kurzzeitig über die vorhandene Sperrfläche umgeleitet. Es durfte kein Reflektorstreifen für das System EDAR auf der Fahrbahn angebracht werden. Aus diesem Grund kam eine Einheit zum Einsatz, welche von der Seite mass. Das Gerät EDAR 2 wurden extra für die Messungen am Standort SOA konzipiert und in der Form zum ersten Mal überhaupt eingesetzt (mit Ausnahme der Messungen auf der Teststrecke in Vauffelin). Für den Dauerbetrieb war eine Baustellensignalisation installiert mit einer generellen Temporeduktion auf 80 km/h. Das System OPUS konnte mit der nötigen Vorsicht jeweils durch inNET selbst auf- und abgebaut werden ohne zusätzlichem Sicherungsaufwand.

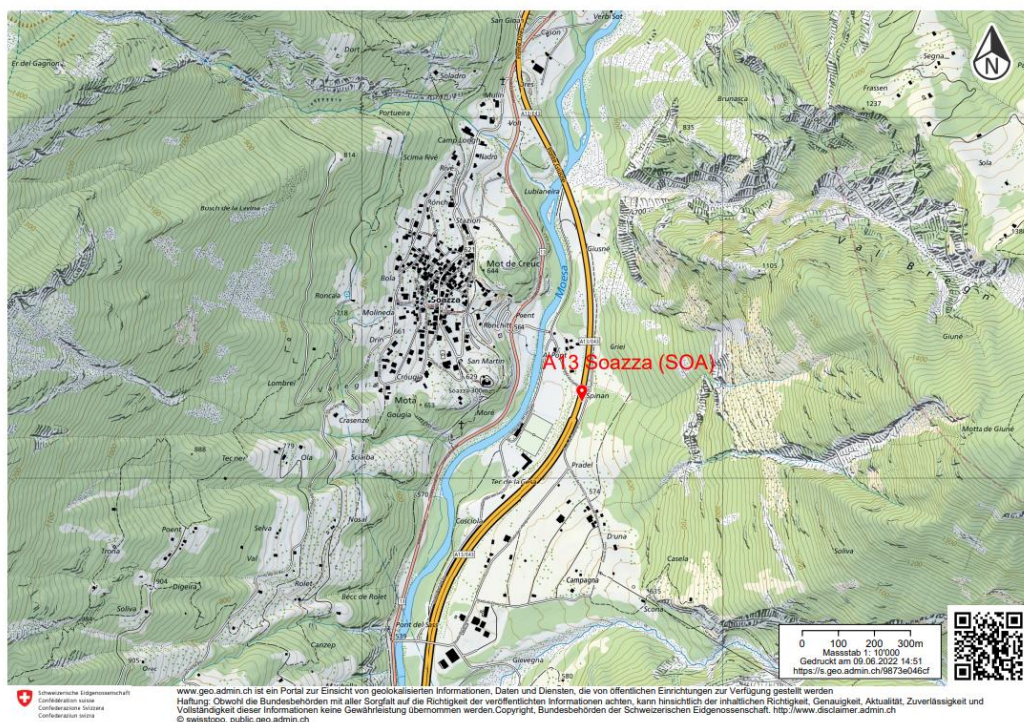


Abb. 3 Kartenausschnitt zum Standort Soazza (SOA) auf der A13 in Fahrtrichtung Nord.



Abb. 4 Überblick der aufgebauten Messgeräte. Links: Im Vordergrund die beiden Systeme OPUS RSD 5500 #1 und #2 und im Hintergrund das seitliche Messsystem EDAR 2 in der Service-Nische. Rechts das seitliche Messsystem EDAR 2 mit Blick auf den Spurführungsverlauf.

Die Messungen am Standort Soazza haben gezeigt, dass es möglich ist, Parallelmessungen mit RES-Systemen unter realen Bedingungen auf einem Autobahnstandort durchzuführen. Das Wetter war wie so oft ein entscheidender Faktor, der über die Qualität der Messungen bestimmte. Dies gilt insbesondere für das System von OPUS. Glücklicherweise war das Wetter im südlichen Teil der Schweiz im Verhältnis zu den Wettersituationen vorangegangener Messstandorte im Norden vergleichsweise gut. Kalibrationen mit den Geräten von OPUS gingen gemäss Messtechnikern der inNET deutlich einfacher unter Verwendung weniger Zeit und weniger Kalibriergase. Auffallend war hingegen, dass die Baustellensignalisation und die nachgelagerten RES-Messgeräte, subjektiv empfunden, die Lenker aller Fahrzeuge eher dazu veranlasste, etwas vom Gas zu gehen und mit reduzierter Geschwindigkeit die Messstelle zu passieren. Die Kameras und Sensoren erinnerten gerade im Falle des Gesamtsetups von Soazza an eine sehr ausgeklügelte Geschwindigkeitsmessstelle (Radar). Obwohl eine Steigung vorhanden war, hatte man vor Ort nicht immer den Eindruck, als ob alle Fahrzeuge unter Last durchfahren. Aufgrund der geringen Anzahl täglicher passierender Fahrzeuge waren die Messungen absolut betrachtet nicht so erträglich wie an anderen Standorten. Dieser Punkt stand aber auch nicht im Fokus.

Autobahnstandort A6 Rubigen (RUB)

Die Messungen am Autobahnstandort in Rubigen dienen dazu, mit dem System von HEAT möglichst viele Messungen durchzuführen. Dazu wurde das EDAR 1 Messsystem über der Fahrbahn an der A6 zwischen Rubigen und Muri bei Bern installiert. Die Messungen wurden in Fahrtrichtung Nord durchgeführt. Am Standort Rubigen war es zudem nach intensiver vorheriger Abklärung mit der ASTRA Filiale Thun möglich, den für die Messungen nötigen Reflektorstreifen zu installieren. Die Messungen dauerten über rund 10 Tage im 24h Modus an. Das System wurde von der Firma HEAT aus der Ferne überwacht. Die Daten wurden über einen Service-Zugang zum Messstandort periodisch vor Ort abgeholt.

Für die Sicherheit und somit Signalisationsänderungen und Sperrungen war die ASTRA Filiale Thun verantwortlich. Die grössten Herausforderungen fanden sich während der Vorbereitung bis zur Inbetriebnahme des Systems EDAR 1. Der Koordinationsaufwand zwischen den Projektpartnern, HEAT, ASTRA Filiale Thun und der beteiligten Schweizer Transportfirma, welche die HEAT-Gerätschaften vom Standort der Teststrecke in Vauffelin brachten, war sowohl im Vorfeld als auch am Installationstag zum Teil beträchtlich. Letzten Endes war es eine Vielzahl von Details, welche es zu klären gab, die über Gelingen oder nicht Gelingen der Messungen entschieden. Von Seiten ASTRA wurde hierzu speziell noch eine Medienmitteilung herausgegeben, die über die Emissionsmessungen und Sperrungen informierte (<https://www.astra.admin.ch/astra/de/home/themen/nationalstrassen/baustellen/medienmitteilungen/thun/a6-rubigen--muri--temporare-installation-fur-emissionsforschung.html>). Die Geschwindigkeit wurde während der Messperiode nicht reduziert. Es war lediglich eine entsprechende Gefahrenwarnung (Baustelle) signalisiert. In der Nacht war die Messstelle hell ausgeleuchtet, damit die Kennzeichen durch das Kamerasystem von EDAR 1 korrekt erfasst werden konnten. Diese pulsierende Ausleuchtung war zu Beginn der Messungen nicht bekannt. Die Wirkung dieses pulsierenden und in der allgemeinen Wahrnehmung der Verkehrsteilnehmenden ungewöhnlichen Lichts ist nicht zu unterschätzen. Es kann u.U. erheblich irritieren und stellt damit eine latente Unfallgefahr dar. Zudem verstärkt dieses Licht den Reflex der Fahrer, vom Gas zu gehen, da sie eine Baustelle oder eine andere Gefahr vermuten. Durch diese Situation kann auch das Ergebnis der Messungen nachts negativ beeinflusst werden, da Messungen, die ohne Last erfolgen, zu nicht verwertbaren Ergebnisse führen.

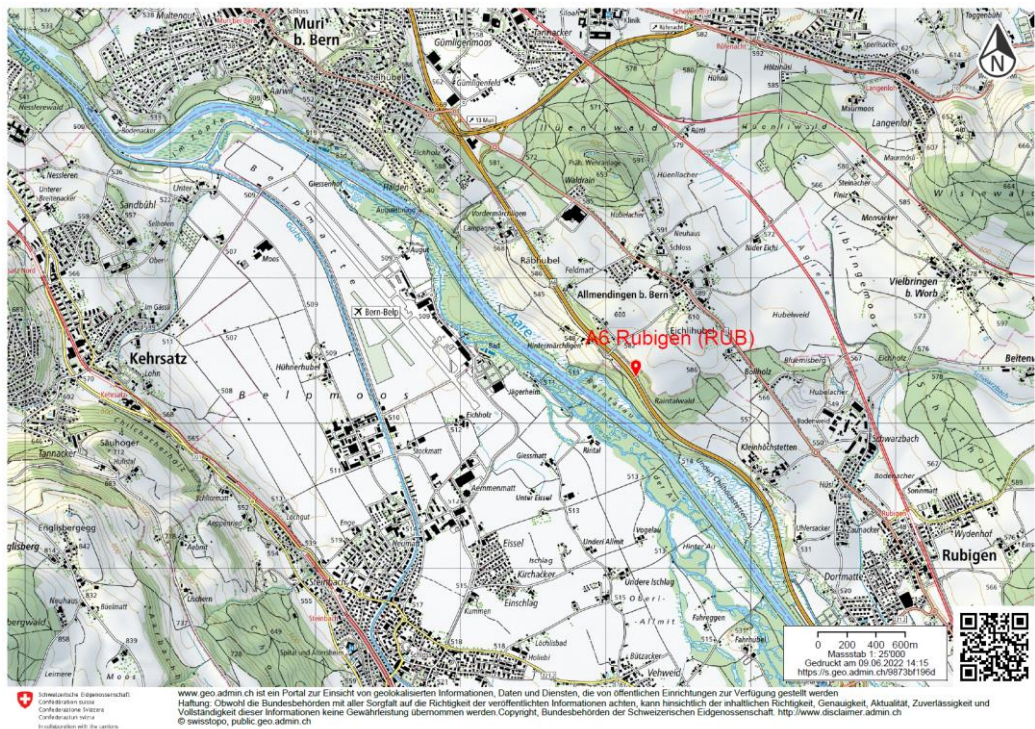


Abb. 5 Kartenausschnitt zum Standort Rubigen (RUB) auf der A6 zwischen Rubigen und Muri bei Bern. Die Messungen wurden in Fahrtrichtung Nord durchgeführt.



Abb. 6 Standort Rubigen (RUB) mit dem installierten EDAR 1 RES-Messsystem über der Fahrbahn. Auf der Fahrbahn ist der Reflektorstreifen sichtbar.

Die Messungen verliefen innerhalb der zehn Tage reibungslos. Einmal installiert konnte eine grosse Anzahl Fahrzeuge innerhalb einer kurzen Einsatzdauer detektiert werden. Der Reflektorstreifen konnte durch HEAT wie geplant installiert und am Ende der Kampagne deinstalliert werden. Es gab keinerlei Vorfälle, die darauf hindeuteten, dass der Reflektorstreifen den Verkehr in Bezug auf die Sicherheit gefährdet hätte. Hingegen führte die pulsierende Beleuchtung entgegen der Fahrtrichtung zu Irritationen der Verkehrsteilnehmenden.

Autobahnstandort A2 Knutwil (KNU) – High-Emitter Kampagne

Der Standort Knutwil an der A2 in Fahrtrichtung Süd wurde ausgewählt, damit insbesondere Lastwagen mit sehr hohen Emissionen (High-Emitter) detektiert werden konnten. In Fahrtrichtung Süd folgt nach ca. einer Stunde Fahrzeit nach der Durchfahrt bei Knutwil das Schwerverkehrszentrum Erstfeld (SVZ). Beim Schwerverkehrszentrum werden Kontrollen an Lastwagen durchgeführt. Diese Kontrollen beinhalten auch die Prüfung der Abgaswerte, respektive die Prüfung ob Manipulationen an den Abgasnachbehandlungssystemen vorgenommen wurden. In Zusammenarbeit mit den Fachexperten des SVZ wurde mit Hilfe der RES-Messungen ein Setup entworfen, das es erlauben sollte, potenzielle High-Emitter bereits früh vor dem Eintreffen im SVZ zu detektieren und den Mitarbeitern im SVZ zu melden.

An der High-Emitter-Kampagne nahmen nur die Gerätschaften von OPUS (OPUS RSD 5500 #1 und #2) teil. Ein Umzug des seitlich messenden EDAR 2-Systems vom Standort Soazza erwies sich aus zeitlichen und kostentechnischen Gründen als zu aufwändig.

Aufgrund von Sicherheitsanforderungen konnten die Messungen nicht direkt in der Steigung zur Knutwilerhöhe durchgeführt werden, wie ursprünglich angedacht. Aus diesem Grund wurden die Messungen ganz zu Beginn der Steigung im flachen Teil in Fahrtrichtung Süd platziert. Hierzu wurde die reguläre rechte Autobahnspur gesperrt und der Verkehr wurde über die reguläre Überholspur und über den ganz rechts vorhandenen Standstreifen hin zum Lkw-Wartepplatz geführt. Das Tempo wurde auf 80 km/h gedrosselt und die Signalisation wies weit vor den Messungen auf eine Geschwindigkeitsreduktion und die Spuränderung hin. Betrieb sowie Auf- und Abbau der Signalisation und der Sicherungsmassnahmen wurden von der Gebietseinheit ZENTRAS organisiert und ausgeführt. Dazu gehörte auch eine extra für die Zwecke errichteter provisorischer Elektroanschluss. Die nachfolgenden Abbildungen illustrieren die Situation vor Ort.

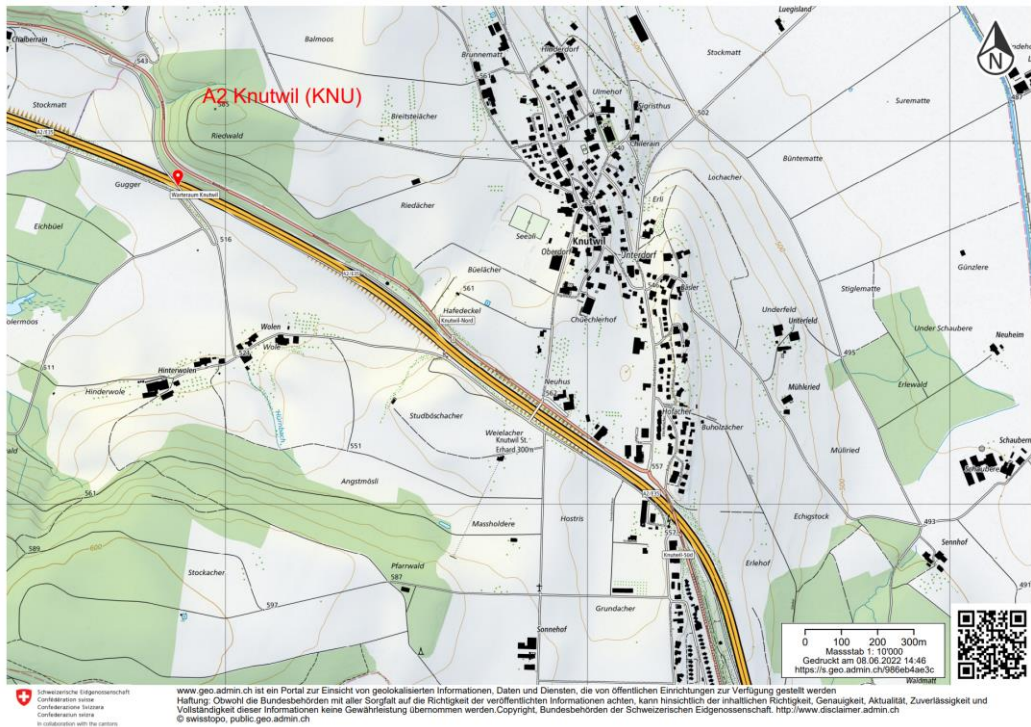


Abb. 7 Kartenausschnitt rund um die Knutwilerhöhe mit eingezeichnetem RES-Messstandort (KNU) in rot.



Abb. 8 Aufgebaute RSD 5500-Messgeräte von OPUS am Standort Knutwil (KNU). Der Lastwagenverkehr wurde über die in Fahrtrichtung rechte Warteraumspur geführt. Die reguläre rechte Fahrspur war abgesperrt für das Messtechnikerfahrzeug und die Messgeräte.



Abb. 9 Blick in Fahrtrichtung Süd vom Messstandort in Knutwil (KNU). Rechts im Bild ist die Kamera zur Erfassung der Kennzeichen je Fahrzeug zu sehen. Der Verkehr auf der rechten Warteraum-Fahrspur wurde vor der Steigung wieder in die reguläre Fahrbahn eingefädelt (ganz hinten).

Viel Aufwand und wenig Ertrag

Die Vorbereitung, Einrichtung und Durchführung der Messungen inklusive deren Organisation und Koordination hat viel Zeit in Anspruch genommen. Aus einer Studie von Dänemark (Danish Environmental Protection Agency (2018)) und Spanien (Buhigas, J. (2019)) war bekannt, dass mit Hilfe von RES-Messungen durchaus High-Emitter aufgespürt werden können. Um die Mitarbeiter des SVZ nicht mit übermässig vielen falsch detektierten High Emittlern bei deren täglichen Arbeit zu überfluten (Stichwort falscher Alarm), wurde ganz bewusst ein hoher Emissionswert festgelegt, wo mit hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden musste, dass es sich um einen High-Emitter handelte, vorausgesetzt, die RES-Messgeräte messen korrekt. Für die Identifikation potenzieller High-Emitter wurde lediglich auf NO fokussiert. Der Schwellenwert wurde bei 1000 ppm NO festgelegt. Die Messungen wurden als gültig erachtet, wenn mindestens eines der Messgeräte auf dem Display des Operators eine Messung als gültig anzeigte. Aufgrund der geringen Anzahl detektierter potenzieller High-Emitter, wurde der Schwellwert im Verlaufe der Mess-tage auf grösser 600 ppm NO reduziert.

Gemessen wurde an den Tagen des 08.06.21 und 09.06.21. An beiden Tagen waren die Wetterverhältnisse schwierig. Immer wieder setzte zwischendurch Regen ein und die Fahrbahn war zeitweise nass. Die meisten Fahrzeuge sind wohl einfach mehr oder weniger durchgerollt. Aufgrund der Temporeduktion und vorhandenen Signalisierung, sind die wenigsten Fahrzeuge unter hoher Last des Motors durch die Messstelle gefahren.

Während den beiden Tagen konnten total 13 Lastwagen registriert werden, welche Emissionswerte bezüglich NO zwischen 617 und 2019 ppm NO aufwiesen. 7 Fahrzeuge waren mit einem ausländischen Kennzeichen versehen. 4 Fahrzeuge hatten ein Schweizer Kennzeichen. Bei zwei Fahrzeugen konnte das Kennzeichen nicht eindeutig erkannt werden. Von den 13 Fahrzeugen sind nur deren 3 im SVZ in Erstfeld eingetroffen. Es handelte sich um einen Euro V und zwei Euro VI Fahrzeuge. Bei der Kontrolle im SVZ konnte keine Unregelmässigkeiten festgestellt werden. Bei allen drei Fahrzeugen wurden NO-Werte zwischen 800 und 1000 ppm mit den OPUS-Geräten gemessen. An den beiden Messtagen wurden total 17'403 Fahrzeuge detektiert (alle Fahrzeugklassen), wobei jedes Fahrzeug durch die beiden Messsysteme doppelt gezählt wurde. Effektiv kann davon ausgegangen werden, dass knapp 8700 Fahrzeuge erfasst wurden. Von den total 17'403 Messpunkten sind im Nachgang 2667 Messpunkte als gültig klassifiziert worden (gültiger Messwert + vorhandene Fahrzeuginformationen). Davon sind 202 Fahrzeuge Lkw's. Stellt man die 13 detektierten Lastwagen den 202 gültigen Meswerten gegenüber, so lässt sich die Aussage herleiten, dass 6.4% der gemessenen Lastwagen verdächtig hohe NO-Messwerte aufwiesen. Ob die Aussage jedoch verlässlich ist, lässt sich aufgrund der dünnen Datenlage nicht abschliessend beurteilen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass es möglich ist, RES-Messungen in einem komplexeren Setup und Zusammenspiel mit weiteren Behörden umzusetzen, um potenzielle High-Emitter zu identifizieren und für weitere Kontrollen aus dem Verkehr zu ziehen. Um eine zuverlässige Aussage über die Früherkennung mit RES-Messsystemen machen zu können, müssten in Zukunft noch mehr Messungen und Erfahrungen gesammelt werden. Der Standortwahl müsste aufgrund der Wichtigkeit des Vorhandenseins einer genügenden Steigung und auch in Hinblick auf die Sicherstellung, dass die Fahrzeuge auch tatsächlich die nachgelagerte Kontrollstelle passieren, mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden. Hierzu bräuchte es mehr Vorlaufzeit und einen klareren Fokus mit den vorhandenen Mitteln sich auf das Ziel der High-Emitter Identifikation zu konzentrieren. Der gewählte Schwellwert von ca. 1000 ppm NO gilt es kritisch zu hinterfragen. Andere Studien (e.g. Buhigas, J. (2019)) nutzten gleiche Schwellwerte. Komplexere Schwellwerte als Kombination verschiedener Parameter wären zudem ebenfalls denkbar. Am Schluss bleibt der subjektive Eindruck, dass gewisse Fahrzeuge eventuell sehr wohl zu hohe Emissionen produzierten, diese aber vielleicht sogar sehr bewusst, nicht die Kontrollstelle in Erstfeld passieren.

Wendet man den Schwellwert von 1000 ppm NO bei allen gültigen Messwerten aller Standorte der ganzen ReMOVES-Kampagne an, und zwar lediglich auf Fahrzeuge schwerer 3.5

t, dann wurden in der Summe lediglich 41 auffällige Fahrzeuge vermessen. Die nachfolgende Grafik zeigt die Messungen unterteilt nach Euronorm für alle Standorte.

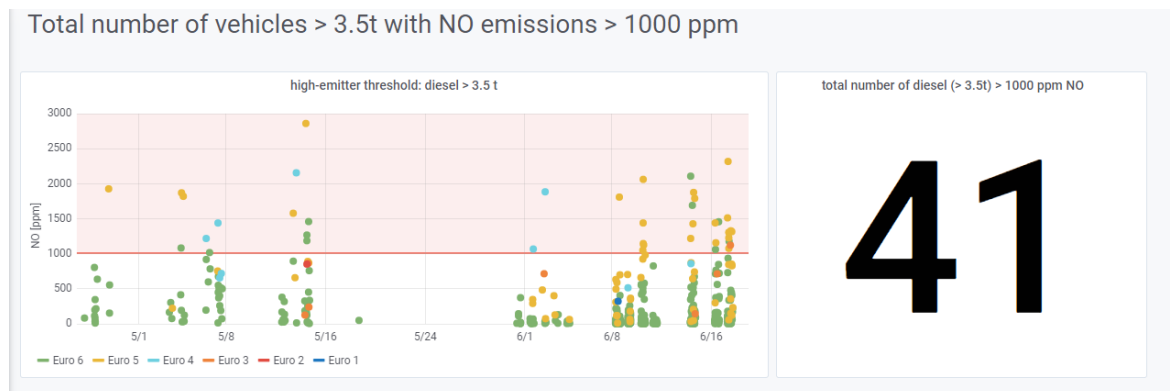


Abb. 10 Überblick über mögliche High Emitters. Anzahl gemessener Fahrzeuge grösser 3.5 t Gesamtgewicht (Diesel), deren Messungen in der Swiss RSD-Datenbank als gültig selektiert wurden und deren Emissionen grösser 1000 ppm NO betragen. In der Summe konnten so betrachtet über alle Standorte 41 Fahrzeuge von insgesamt 646 selektiert werden.

1.2.2 RES-Standorte auf Hauptstrassen

Neben Messungen an Standorten auf dem schweizerischen Autobahnnetz, wurden auch RES-Messungen auf dem Hauptstrassennetz durchgeführt. Diese Messungen fanden allesamt mit den beiden Messgeräten von OPUS statt. Das Messsystem von OPUS lässt sich innerhalb von 30 Minuten auf- und abbauen. Am Fahrbahnrand wird verhältnismässig wenig Platz für die Messeinheit und den Reflektor benötigt. Dieser Umstand erlaubte es, Messungen abseits der Autobahnen durchzuführen und Erfahrungen mit den Messgeräten von OPUS zu sammeln. Die Auswahl von Standorten abseits des Autobahnnetzes erlaubte es, unbürokratischer und mit deutlich weniger Aufwand weitere Messstandorte zu selektieren, welche flexibel angefahren und für die Messungen benutzt werden konnten. Dies ermöglichte es auch, tendenziell schlechten Wetterverhältnissen auszuweichen. Ein Umstand, der sich für das vorliegende Projekt als entscheidend erweisen sollte, war doch das Wetter in der Messperiode weitgehend unberechenbar und für RES-Messungen nicht optimal.

Sedel (SED)

Der Standort Sedel nahe der Stadt Luzern war an einer viel befahrenen Durchgangsstrasse mit leichter Steigung positioniert. An dem Standort ist anzunehmen, dass Fahrzeuge gemessen wurden, die nicht unmittelbar davor kalt gestartet wurden, sondern eher schon etwas aufgewärmt sein mussten. Es ist kein unmittelbar angrenzendes Wohnquartier vorhanden. Aufgrund der geografischen Nähe zum Büro der inNET in Luzern wurden hier verhältnismässig viele Messungen durchgeführt, da der Standort spontan und rasch angefahren und in Betrieb genommen werden konnte.

Dennoch muss rückblickend aus messtechnischer Sicht kritisch festgehalten werden, dass der Standort als nicht perfekt zu betrachten ist. Zwar waren ein externer Stromanschluss

und mit einer Geschwindigkeitsbegrenzung von 60 km/h inklusiver geringer Steigung vermeintlich optimale Bedingungen vorhanden. Da das Messfahrzeug, mit den vom Gewicht her schweren Kalibrationsflaschen, in unmittelbarer Nähe zu den Messgeräten stehen sollte und in der Mitte der Fahrbahn genügend Platz für den Reflektor vorhanden sein musste, konnte lediglich ein Abschnitt mit geringerer Steigung und unmittelbar vor einer Kurve als Messstandort für die RES-Messungen benutzt werden. Weil das Verkehrsaufkommen insbesondere früh am Morgen und gegen den Abend hin am Standort Sedel sehr hoch ist, musste dem Aspekt der Sicherheit genügend Priorität geschenkt werden. Die Signalisation war mit ein paar Leitkegeln und Warndreieck im Vergleich zu den Autobahnstandorten zwar bescheiden, die Messgeräte verlangten aber eine Platzierung auf der Sperrfläche und Mittelinsel. Zwar konnten durchaus erfolgreich Messungen durchgeführt werden. Jedoch erwiesen sich die Kalibrationen und die Audits zum Teil als schwierig, da Zeitabschnitte ohne vorbeifahrende Fahrzeuge, welche hierfür nötig sind, schwierig zu finden waren. Der Umstand, dass die Fahrzeuge nicht zwingend unter Last fahren, machte die Kalibration und die Audits nicht einfacher.

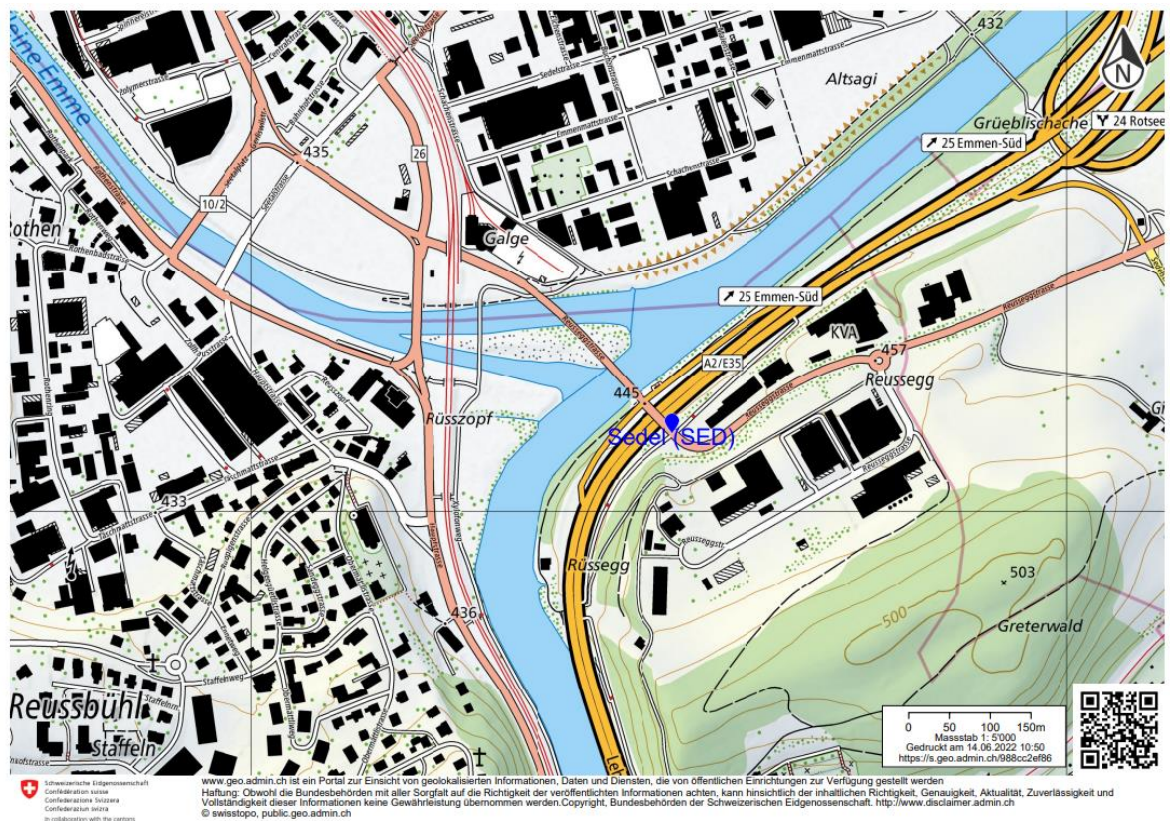


Abb. 11 Kartenausschnitt mit Standort Sedel (SED) nahe der Autobahn-Ausfahrt Emmen-Süd.



Abb. 12 Standort Sedel (SED) mit dem OPUS RSD 5500 #1 in der Bildmitte, Sicherheitspilonen und dem Messtechnikerfahrzeug mit Kalibriergasleitungen hin zum Messgerät rechts.

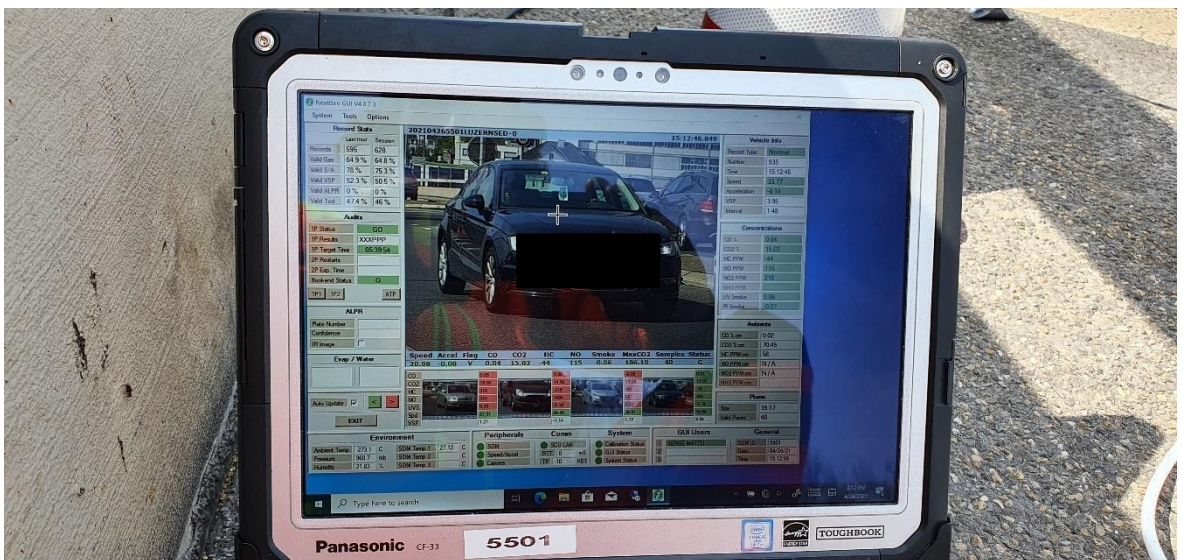


Abb. 13 Beispiel einer festgehaltenen Messung am Bildschirm des Operator-Laptops des System OPUS. Die grünen Farben auf der rechten Seite des Fensters suggerieren, dass die Messung gültig war und alle Werte in Ordnung sind.

Dierikon (DIR)

Ein weiterer Standort nahe Luzern war in Dierikon (DIR). Die Hauptstrasse vor dem Zubringertunnel zur Autobahnein- und ausfahrt ist viel befahren, es herrscht in Richtung Autobahn eine leichte Steigung und ein Teil der Strecke ist sogar überdacht. Der Standort wurde im Sinne einer Alternativlösung bei Regen gewertet, falls an anderen, ungedeckten Standorten Messungen verunmöglicht oder nur erschwert durchführbar gewesen wären. Eine externe Stromzufuhr wurde extra für den Standort von der Gebietseinheit ZENTRAS installiert. Bei dem Standort hatte sowohl das Messtechniker-Fahrzeug als auch die Gerätschaften genügend Platz, ohne den Verkehr ernsthaft zu stören. Bei der Steigung wird typischerweise von ca. 30 km/h auf bis zu 80 km/h beschleunigt. Die meisten Fahrzeuge durften zum Zeitpunkt des Passierens der RES-Messung bereits aufgewärmt sein. Die Strasse am Standort Dierikon bedient ein grösseres Einzugsgebiet als Zubringer zur Autobahn A14.

In der Praxis wurde der Standort in der Summe nur wenig für Messungen verwendet. Zu Beginn der Kampagne traten an dem Standort mit dem OPUS RSD 5500 #1 grosse Probleme im Zusammenhang mit der Kalibration und den Audits auf. Zum Teil wurden mehrere hundert Kalibrationsversuche durchgeführt, ehe das Gerät einsatzbereit war, was zum einen sehr zeitraubend war und zum anderen auch zu einem entsprechend hohen Kalibriergasverbrauch führte. Zum Zeitpunkt der Messung war unklar, weshalb das Gerät von OPUS solche Schwierigkeiten verursachte. Verschiedene Abklärungen mit den Technikern von OPUS selbst als auch Veränderungen der Einstellungen brachten nur wenig Erfolg. Die Unsicherheit führte dazu, dass der Standort in der Folge gemieden wurde. Es konnte nicht ausgeschlossen werden, dass die tunnelähnlichen Verhältnisse der Überdachung zu ungünstigen Abgaseffekten führten, die wiederum die Kalibration und die Audits des Geräts ungünstig beeinflussten. Rückblickend muss wohl angenommen werden, dass es weniger der Standort als vielmehr die Wetterverhältnisse und in dem Zusammenhang insbesondere die kühlen Temperaturen, kombiniert mit einer hohen Luftfeuchtigkeit, zum Beschlag der Spiegel und Sensorik geführt haben, was die Inbetriebnahme der Geräte in der Praxis fast verunmöglichte. Die Aufwände auf Seite Messtechnik waren zu der Zeit entsprechend hoch, ohne namhafte Messergebnisse zu erzielen. Der Standort Dierikon (DIR) könnte sich bei besseren Wetterbedingungen jedoch durchaus für gute RES-Messungen eignen. Zu erwähnen gilt zudem, dass während der Rushour auch mal stockender Verkehr vor Ort herrschte.

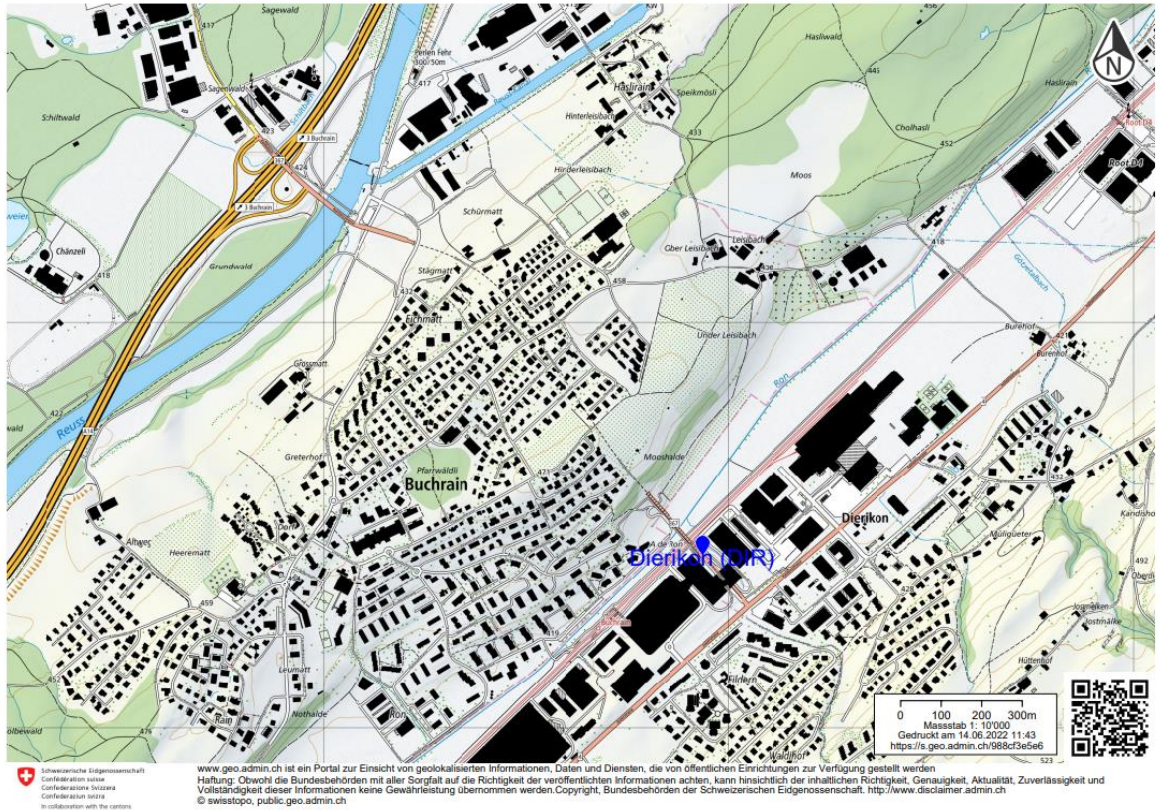


Abb. 14 Kartenausschnitt mit eingezeichnetem RES-Standort Dierikon (DIR). Die Messungen fanden in der überdachten Galerie vor dem Zubringertunnel zur Autobahn A14 statt.



Abb. 15 Überblick zum Messstandort in Dierikon (DIR). Gemessen wurde an einem überdachten Standort unmittelbar vor der Einfahrt in den Autobahnzubringer-Tunnel Buchrain.

Sursee

Ein weiter Standort im Umfeld eines Autobahnzubringers war in Sursee (SUR). Auch hier wurde eine leicht ansteigende Fahrspur für die RES-Messungen eruiert, welche links und rechts der Fahrbahn über genügend Platz verfügte, damit sowohl die OPUS-Messgeräte Platz fanden, als auch das Messtechnikerfahrzeug mit den Kalibriergasflaschen abgestellt werden konnte und die Kamera zur Erfassung der Kennzeichen optimal platziert war. Eine externe Stromzufuhr war an dem Standort durch die Gebietseinheit ZENTRAS für die Dauer des Messprojekts erstellt worden. Am Standort galt Tempo 60 km/h.

Der Standort erwies sich in der Praxis als wenig ergiebig und im Handling generell etwas schwieriger. Die geringe Steigung zusammen mit zum Teil hohem Verkehrsaufkommen in Kombination mit teils nicht einfachen Wetterbedingungen führten dazu, dass der Standort Sursee nur zu Beginn der Kampagne mit der Einheit OPUS RSD 5500 #1 genutzt wurde. Auch hier wurde mangels Erfahrung in Bezug auf das Zusammenwirken kühler Temperaturen und hoher Luftfeuchtigkeit auf das Verhalten der Gerätschaften auf weitere Messungen am Standort Sursee verzichtet.

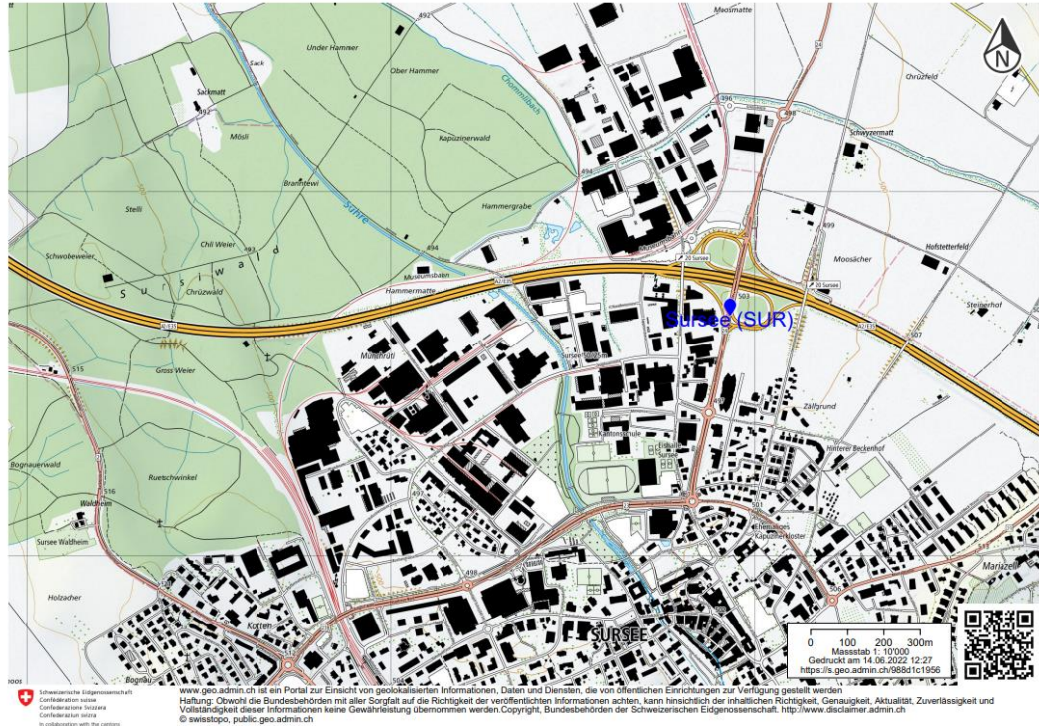


Abb. 16 Kartenausschnitt mit eingezeichnetem RES-Standort Sursee (SUR).



Abb. 17 Standortaufnahme in Sursee (SUR) mit dem OPUS RSD 5500 #1-Messgerät. Links der Fahrbahn der Reflektor und rechts die Messeinheit und Kamera zur Kennzeichenerfassung im Hintergrund.

Muzzano (MUZ)

Als erfolgreicher Messstandort entpuppten sich die Örtlichkeiten in Muzzano nahe Lugano im südlichen Teil der Schweiz. Neben genügend Platz für die Messgerätschaften und den Messtechnikerwagen verfügte der Ort zudem in der Nähe über einen externen Stromanschluss des kommunalen Elektrizitätsdienstleisters und eine entsprechende Steigung, bei welcher die Fahrzeuge unter Last den Berg hinauffahren. Hinzukamen eine passable Anzahl passierender Fahrzeuge je Tag, die es aber dennoch erlaubte, dass Kalibration und Audits durchgeführt werden konnte, da im Verkehrsfluss immer auch Lücken vorhanden waren.

Besonders vorteilhaft war die Wahl des Standorts bezüglich der Wetterverhältnisse. Während im Norden zur Zeit der Projektkampagne häufig sehr wechselhaftes und kühles Wetter vorherrschte, waren die Bedingungen im Süden grösstenteils besser. Entsprechend waren die Inbetriebnahme inklusive Kalibration als auch die periodischen Audits einfacher durchzuführen. In Muzzano konnten entsprechend viele Fahrzeuge mit den beiden Einheiten OPUS RSD 5500 #1 und #2 vermessen werden. Bezüglich Sicherheit und Bewilligung wurden vorgängig Begehungen mit Fachpersonal des Kantons Tessin durchgeführt und die örtliche Polizei informiert. Aufgrund von Bauarbeiten konnte der Messstandort nicht bis zur letzten Messwoche genutzt werden.



Abb. 18 Messungen mit dem Messsystem von OPUS am Standort Muzzano (MUZ) nahe Lugano. Der Standort erwies sich als ideal für die RES-Messungen, da aufgrund einer temporären Baustelleninstallation für Messgeräte und Messtechnikerfahrzeug genügend Platz vorhanden war.

1.2.3 Messungen auf der Teststrecke in Vauffelin

Die Messungen auf der Teststrecke in Vauffelin dienten dem Zweck unter kontrollierten Bedingungen und bekannten Motor- und Abgasnachbehandlungstechnologien die RES-Messsysteme der beiden Hersteller OPUS und HEAT miteinander zu vergleichen und gegenüber einem Referenzmesssystem (SEMS) in Verbindung zu setzen.

Die Aufgabe von inNET bestand darin, mit den beiden Geräten von OPUS vor Ort zu sein und die Systeme in Betrieb zu halten, solange die Vorbeifahrten auf der Teststrecke andauerten. Zusätzlich galt es, alle organisatorischen Details zu klären, damit in der zweiten Woche auf der Teststrecke auch HEAT ihre Systeme vor Ort in Betrieb nehmen konnten. In der zweiten Woche begleitete zudem ein Messgerät der TU Graz die RES-Messungen in Vauffelin.

Die grösste Herausforderung bestand im Wetter. Leider erlaubte es der enge Zeitplan des ReMOVES Projekts nicht, die Messtage auf der Teststrecke in Vauffelin zu verschieben. Dazu waren bereits zu viele Termine und Abhängigkeiten bezüglich weiterer Messungen insbesondere auf dem Autobahnnetz organisiert und verbindlich festgelegt. Die Messungen mussten daher von inNET und in der zweiten Woche auch von HEAT im Rahmen des Möglichen durchgeführt werden. Aus messtechnischer Sicht traten Schwierigkeiten mit Gischt (Spritzwasser) hoher Luftfeuchtigkeit und entsprechend beschlagener Reflektoren und Messsensoren auf. Hinzukamen technische Probleme mit der Einheit OPUS RSD 5500 #2, welche es nötig machten, dass übers Wochenende zwischen den Messtagen auf der Teststrecke ein Techniker der Firma OPUS einfliegen musste und Reparaturen am Gerät vornehmen musste. Damit die Messungen auch bei leicht regnerischem Wetter durchgeführt werden konnte, wurden für die beiden Reflektoren und die Messeinheiten kleine Wetterschutzhüllen aus Holz angefertigt. Diese erwiesen sich insbesondere in Vauffelin als sehr hilfreich, um auch bei garstigen Bedingungen weiterhin Messungen mit den

Gerätschaften von OPUS durchführen zu können. Bezüglich allfälliger Schwierigkeiten mit dem Messsystem von HEAT kann keine Aussage getroffen werden, da die Inbetriebnahme und der Betrieb autonom durch HEAT ausgeführt wurden. Zwar gab es gemäss Rückmeldung vor Ort auch vereinzelt Schwierigkeiten bei Regenwetter qualitativ gute Messungen durchzuführen. In welchem Ausmass und Umfang diese Aussage jedoch zutrifft, blieb unklar.



Abb. 19 Nasse Fahrbahn, Wind und Regen begleiteten die Messungen in der ersten Woche. Das Messprogramm musste entsprechend auf ein Minimum gekürzt werden.

Aus messtechnischer Sicht kann für den Standort Vauffelin zusammengefasst werden, dass Wetter und technische Defekte dazu führten, dass ausserordentlich viel Kalibriergas verwendet werden musste. Der sich bereits im Vorfeld abzeichnende Trend wurde beschleunigt. Dies führte dazu, dass während des letzten Messtages in Vauffelin kein reguläres Kalibriergas mehr zu Verfügung stand. Es musste auf älteres Gas zurückgegriffen werden. Die gesamten für das Projekt aufgrund von Erfahrungswerten eingeplanten Gasvorräte waren bereits vor Halbzeit des Projekts erschöpft. Die OPUS 5500-Geräte erwiesen sich im Kontext von feuchten und kühlen Verhältnissen, wie diese leider im Zusammenhang mit dem Projekt ReMOVES gehäuft auftraten, als zu wenig robust hinsichtlich Inbetriebnahme und Betrieb. Nur durch Zufall und viel Engagement konnte für den weiteren Projektverlauf rasch neues Kalibriergas produziert und eingesetzt werden. Die Messgeräte von OPUS wurden täglich auf- und abgebaut.

Die Messeinheiten von HEAT blieben die ganze Zeit über vor Ort installiert. Betreffend die Probleme mit der Feuchtigkeit bei den OPUS-Geräten kam insbesondere beim Reflektor die Frage auf, weshalb dieser bei vorhandener externer Stromzufuhr nicht beheizt wird. Ein beheiztes System hätte nicht nur in Vauffelin einige Schwierigkeiten in Bezug auf die Durchführung der Kalibrationen und die Audits vereinfacht.



Abb. 20 Überblick über den Geräteaufbau auf der Teststrecke in Vauffelin (VAU). Von vorne nach hinten betrachtet folgen die beiden HEAT Messsysteme EDAR 1 (seitlich) und EDAR 2 (über Kopf) gefolgt vom Messgerät der TU Graz und den beiden Messsystemen OPUS RSD 5500 #1 und #2 mit den Wetterschutzgehäusen. Trockene Fahrbahnverhältnisse waren selten.

1.2.4 Messungen im Schwerverkehrszentrum (SVZ)

Im Anschluss an die Messungen am Autobahnstandort A2 Knutwil (KNU) wurden die beiden Geräte OPUS RSD 5500 #1 und #2 auf dem Gelände des Schwerverkehrszentrums (SVZ) in Erstfeld eingesetzt. Ziel war es, in dem Zusammenhang die Anzahl detektierter Lastwagen für den Gesamtdatensatz des Projekts ReMOVES zu steigern. Ursprünglich stand die Idee im Raum, nach der durchgeführten High Emitter Kampagne zur vorgelagerten Detektion von verdächtigen Lastwagen in Kombination mit einer Kontrolle im SVZ in Erstfeld, bei der Einfahrt ins SVZ weitere Messungen durchzuführen, um herauszufinden, ob die Erfolgsquote direkt beim SVZ möglicherweise tiefer liegt als am Standort Knutwil. Dieser Überprüfung lag im Vorfeld die Annahme zu Grunde, dass die Kontrollen der Lastwagen beim SVZ allgemein bekannt sind in der Lastwagen-Szene und potenzielle Manipulationen vor Eintreffen im SVZ deaktiviert werden. Umgekehrt bedeutet dies, dass man erwartete, in Knutwil mehr verdächtige Fahrzeuge zu detektieren, da so weit vor dem SVZ vorgelagert, ein gewisser Überraschungseffekt stattfinden sollte. Wie am Ende des Abschnitts 1.2.1 beschrieben, erwiesen sich die Messungen in Knutwil als wenig ergiebig in Bezug auf die Anzahl detektierter High-Emitter. Die Messungen im SVZ wurde daraufhin nur noch darauf fokussiert, die Anzahl detektierter Lastwagen generell zu erhöhen. Da man im SVZ ausschliesslich Lastwagen hat, welche die Messinstrumente passieren, konnten die Einstellungen der OPUS-Geräte spezifisch auf Lastwagen ausgerichtet werden. An den übrigen Autobahnstandorten wurden meist Einstellungen angewandt, die in der Regel mehr auf Pws ausgerichtet waren. Mit den Messungen im SVZ sollte dieser Umstand gezielt umgangen werden. Total konnten 3734 passierende Fahrzeuge erfasst werden (gültige und ungültige Messungen).

Der Aufbau der Geräte wurde analog dem Aufbau aus einer Messkampagne in den Vorjahren gewählt, wo ebenfalls im SVZ während mehrerer Tage Lastwagen vermessen wurden (inNET 2020). Die Ausfahrt hat eine geringe Steigung, jedoch auch zwei nicht optimale Kurven. Die Lastwagen geben zwar Gas, aber nicht in jedem Fall. Zudem gab es auch Fahrzeuge, die im SVZ pausierten oder gar übernachteten und daher quasi unter Kaltstartbedingungen die RES passierten. Aufgrund des guten Wetters liefen die Kalibrationen und Audits verhältnismässig mit geringem Aufwand ab.

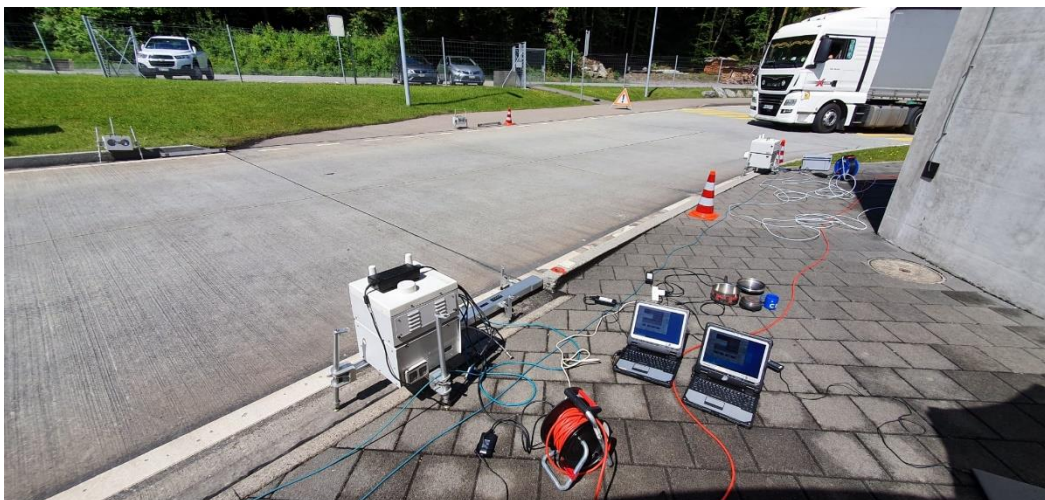


Abb. 21 Messsetup mit den Geräten von OPUS bei der Ausfahrt des Schwerverkehrszentrums in Erstfeld.

1.3 Total gemessene Fahrzeuge mit den OPUS-Messgeräten

Mit den Messgeräten OPUS RSD 5500 #1 und #2 wurde wie oben beschrieben an verschiedenen Standorten gemessen. Die untenstehende Abbildung 22 zeigt die totale Anzahl

detektierter Fahrzeuge je Standort. Die Anzahl beinhaltet sowohl gültige als auch ungültige Messungen. Aus der Grafik wird ersichtlich, dass in Bezug auf die Anzahl Einzelmessungen am Standort Sedel gefolgt vom Autobahnstandort in Soazza an der A13, Muzzano und Knutwil am meisten Messungen durchgeführt wurden. Sursee und Dierikon wurden im weiteren Projektverlauf aufgrund der Schwierigkeiten mit den Messgeräten nicht weiter berücksichtigt. Auf der Teststrecke in Vauffelin und beim Schwerverkehrszentrum waren die Anzahl erfasster Fahrzeuge respektive Durchfahrten aufgrund des Messprogramms eingeschränkt. Total wurden 130'666 Messpunkte über alle Standorte addiert erzeugt. Abbildung 23 zeigt die Anzahl der gültigen Messungen. Es wird klar, dass weniger als die Hälfte der Messungen für gültig erklärt werden konnten.

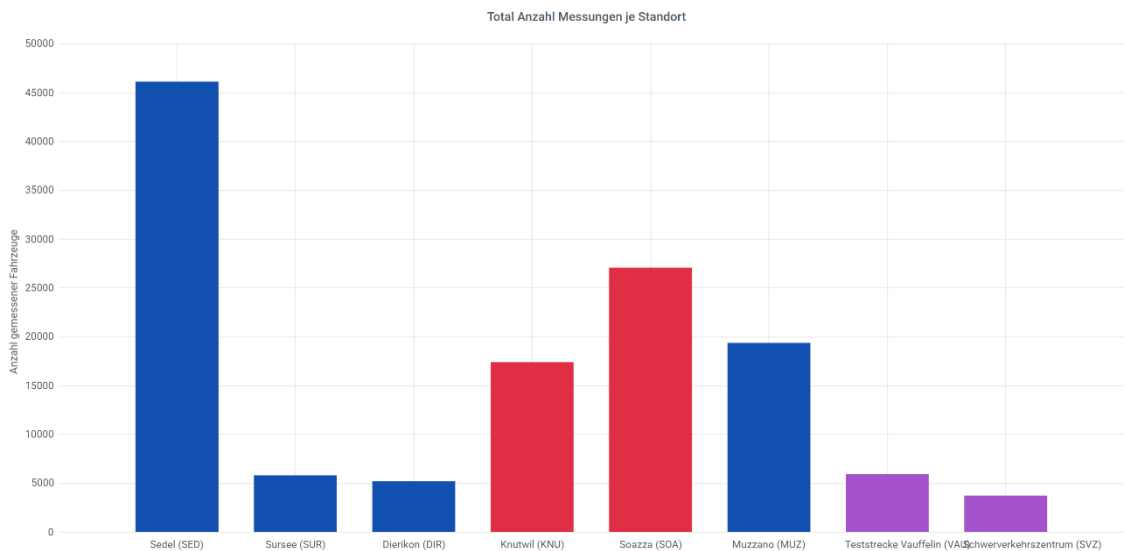


Abb. 22 Total Anzahl gemessener Fahrzeuge je Standort mit den beiden Messgeräten OPUS RSD 5500 #1 und #2. In blau sind die Standorte auf Hauptstrassen und in rot die Autobahnstandorte dargestellt. In violett sind die beiden experimentellen Standorte der Teststrecke in Vauffelin und des Schwerverkehrszentrums dargestellt. Die Grafik wurde automatisch aus dem Toolset der Swiss RSD Database generiert.

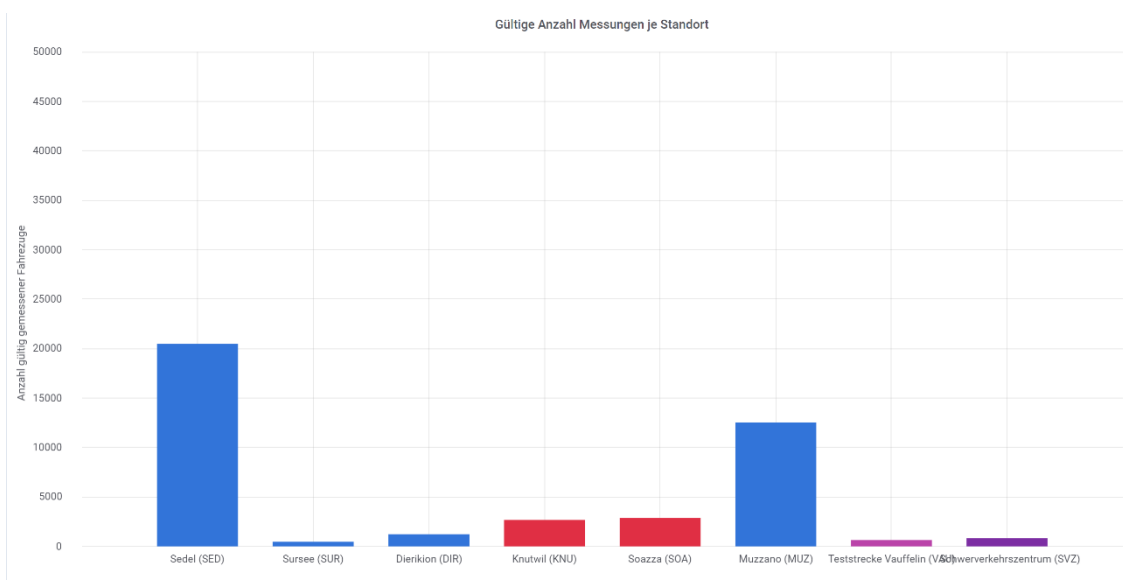


Abb. 23 Total Anzahl gültiger gemessener Fahrzeuge je Standort mit den beiden Messgeräten OPUS RSD 5500 #1 und #2. Gültige Messungen wurden durch die internen Messkriterien von OPUS als gültig betrachtet und verfügen über ein gültig detektiertes Kennzeichen und entsprechende Fahrzeuginformationen in der Swiss RSD Datenbank. In blau sind die Standorte auf Hauptstrassen und in rot die Autobahnstandorte dargestellt. In violett sind

die beiden experimentellen Standorte der Teststrecke in Vauffelin und des Schwerverkehrszentrums dargestellt. Die Grafik wurde automatisch aus dem Toolset der Swiss RSD Database generiert.

1.4 Total gemessene Fahrzeuge mit den HEAT-Messgeräten

Die totale Anzahl gemessener Fahrzeuge mit den Messsystemen EDAR 1 und 2 von HEAT lässt sich nicht im gleichen Masse beantworten wie dies für die Geräte von OPUS der Fall ist. Die Messungen wurden durch HEAT als Dienstleistung durchgeführt. Die Frage, ob im Datensatz nur qualitativ gute Messungen vorhanden sind oder nicht, lässt sich daher nicht mit der gleichen Transparenz beantworten. Folgende Zusammenstellung kann aber auf Basis der vorhandenen Daten gemacht werden:

- Total gültig gemessene Fahrzeuge in Rubigen (RUB): 71'912
- Total gültig gemessene Fahrzeuge in Soazza (SOA): 34'697
- Total gültig gemessene Durchfahrten in Vauffelin (VAU): 2392
- Total weitere vorhandene Messungen, welche zum Teil nicht eindeutig einem Fahrzeug zuzuordnen waren: 40'994.

Analog dem Vorgehen mit den Daten von OPUS müssen diese strenggenommen als ungültig betrachtet werden, da entsprechende eindeutige Fahrzeuginformationen zu den Messungen fehlen. Mögliche Gründe für die hohe Anzahl nicht zuordbarer Messungen sind der hohe Anteil ausländischer Fahrzeuge, falsch detektierte Kennzeichen durch das System HEAT sowie die relative hohe Anzahl vorhandener Wechselnummern, welche es nicht erlauben, die Messungen eindeutig einem Fahrzeug zuzuordnen.

Total ergibt dies 149'995 vorhandene Messungen.

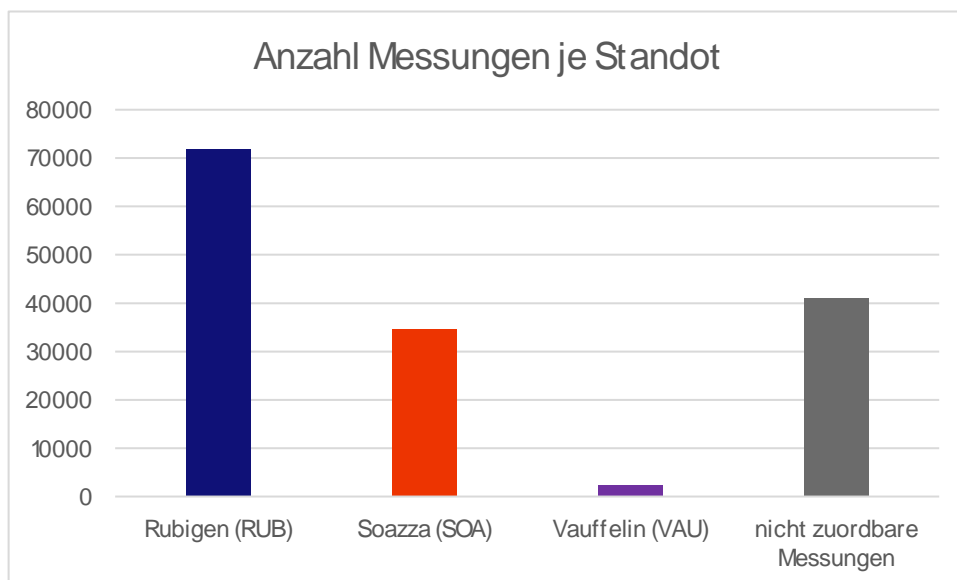


Abb. 24 Total Anzahl gemessener Fahrzeuge je Standort mit den beiden Messgeräten EDAR 1 & 2. In blau sind die Standorte auf Hauptstrassen und in rot die Autobahnstandorte dargestellt. In violett ist der Standort der Teststrecke in Vauffelin dargestellt. Grau werden die nicht zuordbaren Messungen

1.5 Swiss RSD Database

Zur Aufgabe des AP1 gehörte neben der Durchführung, Planung und Organisation der RES-Messung auch die Datenhaltung und Verarbeitung mit Fokus auf Anonymisierung. Dazu wurde das Swiss RSD Database Framework geschaffen. Keinesfalls sollten die durch die Messsysteme von OPUS und HEAT erfassten Kennzeichen in Verbindung mit den Emissionsmessungen gebracht werden. Durch eine strikte Trennung in unterschiedlichen Datenbanken und unter Einsatz von Verschlüsselungstechnologien konnte dieses Ziel erreicht werden. Zusätzlich wurde ein Toolset erstellt, das es erlaubt in Zukunft Messungen in real-time darzustellen. Die gesamte Datenverarbeitung bis hin zur Visualisierung ist automatisiert. Sobald Daten zur Swiss RSD Database hinzugefügt werden, laufen Import und Auswertung inklusive Visualisierung automatisiert ab. Für das Projekt ReMOVES wurden lediglich die Basic-Auswertungen implementiert und umgesetzt. Weitere Auswertung für zukünftige Anwendungen können jederzeit hinzugefügt werden. Alle Projektpartner, sowie Mitglieder der Begleitgruppe erhielten ein persönliches Swiss RSD Database Login. Damit konnte man sich jederzeit auf die Visualisierung einloggen. Die Visualisierung selbst ist webbasiert und kann auch auf dem Smartphone betrachtet werden. Die Visualisierungen zu den Messungen mit dem System von OPUS sowie die Auswertungen bezüglich High Emitter bei den schweren Nutzfahrzeugen konnten während des Projekts unter <https://dashboard.swiss-rsd-db.ch/d/wQpJ7SqMz/swiss-rsd-database-removes?orgId=1> abgerufen werden. Ein Beispiel der Visualisierung ist unten aufgeführt. Die Visualisierung erlaubte es, das Messgeschehen mit ein paar Tagen Verzögerung zu den Messungen mitzuverfolgen, abhängig davon, wann die Messwerte zur Verfügung standen. Somit war es möglich, zeitnah einen Überblick der Daten zu gewinnen, ohne auf den Projektreport zu warten. Das Projekt ReMOVES erlaubte es in NET, ein automatisiertes Toolset weiter zu entwickeln, welches als Standardanwendung die laufende Datenerfassung für Projektteilnehmer aufbereitet und webbasiert aufzeigen kann. Das Toolset kann theoretisch auch international für andere Projekte eingesetzt werden.



Abb. 25 Beispiel für die Visualisierung der Daten in der Swiss RSD Database im Rahmen des Projekts ReMOVES. Zu sehen sind im Bereich oben die Anzahl gemessener Fahrzeug innerhalb des Tages vom 26.04.2021. Unten sind die Anzahl gültiger Messungen nach Anwendung aller Validierungsregeln dargestellt.

Darüber hinaus wurde ein sogenannter Datenkiosk erstellt, der es erlaubte spezifische Daten des Projekts jederzeit herunterzuladen. Der Datenkiosk war für das gesamte Projektteam zugänglich und unter <https://export.swiss-rsd-db.ch/> abrufbar. Gegen Ende des Projekts wurden die Daten eingefroren und die dynamischen Funktionen der Exportfunktion deaktiviert.

Die Swiss RSD Datenbank beinhaltet nach Beendigung des Messprojekts total 280'661 Messeinträge. Das ursprünglich angestrebte Ziel von 200'000 Messungen wurde aus dieser Perspektive erreicht.

1.6 Herausforderungen aus messtechnischer Hinsicht

Die Herausforderungen aus Sicht Messtechnik und Praktik waren vielseitig. Wie an verschiedenen Stellen bereits erwähnt, war die gesamte Organisation eines Projekts in dieser Grösse mit Abstand die grösste Hürde. Es fehlte sowohl in der Schweiz als auch international an Erfahrung solche unter vielen Abhängigkeiten stehende Messkampagnen durchzuführen. Die Corona-Pandemie verursachte weitere zusätzliche Aufwände, die vieles verkomplizierten. Auf der Ebene der Geräte ist es schwierig eine verlässliche Aussage aus Sicht der Praxis bezüglich der Geräte von HEAT abzugeben. HEAT operierte als Dienstleister. Aufbau und Durchführungen der Messungen wurden autonom vorgenommen. Am Schluss wurden lediglich die Daten abgegeben. Anders als beim Messsystem von OPUS kann nicht abgeschätzt werden, wie viele Fahrzeuge allenfalls gemessen wurden, aber nie den Weg in den definitiven Datensatz geschafft haben. Umgekehrt weiss man relativ gut, wieviel der rund 130'000 gemessenen Fahrzeugen mit den Messgeräten von OPUS den minimalen Gültigkeitskriterien entsprechen. Auch aus der Sicht Praxis lassen sich bessere Abschätzungen treffen.

Generell kann festgehalten werden, dass es nur bedingt Sinn macht, RES-Messungen durchzuführen, wenn die Wetterbedingungen nicht minimale Bedingungen erfüllen. Damit sind insbesondere Bedingungen mit geringer Luftfeuchtigkeit und trockener Fahrbahn gemeint. Das Projekt ReMOVES hat gezeigt, dass ein sehr begrenzter Zeitrahmen dazu zwingt, dass Messungen bei quasi allen Wetterbedingungen durchgeführt werden müssen. Die Praxis zeigte aber, dass diese Messungen wenig erfolgreich sind und ausser Kosten und Aufwand wenig Output generieren. Aus Erfahrung der Kollegen vom AWEL Zürich weiss man, dass wenn Gerätschaften genügend lang zur Verfügung stehen und Messungen nur unter Idealbedingungen durchgeführt werden, auch ein besseres Resultat hinsichtlich Qualität und Quantität der Messungen erreicht werden kann. Diese Aussagen treffen vor allem für die Systeme von OPUS zu.

Das System OPUS erwies sich als wenig robust und sowohl in der Hardware und Software teilweise als fehleranfällig. Dennoch muss auch hier festgehalten werden, dass bei einem Einsatz bei optimalen Bedingungen wohl viele der zu Tage geförderten Probleme erst gar nicht aufgetreten wären. Beschlagene Sensorik und Reflektoren sind Effekte die bei optimaleren Wetterbedingungen nicht auftreten würden. Ein integriertes Heizsystem würde die Geräte wohl in der praktischen Sichtweise stark verbessern, würde wohl aber wieder andere Herausforderungen mit sich bringen. Besonderes Augenmerk gilt dem Gasverbrauch für die Kalibrierung. Aufgrund technischer Probleme von zeitweise OPUS RSD #1 und auch #2 in Kombination mit dem schlechten Wetter wurde deutlich mehr Kalibriergas verbraucht. Für zukünftige Anwendungen gilt es diesen Umstand bei der Planung kritisch zu berücksichtigen. Einfacher im Handling wären wohl langfristige Messungen. Das Kalibriergas kann nämlich nur begrenzt gelagert werden und wird nicht zurückgenommen. Um Kosten zu sparen, wurde auf eine überproportional grosse Gasbestellung zu Beginn des Projekts verzichtet.

Das System OPUS kann im Gegensatz zum System HEAT rasch und mit verhältnismässig geringem Aufwand auf- und abgebaut werden. Dennoch verlangt der Aufbau einiges an Erfahrung und den einen oder anderen Praxis-Kniff. Gegen Ende des Projekts war man

diesbezüglich auf einem Stand, dass man weitere Messungen an jedem beliebigen Standort innerhalb der Anforderungskriterien hätte Messungen durchführen könne.

Mit dem System von HEAT lassen sich nach erfolgreichem Aufbau rund um die Uhr Messungen durchführen. Jedoch sind die Anforderungen an die Standortevaluation höher und das System lässt sich nur unter grossem Aufwand von einem Standort zum nächsten bewegen. Zusätzlich ist der Einsatz des benötigten Reflektorstreifens zwar problemlos möglich, wie im Projekt ReMOVES bewiesen wurde. In der Praxis bedingt es hier jedoch noch verschiedene Fragen einheitlich und übergeordnet zu klären, ehe das System in der ganzen Schweiz flexibler eingesetzt werden kann.

Die Wahl geeigneter Standorte mit genügender Steigung scheint neben der Berücksichtigung des Wetters für beide Gerätschaften zentral. Vom Aussehen her erinnern die Geräte von HEAT und OPUS wohl viele Fahrzeuglenker an ein Radargerät und lässt diese intuitiv vom Gas gehen. Dies führte in der Praxis wohl nicht selten dazu, dass die Abgaswolke «vermindert» war. Ein erzwungenes Fahren unter Last würde dem explizit entgegenwirken. Überdies sollten zukünftig Standorte in Betracht gezogen werden, wo das Verkehrsaufkommen regelmässige Zeiträume ohne vorbeifahrende Fahrzeuge beinhaltet. Kalibration und Audits benötigen mehrere kurze Phasen von 20 bis 30 Sekunden ohne vorbeifahrende Fahrzeuge, um sauber durchgeführt werden zu können.

1.7 Zusammenfassung AP1

Die Durchführung und Organisation rund um die RES-Messungen des Projekts ReMOVES sowie deren Herausforderungen sind ausführlich in den Kapiteln 1.1 bis 1.6 erläutert. Es konnten über die Projektdauer aus messtechnischer Sicht wichtige Erfahrungen gesammelt werden. Generell wurde erkannt, dass der Wahl geeigneter Standorte noch mehr Gewicht geschenkt werden sollte. Damit Messungen genau dort durchgeführt werden können, wo diese am erfolgsversprechendsten sind, muss deren Organisation einfacher werden. Um den Herausforderungen noch besser begegnen zu können, wäre es für zukünftige Projekte sinnvoll, potenziell involvierte Behörden, Partner und Institutionen vor der definitiven Festlegung der Projektziele über Absichten und technische Herausforderungen zu informieren. In der Folge wäre von Beginn weg klarer, wo Messungen durchgeführt werden können und was dies für die involvierten Drittparteien an Aufwand bedeutet und wie das Projekt in Bezug auf Prioritäten zu behandeln ist. Diese Informationen könnten mit Hilfe eines Informations- und Factsheets erfolgen. Danach liessen sich auch die eigentlichen Ziele mit den effektiv vorhandenen Möglichkeiten besser vereinen und die generelle Vorbereitung effizienter vorwärtstreiben. Ein Projekt von ähnlichem Umfang wie ReMOVES sollte auf der Ebene der Gebietseinheiten nicht unvorangekündigt und ohne klare Priorisierung gestartet werden. Die nötigen involvierten Entscheidungsträger sollten möglichst amtsintern über ein allfälliges Projekt, dessen Ziele und Priorisierung in Kenntnis gesetzt werden. So können externe Ressourcen effizienter für die eigentlichen Messungen eingesetzt werden.

Bei der Standortwahl ist neben den generellen Rahmenbedingungen wie Sicherheit, externe Stromzufuhr und genügend grosse Platzverhältnisse (bei den seitlichen Messungen braucht es beidseitig der Fahrbahn etwas Platz für die Gerätschaften) insbesondere dem Kriterium einer genügenden Steigung mehr Priorität einzuräumen. Das Verkehrsaufkommen sollte es zumindest für Gerätschaften von OPUS zulassen, dass periodisch Kalibrierungen und Audits ungestört durchgeführt werden können und somit Phasen vorhanden sind, wo regelmässig über den Zeitraum von 20 bis 30 Sekunden kein Fahrzeug die Messstelle passiert.

Es gibt keine expliziten Anforderungen an die Fahrbahn. Beim Messsystem von HEAT über der Fahrbahn war für die Messungen im Jahr 2021 ein Reflektorstreifen nötig, der aufgeklebt werden musste. Dies wiederum verlangte höhere organisatorische Vorarbeit und Aufwände bei der Vorbereitung im Zusammenhang mit Fahrbahnsperrungen. Bei fixen Installationen über einen längeren Zeitraum wird z.T. auch der Reflektor im Asphalt versenkt (so

z.B. in Schottland). Für das Messsystem von OPUS ist ein solcher Aufwand nicht nötig. Beide Gerätschaften operieren von der Geschwindigkeit her in einem ähnlichen Geschwindigkeitsbereich. 40 bis 70 km/h stellt den optimalen Bereich dar. Messungen bis 80 km/h sind ebenfalls mit beiden Systemen möglich. Darüber nimmt die Anzahl gültiger Messungen beim System von OPUS ab. Gemäss Aussagen von HEAT können mit der EDAR-Sensorik auch Messungen bis 130 km/h ohne Qualitätsverluste durchgeführt werden.

Zwingend berücksichtigt werden müssen die Wetterbedingungen. Mit dem System von OPUS konnte die Erfahrung gemacht werden, dass Kalibration und Audits schwieriger durchzuführen sind, je kühler und feuchter die Wetterbedingungen sind. Ähnliches dürfte wohl in der Tendenz auch auf das System von HEAT zutreffen. Für eine verlässliche Aussage fehlen aber die selbst gemachten Erfahrungen. HEAT führte die Messungen autonom durch. Es ist nicht bekannt, ob es während Perioden mit schlechtem Wetter (insbesondere Regen) zu weniger gültigen Messungen kam. Positiv zu werten ist aber der Umstand, dass der Reflektorstreifen des Systems HEAT beheizt wird. Dadurch dürften Störungen durch Wasser und Beschlag auf dem Reflektorstreifen minimiert werden. Zusammenfassend sollten RES-Messungen bevorzugt bei trockenen Fahrbahnbedingungen, wenig Wind und tiefer relativer Luftfeuchtigkeit durchgeführt werden, um Kalibration und Audits zu vereinfachen.

Aus Sicht Praxisanwendung kann festgehalten werden, dass sich das Messsystem von OPUS besser für die Erfüllung von Vollzugsaufgaben eignet, während sich die Gerätschaften von HEAT für langfristige Stationierungen anbieten.

Fazit OPUS aus messtechnischer Sicht:

Die Geräte von OPUS sind vom generellen Handling her mit etwas Erfahrung relativ einfach in Betrieb zu nehmen und zu betreiben. Die Geräte lassen sich schnell an verschiedene Standorte verschieben und Messungen durchführen. Das Mietmodell von OPUS erlaubt zudem flexible Nutzungsdauern. Die Flexibilität im Einsatz bietet daher auch Möglichkeiten OPUS-Geräte gezielt für die Erkennung von High-Emittern einzusetzen. Hierfür müssten in Folgeprojekten aber noch diverse Fragen geklärt werden. Eine fixe Installation über Tage war im Zuge des vorliegenden Projekts ReMOVES nicht möglich. In Spanien wurden jedoch erste Versuche unternommen, das System dauerhaft und möglichst unbemannt laufen zu lassen.

Fazit HEAT aus messtechnischer Sicht:

Das System von HEAT bietet sich insbesondere für langfristige Messkampagnen und dauerhafte Überwachung mit fixer Installation an. Die Stärken liegen in der durchdachten und unbemannten Fernüberwachung des Betriebs. Durch die Installation über der Fahrbahn können ohne weitere Einschränkungen des Verkehrs dauerhaft Messungen vorgenommen werden. Das Messsystem von HEAT kann seine Stärken insbesondere auch im Kontext Autobahnen voll ausspielen, da theoretisch mehrere Fahrbahnen abgedeckt werden können und Tempi bis 130 km/h für das System kein Hindernis darstellen. Für mobile Anwendungen ist der Aufwand aus organisatorischer und administrativer Sicht hingegen deutlich höher als mit dem System OPUS. Das Data as a Service Geschäftsmodell erlaubt es zwar, die Dienstleistung bequem erledigen zu lassen, was eine aufwändige Einarbeitung erübrigt. Koordinativ muss aber dennoch mit beträchtlichem Begleitaufwand gerechnet werden.

Als Output der gesamten Messkampagne resultierten total über 280'000 Messungen, wobei hier sowohl gültige wie auch ungültige Messungen enthalten sind. Diese Messungen sind im Toolset der Swiss RSD Database abgelegt. Die Datenbank erlaubt die vollautomatische Speicherung der Daten inklusive automatisiertem Zusammenführen von RES-Messungen mit vorhandenen Fahrzeugdaten und anonymisierter Indexierung. Mit dem Toolset werden zudem automatische Auswertungen erstellt, welche online zugänglich (mit Passwort geschützt) sind. Hiermit lassen sich zukünftige RES-Messungen nach Bedarf sogar in Echtzeit prozessieren und visualisieren. Als letztes Element wurde eine Download-Funktion implementiert, welche es erlaubte, die Daten dem Kreis der Projektteilnehmer zur Verfügung zu stellen. Das Toolset kann für weitere Kampagnen ohne Einschränkungen eingesetzt werden. Dies gilt für beide Messsysteme von OPUS und HEAT.

2 Vergleich von RES, SEMS und PEMS Messungen (AP2)

Das Arbeitspaket 2 befasste sich mit der Auswahl und Ausrüstung der Versuchsfahrzeuge, wozu repräsentative Fahrzeuge verschiedener Emissionsklassen nach Euro5/V und Euro 6/VI ausgewählt wurden. Zur Messung der NO_x-Emissionen wurden sensorbasierte Emissionsmesssysteme, sog. Smart Emission Measurement Systems (SEMS) verwendet, die Tauglichkeit der SEMS wurde jeweils mit Vergleichsmessungen auf dem Rollenprüfstand und der dort verfügbaren C(onstant)V(olume)Sampling-Anlage gemäss geltender Vorschriften überprüft. Ebenfalls wurden die später verwendeten P(ortable)E(mission)M(easurement)S(ystems) auf dem Rollenprüfstand validiert.

Die SEMS-Messungen erlauben eine kontinuierliche Messung der Emissionen und die Aufzeichnung der OBD Daten, um so eine Vergleichsbasis mit den Messergebnissen der RES-Ergebnisse zu liefern. Auf einer separaten Teststrecke (Vauffelin) wurden die in Frage kommenden RES-Systeme für NO_x (OPUS & HEAT) und ein zusätzliches System für Partikel der Technischen Universität Graz aufgebaut, die ausgewählten und mit SEMS ausgerüsteten Fahrzeuge wurden in unterschiedlichen Reihenfolgen über die Strecke bewegt. Gemäss Manöverplan durchgeführte Fahrten mit vorgegebenen Geschwindigkeiten und Gängen erlaubten dabei die Festlegung möglichst vieler repräsentativer Betriebspunkte der Fahrzeuge respektive des Motors. Die erhaltenen Messdaten wurden dann dem AP3 zur Weiterverarbeitung in geeigneter Form übergeben.

Je ein Pw mit den jeweils höchsten und niedrigsten Emissionswerten während der RES-Messung wurde dann im zweiten Teil des Arbeitspakets mit einer offiziellen Überprüfung zusammen mit PEMS in einem Realdrive-Manöver ein weiteres Mal vermessen. Dieser Vorgang enthält die technische Eingangsprüfung des Fahrzeugs, Überprüfung des Messsystems mit dem Abgasprüfstand/ CVS-Anlage, danach eine Fahrt auf einer öffentlichen Strasse mit definierten Streckenabschnitten. Auch diese Ergebnisse wurden wiederum AP3 zwecks Korrelation der Ergebnisse übergeben.

2.1 Testmethode

2.1.1 Testablauf

Das Ziel des AP2 ist eine Validierung der RES-Methode mittels SEMS zu etablieren.

Dafür sollen drei Diesel-Pw (1x EU5, 1x EU6b, 1x EU6d) und zwei Diesel-Lkw (EU5 und EU6) mit SEMS ausgestattet werden. Die Fahrzeuge sind so gewählt, dass sich anhand der verschiedenen Emissionsstufen auch unterschiedliche NO_x-Niveaus ergeben und so Korrelationen der RES-Messsysteme mit den unterschiedlichen Emissionshöhen erstellt werden können.

Diese SEMS können gegenüber einem PEMS ohne Unterbrechung eingesetzt werden, es sind keine Batterieladungen oder Kalibrierungen zwischen den Messungen nötig.

Die mit SEMS ausgerüsteten Fahrzeuge wurden mehrmals durch die aufgebauten Remote Emission Sensing-Messstellen (von OPUS und HEAT) auf der abgesperrten Teststrecke gefahren, um Daten mit verschiedenen Geschwindigkeiten, Lasten und Drehzahlen zu sammeln. Die Remote Emission Sensing Messstellen befanden sich entweder am Rande der Strecke (OPUS) oder über der Strecke (HEAT).

Das SEMS ist für lange zeitliche Messungen vorgesehen. So konnten mehrere Durchfahrten einer RES-Messstelle in kurzen Abständen und ohne Abbruch absolviert werden. Damit wurden innerhalb kurzer Zeit relativ viele Daten gesammelt.

In den Remote Emission Sensing Datensätzen sollen Pw-Fahrzeugmodelle identifiziert werden, welche sich auf der «schmutzigen» Seite resp. auf der «sauberen» Seite des erfassten Emissionsspektrums befinden. Je ein Fahrzeug des entsprechenden Spektrums wurde für eine RDE-Messung mit einem PEMS ausgewählt, um ein detailliertes Emissionsprofil erstellen zu können. Dieses soll im Anschluss mit den RES- und SEMS Resultaten verglichen werden, um aufzuzeigen, ob sich der generell erfasste RES-Emissionstrend auch bei R(eal)D(ri)ng)E(mission)-Fahrprofilen gemäss den geltenden Vorschriften RDE-Fahrten wiederfinden lässt.

Wie oben erwähnt, wurden drei leichte und zwei schwere Motorwagen für die Versuche verwendet. Von den leichten Motorwagen wurden zunächst die Abgasemissionen von zwei Personenkraftwagen und von einem Kleinbus auf dem Rollenprüfstand (RP) während des WLTC-Zyklus gemessen. Der Zweck dieser Messungen besteht darin, die mit dem SEMS gemessenen Emissionen mit denen zu vergleichen, die mit der CVS-Anlage ermittelt wurden. Es handelt sich um die Validierung der RES Messtechnik.

Schließlich wurden weitere Tests mit den Fahrzeugen, welche die höchsten und die niedrigsten NO_x-Emissionen ausstossen, auf dem Rollenprüfstand mit einem PEMS und der CVS-Anlage durchgeführt. So konnte ein Vergleich zwischen dem verwendeten SEMS und diesen beiden unterschiedlichen Instrumenten durchgeführt werden. Danach wurden die realen Fahremissionen der beiden gleichen Fahrzeuge mit dem PEMS-Gerät auf der Strecke AFHB06f durchgeführt. Diese Route erfüllt alle Anforderungen von Anhang IIIA der Verordnung (EU) 2018/1832. Siehe Abbildung 30.

2.1.2 Rollenprüfstand

Vor der Prüfung auf der Teststrecke wurden die Fahrzeuge mit dem SEMS-Gerät ausgestattet. Siehe Abbildung 26. Das SEMS besteht aus einer Datenerfassungseinheit (NO_x/O₂- und NH₃-Sensoren, Temperatur- und Drucksensoren, Verbindung zum OBD-System des Fahrzeugs und GPS), mit welcher kontinuierlich die Emissionen aufgezeichnet wurden. Es verfügt außerdem über eine drahtlose Verbindung mit einem cloudbasierten Datenserver. Es werden zwei Dateien pro Messung erzeugt. Die erste Datei enthält die gemessenen Werte und die zweite die Datenanalyse, die auf der HORIBA Enterprise Plattform durchgeführt wird. Als Ergebnisse liefert sie einige berechnete Werte wie Kraftstoffverbrauch, CO₂ und die gemessenen Emissionen NO_x und NH₃ in g/km oder g/kWh. Die Messfrequenz des SEMS beträgt 5 Hz.

Die Abbildung 26 zeigt das für die Tests verwendete System.

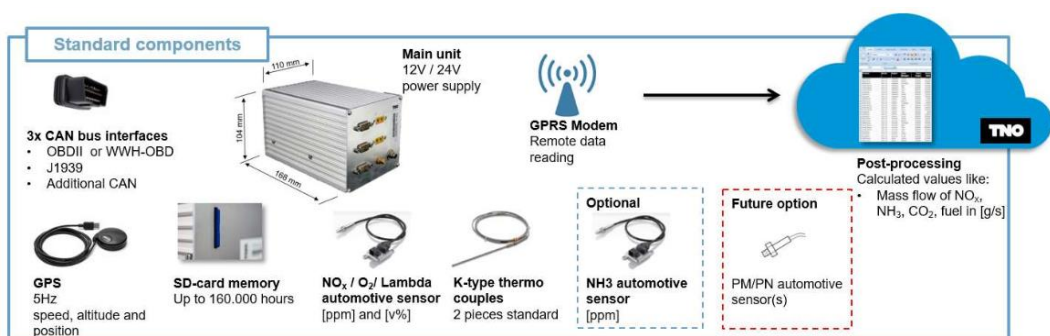


Abb. 26 Schematische Darstellung des SEMS.

Die Abbildung 27 zeigt die am Auspuff des Renault Mégane installierten SEMS-Sensoren.

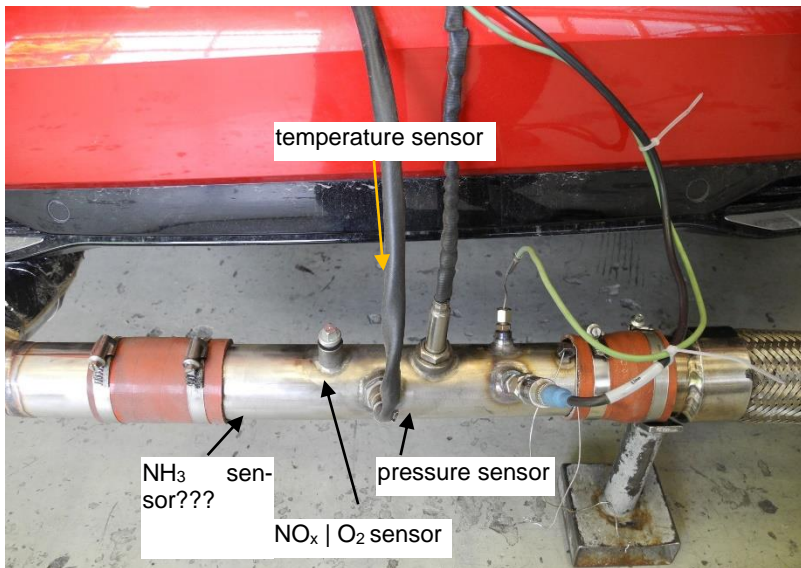


Abb. 27 SEMS-Sensoren am Auspuffrohr des Renault Mégane

Anfangs 2022 wurden der Volvo V40 und der Renault Mégane mit dem PEMS ausgestattet und der WLTC-Fahrzyklus erneut auf dem Rollenprüfstand durchgeführt. Dieser Vorgang ist notwendig, um die Messung mit dem PEMS gemäß der Verordnung (EU) 2018/1832, Anhang IIIA, zu validieren.

Für alle Messungen, die mit den oben genannten Fahrzeugen auf dem Rollenprüfstand durchgeführt wurden, wurde der Fahrwiderstand des Prüfstandes gemäß der ECE-Regelung Nr. 83, Anhang 4a Punkt 6.2.1.2. eingestellt. Die untenstehende Tabelle stellt diese Einstellungen dar.

Tab. 6 Rollenprüfstandeinstellung gemäß der ECE-Regelung Nr. 83, Anhang 4a

Fahrzeug	Äquivalente Schwungmasse (kg)	Vom Rollenprüfstand bei 80 km/h aufgenommene Leistung (kW)	Koeffizient a (N)	Koeffizient b (N/(km/h) ²)
Mercedes-Benz Vito 114BT	2270	9.4	9.5	0.0646
Renault Mégane	1590	7.5	7.6	0.0515
Volvo V40 D3	1470	7.3	7.4	0.0502

Der Fahrzyklus WLTC, Abbildung 31, wurde mit einem warmen Motor durchgeführt.

2.1.3 Schaltpunkte für Pw auf dem Rollenprüfstand

Alle geprüften Personenwagen sind mit einem automatischen Getriebe ausgerüstet. Bei diesen Fahrzeugen müssen keine Schaltpunkte berechnet werden. Sie werden während des Prüfzyklus auf dem Rollenprüfstand mit dem Gangwahlschalter auf «D» gefahren.

2.1.4 Teststrecke

Die Teststrecke befindet sich in Vauffelin auf einer Höhe von 720 Metern und ist Eigentum des Dynamic Test Center (DTC). Die Teststrecke des DTC ist 800 Meter lang und dient der Durchführung von Straßentests, wie z. B. dynamische Fahrzeugtests, Homologationsprozess und Modifikationstests sowie Geräusch- und Bremseffekt-Messungen.

Für unsere Untersuchungen wurden alle Fahrzeuge in verschiedenen Betriebspunkten getestet. Diese sind in der Tabelle 7 aufgelistet.

Tab. 7 Betriebspunkte für die Pw und die Lkw

Be- triebs- punkte	Personenwagen		Lastwagen	
	Geschwindigkeit	Gang	Geschwindigkeit	Gang
1	19 km/h	1.	19 km/h	ausgewählt für n zwischen M_{max} & P_{max}
2	40 km/h	2.	40 km/h	ausgewählt für n zwischen M_{max} & P_{max}
3	57 km/h	2.	57 km/h	ausgewählt für n zwischen M_{max} & P_{max}
4	57 km/h	3.	57 km/h	ausgewählt für n zwischen M_{max} & P_{max}
5	70 km/h	3.	70 km/h	ausgewählt für n zwischen M_{max} & P_{max}
6	70 km/h	4.	70 km/h	ausgewählt für n zwischen M_{max} & P_{max}

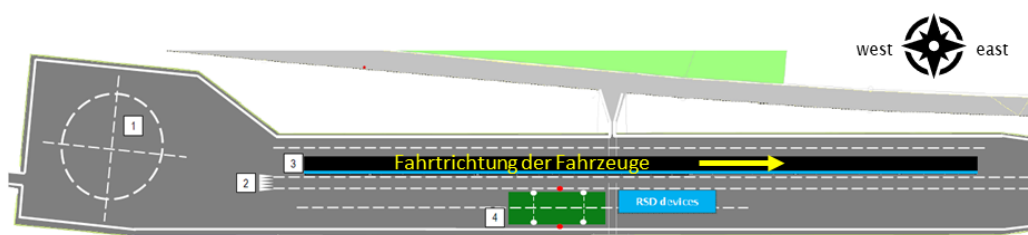
Erste Woche (17.05. bis 21.05.2021)

In der ersten Woche wurden drei Fahrzeuge eingesetzt, der Volvo V40, der Mercedes-Benz Vito und der MAN TGM 15.290. Die Tests wurden in nur einer Richtung durchgeführt, von Westen nach Osten, siehe Abbildung 28 unten.

Die Durchfahrt durch das Messgebiet erfolgte mit verschiedenen konstanten Geschwindigkeiten, wobei die Fahrzeuge von der Einfahrt bis zur Ausfahrt aus der Messzone leicht beschleunigt wurden. Die Reihenfolge, in der die Fahrzeuge den Messbereich durchqueren, hat sich mehrfach geändert. Diese sind:

- a: Mercedes-Benz Vito - MAN TGM 15.290 - Volvo V40
- b: Volvo V40 - MAN TGM 15.290 - Mercedes-Benz Vito

In den SEMS-Dateien wurde jeweils ein Bit (Ziffer 1) am Eingang und am Ausgang des Messbereichs der RES-Geräte erzeugt. Bei allen Tests wurde eine Nutzlast von 2000 kg auf dem MAN-Lkw mitgeführt.

**Abb. 28** Fahrtrichtung der Fahrzeuge während der ersten Woche.

Zweite Woche (25.05. bis 28.05.2021)

In der zweiten Woche wurden zwei Fahrzeuge eingesetzt, der Renault Mégane und der MAN TGA 18.540.

Die Tests wurden nur in einer Richtung durchgeführt, von Westen nach Osten, für die Geschwindigkeiten 19 km/h, 40 km/h und 57 km/h. Am zweiten Tag, ab 11:35 Uhr und bei einer Geschwindigkeit von 70 km/h wurden die Tests in beiden Richtungen durchgeführt, siehe die Abbildung unten.

Wie in der ersten Woche erfolgte die Durchfahrt durch den Messbereich mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten, aber die Geschwindigkeit blieb von der Einfahrt bis zur Ausfahrt aus dem Bereich konstant. Die Reihenfolge, in der die Fahrzeuge die Messstrecke durchquerten, war immer dieselbe, wobei der Lkw MAN TGA 18.540 als erster durchfuhr, gefolgt von dem Pw (Renault Mégane).

Bei allen Tests wurde eine Nutzlast von 7500 kg auf dem von dem MAN-Lkw gezogenen Auflieger transportiert.

In der Abbildung 29 sind die RES-Geräte von OPUS (RSD device 1) und von HEAT (RSD device 2) dargestellt. Die Technische Universität Graz, dargestellt als TU Graz in der untenstehenden Abbildung, nahm auch mit ihren eigenen Geräten an dieser Testkampagne teil. Sie ist aber nicht in diesem Projekt beteiligt.

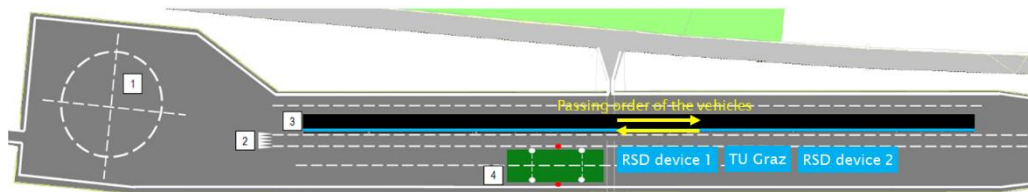


Abb. 29 Fahrtrichtung der Fahrzeuge während der zweiten Woche.

2.1.5 Strassenmessungen mit PEMS-System

Die Messungen fanden im realen Verkehr während der normalen Arbeitszeiten mit dem Volvo V40 und der Renault Mégane statt. Die Fahrzeuge wurden bei jeder Messung von AFHB Mitarbeitern gefahren. Die Kühlmitteltemperatur des Motors lag bei allen Messstarts zwischen 20 °C und 30 °C.

Die Messgrößen (siehe Messdaten) wurden während der Straßenmessung mit einer Abtastfrequenz von 1 Hz aufgezeichnet.

Unmittelbar vor dem Start der Messung wurden die Analytoren kalibriert und der gesamte PEMS-Aufbau wurde auf Batteriestrom umgeschaltet. Die Messungen begannen mit dem Motorstart und einer kurzen Leerlaufphase und endeten mit dem Abschalten des Motors nach Abfahren der gesamten vordefinierten Messstrecke. Anschließend wurde die Kalibrierung der Analyzer nochmals überprüft und die Messdaten gespeichert.

2.1.6 Route

Um Emissionsmessungen unter realen Bedingungen zu ermöglichen, wird eine Strecke auf öffentlichen Straßen befahren. Sie ist in der Verordnung [1] festgelegt und muss mehrere Kriterien erfüllen.

Die Strecke ist in drei Abschnitte unterteilt, die in der folgenden Reihenfolge befahren werden müssen: Stadt, Land und Autobahn.

Jeder Abschnitt entspricht einem Geschwindigkeitsfenster und einer bestimmten Strecke, die einen Prozentsatz der Gesamtstrecke des Tests ausmacht.

Für die Bestimmung der Abgasemissionen unter realen Bedingungen wurde nur eine RDE-Strecke ausgewählt. Diese Strecke, genannt AFHB06f, im Raum Biel/Bienne – Solothurn – Bern entspricht den Anforderungen der Verordnung [1]. Siehe die Abbildung 30.



Abb. 30 Route AFHB06f im Raum Biel/Bienne – Solothurn - Bern.

2.1.7 Prüfzyklus

Die Abbildung 31 stellt den WLTC Fahrzyklus dar.

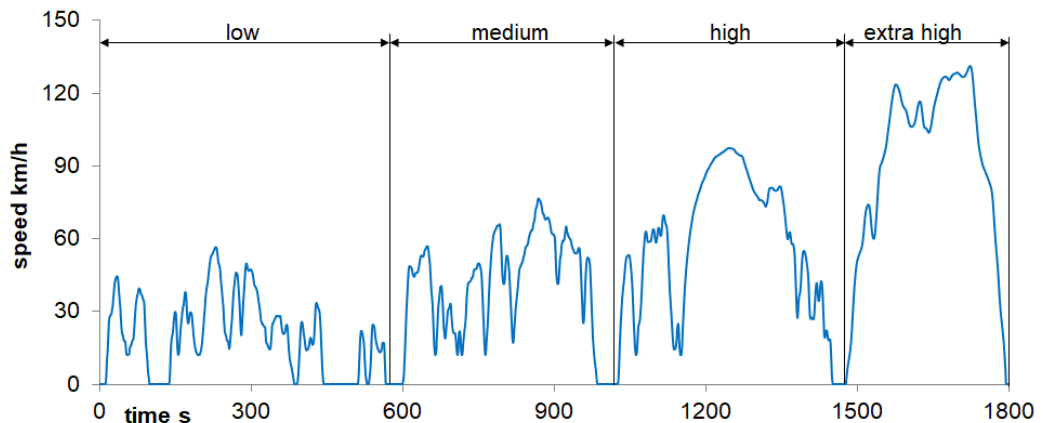


Abb. 31 WLTC Prüfzyklus

2.1.8 Rollenprüfstand

Die Tabelle 8 gibt die wichtigsten technischen Daten des 2WD-Rollenprüfstandes.

Tab. 8 Technischen Daten des 2WD-Rollenprüfstandes	
Marke und Typ	Schenck 500 GS60
Rollendurchmesser	502 mm
Fahrerleitgerät	Tornado, Version 3.3
Umgebungsbedingungen	Kontrolle der Ansaug- und Verdünnungsluft
Temperatur	25°C ± 1.0 °C
Feuchte	5.5 - 12.2 g/kg

Der Messaufbau des Rollenprüfstands ist in Abbildung 32 dargestellt. Die Masse der Partikelemissionen wurde bei unseren Tests nicht erfasst.

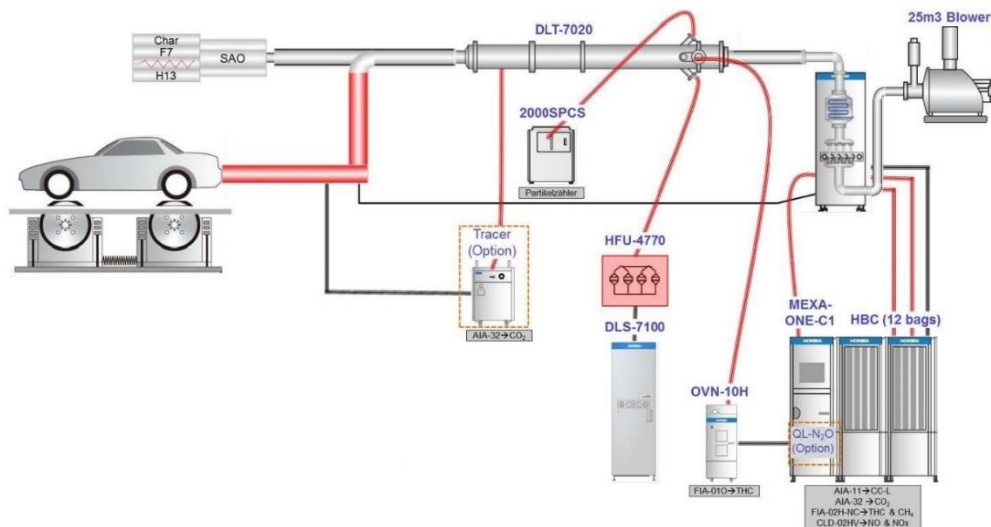


Abb. 32 Probenahme- und Messanordnung für gasförmige Abgase, PM- und PN-Emissionen, 2WD-Rollenprüfstand.

2.1.9 Abgasmessgeräte und CVS-Anlage, Rollenprüfstand

Vor der Messung durch die Abgasanalysatoren werden die vom Fahrzeug ausgestossenen Abgasemissionen in einem CVS-System, welches nach dem Prinzip der Venturiröhren mit kritischer Strömung (CFV) arbeitet, verdünnt. Diese Messgeräte erfüllen die technischen Anforderungen der UNECE-Regelung Nr. 83 und eignen sich für die Messung von Fahrzeugabgasemissionen in der Schweiz und in der Europäischen Union.

Das Verdünnungsverhältnis in der CVS-Anlage ist variabel und kann mittels CO₂-Analysatoren kontrolliert werden.

Die flüchtigen Abgaskomponenten wurden mit HORIBA-Messgeräten erfasst, welche die untenstehenden Messprinzipien aufweisen:

CO, CO ₂ ...	NDIR-Analysator
THC...	FID-Analysator für die Totale der Kohlenwasserstoffe
CH ₄ ...	FID-Analysator für Methan (CH ₄)
NO/NO _x ...	CLA-Analysator

Die Partikelanzahlmissionen (PN) wurden mit dem MEXA-2100SPCS von Horiba gemessen. Dieses Gerät verwendet das Messprinzip des Kondensationspartikelzählers (CPC). Die Abbildung 32 zeigt den Probenahme- und Messaufbau während der Tests. Die PN-Probenahme erfolgte im CVS-Tunnel mit einem auf 350 °C aufgeheizten Thermokonditionierer (TC). Die Messungen der Partikelanzahlmissionen wurden bei instationärem Motorbetrieb durchgeführt.

2.1.10 Portables Messsystem (PEMS) für RDE

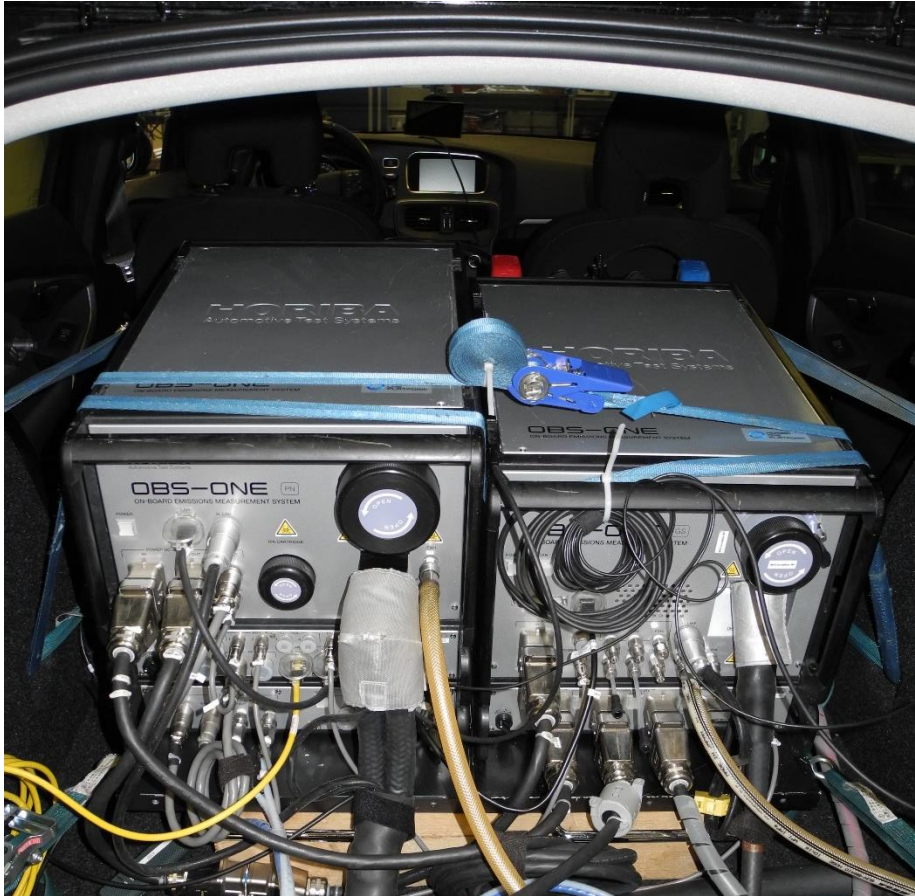


Abb. 33 PEMS-Gerät OBS ONE GS12 von Horiba im Volvo V40 eingebaut.

Das PEMS-Gerät OBS ONE GS12 von Horiba wurde zur Messung der gasförmigen Emissionen auf der Straße und auf dem Rollenprüfstand eingesetzt. Die Abbildung 33 zeigt das eingebaute Gerät im Volvo V40. Alle Schadstoffe werden im nassen Abgas (beheizte Abgasprobe) gemessen. Das OBS ONE GS12 verwendet die gleichen Messprinzipien wie die oben genannten.

CO, CO₂, HC, PN, NO_x, NO und NO₂ (rohe Emissionen).

Aufzeichnung der direkt gemessenen Abgasemissionen und des Abgasdurchflusses.

Aufzeichnung von GPS- und OBD-Daten.

2.1.11 Messdaten, Rollenprüfstand

Die Abgaskomponenten CO, CO₂, HC, CH₄ und NO_x wurden im verdünnten Abgas (Beutel) gemessen.

Aufzeichnung (1 Hz) von der verdünnten Abgasemission und der Rollengeschwindigkeit.

Aufzeichnung (1 Hz) der PN-Werte (CPC). Die Probenahmestelle befindet sich direkt am CVS-Tunnel.

2.2 Versuchsfahrzeuge, Treibstoff und Schmieröl

2.2.1 Versuchsfahrzeuge

Für dieses Projekt wurden fünf verschiedene Fahrzeuge auf der Teststrecke eingesetzt. Bei allen handelt es sich um Dieselfahrzeuge, zwei davon sind Personenkraftwagen, ein

kleiner Bus, ein Lkw mit Brücke (Möbeltransport) und das letzte ist eine Sattelzugmaschine mit Sattelaufleger.

Die Abbildungen 34 und 35 zeigen die getesteten Fahrzeuge und in den Tabellen 9 und 10 sind ihre wichtigsten technischen Daten aufgeführt.

Tab. 9 Technische Daten der ersten drei getesteten Fahrzeuge

Fabrikmarke		MAN	MAN	Mercedes-Benz
Handelsbezeichnung		TGM 15.290	TGA 18.540	Vito 114BT
Modelljahr		2021	2006	2015
Getriebe, Anzahl Gänge		MAN TipMatic, 12	ZF 16 S 252 OD, 16	a7
Kilometerstand		5'780 km	3'200 km	34'942
Erstzulassung		20.10.20	12.2006	31.12.2015
Motortyp		D0836 LFLAO	D2676 LF11	651950
Zylinderzahl / Anordnung		6 / in Reihe	6 / in Reihe	4 / in Reihe
Hubraum	cm ³	6'871	12'419	2'143
Nennleistung	kW	213	397	100
Drehzahl der Nennleistung	rpm	2'200	1'900	3'800
Max. Drehmoment	Nm	1'150	2'500	330
Drehzahl des max. Drehmoments	rpm	1'200–1'700	1'050–1'350	1'200
Kraftstoff		Diesel	Diesel	Diesel
Einspritzsystem		DI	DI	DI
Kühlsystem		Flüssigkeit	Flüssigkeit	Flüssigkeit
Leergewicht	kg	8'400	13'305	1'530
Zuladung für den Test	kg	2'080	7'500	0
Fahrzeuggewicht für den Test	kg	10'480	20'750	1'530
Höchstgeschwindigkeit		80	80	194
Abgasnachbehandlungssysteme		DOC, DPF, SCR	DOC, SCR	DOC, DPF, SCR
Erfüllte Abgasnorm		EURO VI d	EURO V	EURO VI d



Abb. 34 MAN TGM 15.290 ①, MAN TGA 18.540 ② und Mercedes-Benz Vito ③

Tab. 10 Technische Daten der letzten beiden getesteten Fahrzeuge

		Renault	Volvo
Fabrikmarke		Mégane	V40 D3
Handelsbezeichnung		Mégane	V40 D3
Modelljahr		2021	2013
Getriebe, Anzahl Gänge		m7a	a6
Kilometerstand		5'657	42'876
Erstzulassung		15.01.2021	09.09.2013
Motortyp		K9K U8	D5204T6
Zylinderzahl / Anordnung		4 / in line	4 / in line
Hubraum	cm ³	1'461	1'984
Nennleistung	kW	85	110
Drehzahl der Nennleistung	rpm	3'750	3'500
Max. Drehmoment	Nm	260	350
Drehzahl des max. Drehmoments	rpm	2'000	1'500
Kraftstoff		Diesel	Diesel
Einspritzsystem		DI	DI
Kühlsystem		liquid	liquid
Leergewicht	kg	1'530	1'498
Zuladung für den Test	kg	0	0
Fahrzeuggewicht für den Test	kg	1'530	1'498
Höchstgeschwindigkeit		194	205
Abgasnachbehandlungssysteme		DOC, DPF, SCR	DOC, DPF
Erfüllte Abgasnorm		EURO 6d	EURO 5b

**Abb. 35 Renault Mégane ④ und Volvo V40 D3 ⑤.**

2.2.2 Treibstoff

Für die Tests wurden handelsübliche Treibstoffe verwendet. Diese entsprechen der Schweizer Marktqualität (Diesel: SN EN 590).

2.2.3 Schmieröl

Die verwendeten Schmieröle entsprechen den Empfehlungen der Hersteller.

2.3 Resultate

Vergleiche SEMS vs. CVS-Anlage

Um die Güte der NO_x-Messung des SEMS zu bestimmen, wurden Messvergleiche zwischen dem SEMS und der CVS-Anlage mit den drei leichten Motorfahrzeugen durchge-

führt. Für diese Vergleiche wurde der WLTC-Zyklus im warmen Zustand auf dem Rollenprüfstand mit den drei Autos durchgeführt. Die folgende Tabelle 11 zeigt die Ergebnisse der NO_x- und der CO₂-Emissionen sowie des Kraftstoffverbrauchs. Der Letztere wurde mit dem SEMS anhand der Erfassung des Luftmassenstroms und der Sauerstoffmessung gerechnet und wurde für die Berechnung der CO₂-Emissionen weiterverwendet. Das SEMS-Gerät misst für die durgeführten Messungen weniger NO_x-Emissionen als die CVS-Anlage, im Mittel bei -1,69% in einem Bereich mit minimal -0.1 % bis -3.5 % maximal. Die Abweichung von -3.5% ergab sich für den Vergleich der NO_x-Werte des Fahrzeugs Mercedes-Benz Vito 114BT, absolut ergibt sich hier eine Differenz von 2,1 mg/km. Die niedrige Abweichung im tiefen einstelligen Prozentbereich des SEMS-System zur CVS-Anlage, bei niedrigen sowie auch hohen NO_x-Konzentrationen, vgl. Abbildung 36, erlauben den Einsatz der SEMS-Systeme zum Vergleich der RES Ergebnisse.

Tab. 11 Vergleich der SEMS- und CVS-Ergebnisse während des WLTC-Zyklus

Fabrikmarke	NO _x SEMS	NO _x CVS	CO ₂ SEMS	CO ₂ CVS	Verbrauch SEMS	Verbrauch CVS
	mg/km	mg/km	g/km	g/km	l/100 km	l/100 km
Mercedes-Benz Vito 114BT	61.0	63.2	215.9	200.9	8.2	7.6
Volvo V40 D3	430.6	436.1	168.7	163.4	6.4	6.2
Renault Mégane	16.0	16.0	152.9	154.5	5.8	5.9

Die Abbildung 36 unten zeigt die CO₂- und NO_x-Emissionen und ihre jeweiligen Unterschiede für alle drei Fahrzeuge. Man erkennt sehr gut den geringen Unterschied bei den NO_x-Messungen, welche mit den beiden Systemen durchgeführt wurden.

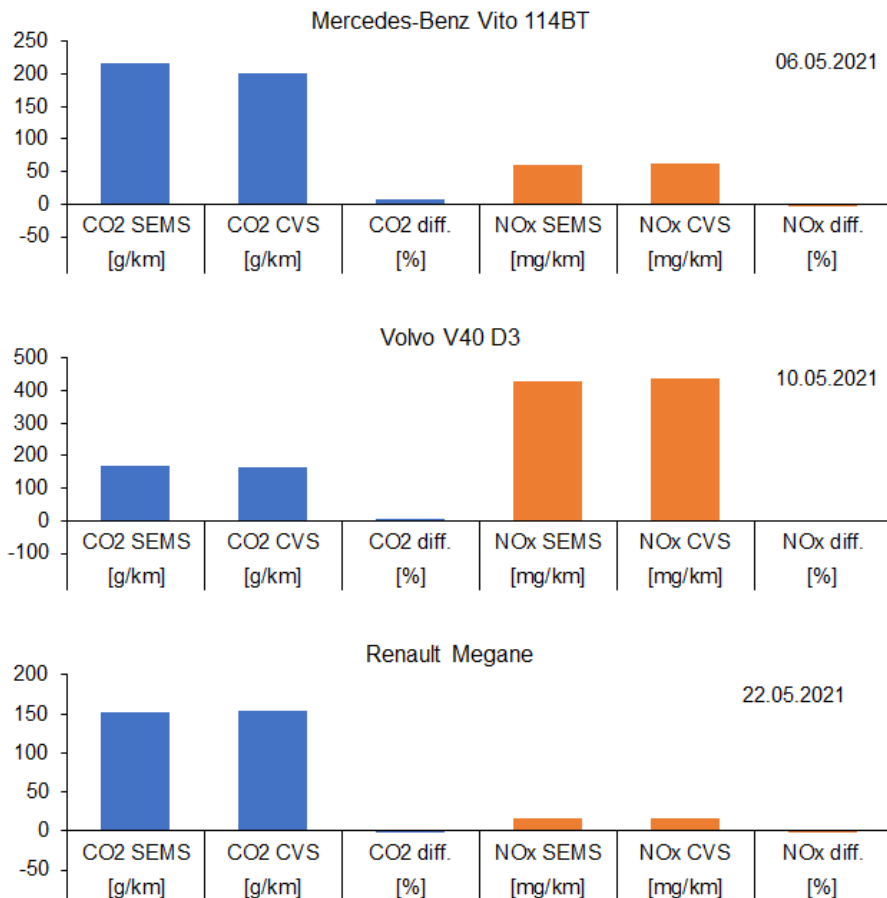


Abb. 36 CO₂- und NO_x-Emissionen und ihre jeweiligen Unterschiede für alle drei Fahrzeuge, gemessen mit SEMS und CVS.

Vergleiche PEMS, SEMS und CVS-Anlage

Das Ziel dieser Vergleiche ist festzustellen, ob die Emissionen der beiden ausgewählten Fahrzeuge - das Fahrzeug mit dem geringsten und das mit dem höchsten NO_x-Ausstoß - unter realen Fahrbedingungen den auf der Teststrecke gemessenen Abgaswerten entsprechen.

Anfangs 2022, vor Beginn des eigentlichen Vergleichs, führten wir eine Eingangsmessung mit beiden Autos auf dem Rollenprüfstand durch, um zu überprüfen, ob ihre NO_x-Emissionen noch den beim Vergleich SEMS vs. CVS-System gemessenen Werten entsprechen. Die Tabelle 12 verfasst die Resultate.

Tab. 12 Eingangsmessungen anfangs 2022 SEMS- & CVS-Ergebnisse während des WLTC-Zyklus

Fabrikmarke	NO _x SEMS	NO _x CVS	NO _x CVS	CO ₂ SEMS	CO ₂ CVS	CO ₂ CVS
	2021	2021	2022	2021	2021	2022
	mg/km	mg/km	mg/km	g/km	g/km	g/km
Volvo V40 D3	430.6	436.1	369.3	168.7	163.4	154.0
Renault Mégane	16.0	16.0	15.0	152.9	154.5	148.3

Die Eingangsmessungen wurden mit den gleichen Konditionen (Fahrzeug und Rollenprüfstand) wie im Jahr 2021 ausgeführt. Die NO_x-Emissionen vom 2022 aus der CVS-Anlage des Renault Mégane sind identisch geblieben wie diejenigen vom Jahr 2021. Die Resultate des Volvo V40 D3 zeigen 15 % weniger NO_x-Emissionen als diejenigen vom Jahr 2021. Eine zusätzliche Messung wurde zwei Tage später im Rahmen der PEMS-Validierung ausgeführt. Diesmal wurden 415.1 mg/km NO_x-Emissionen gemessen, was einen Unterschied von 4.8% gegenüber den Ergebnissen vom 2021 darstellt. Dies zeigt die Schwankungen der NO_x-Emissionen dieses Fahrzeugs, welche höchstwahrscheinlich vom Abgas Rückführungsgrad in den Einlass des Motors abhängig sind.

Infolge dieser Tests wurde das erste Fahrzeug, nämlich der Volvo V40 D3, mit dem PEMS ausgestattet. Ein Vergleich der vom PEMS gemessenen Emissionen mit denen der CVS-Anlage wurde als Validierung für das PEMS durchgeführt. Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind in Tabelle 13 dargestellt.

Tab. 13 Volvo V40 D3, Resultate der PEMS-Validierung

		CVS	PEMS	Diff. (Δ)	Max. zulässige Δ	Gültig
CO	mg/km	44.9	82.8	37.9	150	ja
CO ₂	g/km	182.1	195.2	13.1	18	ja
NO _x	mg/km	415.1	443.8	28.7	62	ja
PN	#/km	6.87E10	7.27E10	4.07E09	1.0E11	ja

Da die Validierung erfolgreich war, wurde am 07.02.2022 die RDE-Messung ausgeführt. Die ausgewählte Strecke AFHB06f im Raum Biel/Bienne – Solothurn – Bern entspricht den Anforderungen der Verordnung [1]. Siehe die Abbildung 30. Die Ergebnisse dieser Messung sind in derzu finden. Die gemessenen NO_x-Emissionen entsprechen denjenigen, die mit dem SEMS (430.6 mg/km) und mit dem PEMS anlässlich der Validierung (443.8 mg/km) auf den Rollenprüfstand aufgenommen wurden.

Tab. 14 Volvo V40 D3, Resultate der RDE-Messung

CO	CO ₂	NO _x	PN
mg/km	g/km	mg/km	#/km

städtisch	100.9	175.0	560.7	3.15E09
ländlich	26.6	113.0	364.4	2.92E09
Autobahn	57.6	132.0	418.2	5.65E09
Ganzes RDE	58.7	138.0	441.7	3.72E09

Die Abbildung 37 unten zeigt die CO₂-, CO-, NO_x- und PN-Emissionen und die EURO 5 Grenzwerte der drei letzten genannten Komponenten. Gut ersichtlich ist, dass die NO_x-Emissionen deutlich über dem Grenzwert liegen.

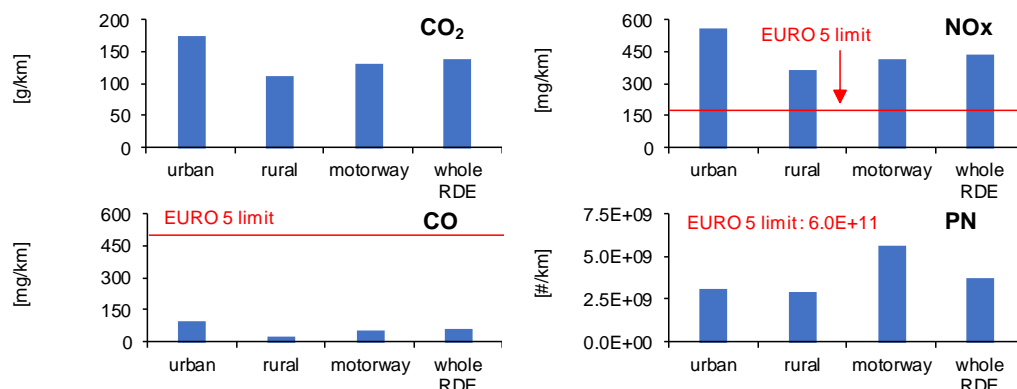


Abb. 37 CO₂-, CO-, NO_x- und PN-Emissionen anlässlich der RDE-Messung mit dem Volvo V40 D3.

Mehrere RDE-Messungen wurden mit dem Volvo V40 D3 nötig, um ein gültiges Ergebnis zu bekommen. Die Gründe der ungültigen Messungen sind vielfältig, unter anderem: Instabilität des Fahrzeugs, Verkehrssituation, Messgerätprobleme.

Das zweite Fahrzeug, der Renault Mégane, wurde zwei Wochen später mit dem PEMS ausgerüstet. Das gleiche Verfahren wie mit dem Volvo V40 wurde wiederholt. Die Tabelle 15 zeigt die Resultate der PEMS-Validierung für den Renault Mégane.

Tab. 15 Renault Mégane, Resultate der PEMS-Validierung

		CVS	PEMS	Diff. (Δ)	Max. zulässige Δ	Gültig
CO	mg/km	26.1	74.8	48.8	150	ja
CO₂	g/km	129.9	131.9	2.0	13	ja
NO_x	mg/km	27.7	31.4	3.8	15	ja
PN	#/km	7.37E08	5.16E08	4.16E08	1.0E11	ja

Nach der erfolgreichen Validierung wurden am 17.02.2022 die Emissionen des Fahrzeugs im realen Fahrbetrieb auf derselben Route ermittelt, die bereits für den Volvo verwendet wurde. Die Ergebnisse dieser Messung sind in der Tabelle 16 dargestellt. Hier ist zu erwähnen, dass während des Autobahnteiles eine Regeneration des Partikelfilters (DPF) stattgefunden hat. Dies ist erkennbar an der Erhöhung der PN-Emissionen während dieses Teiles der Route. Die NO_x-Ausstösse sind auch deutlich höher geworden, da während einer Regeneration das Abgasrückführungsventil geschlossen wird, um eine genügende Sauerstoffversorgung für die PN-Oxidation zu gewährleisten. Trotz dieser Russverbrennung des DPF blieben die PN- und die NO_x-Emissionen dieser RDE-Messung unterhalb ihrer entsprechenden Grenzwerte.

Tab. 16 Renault Mégane, Resultate der RDE-Messung

CO	CO ₂	NO _x	PN
mg/km	g/km	mg/km	#/km

städtisch	106.5	131.6	28.8	3.47E07
ländlich	51.9	99.5	4.4	9.80E07
Autobahn	83.9	161.0	74.0	3.91E11
Ganzes RDE	81.7	131.2	36.2	1.30E11

Die Abbildung 38 stellt die CO₂-, CO-, NO_x- und PN-Emissionen und die EURO 6 Grenzwerte der drei letzten genannten Komponenten dar.

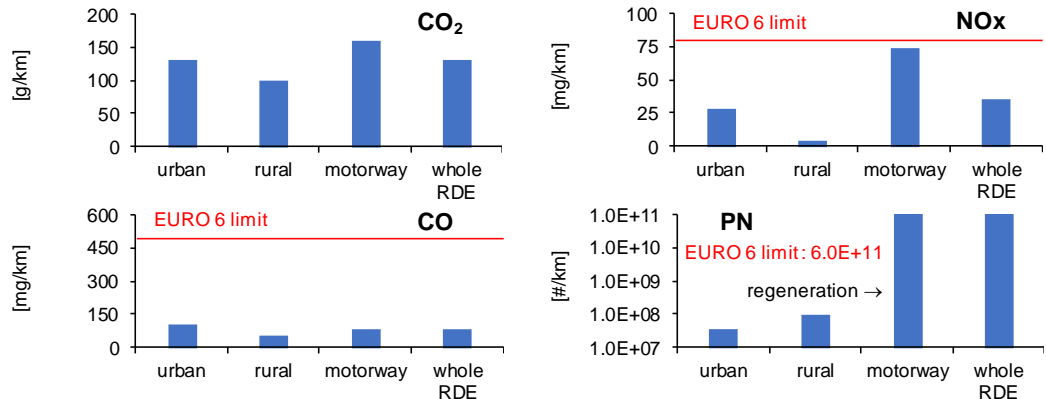


Abb. 38 CO₂-, CO-, NO_x- und PN-Emissionen anlässlich der RDE-Messung mit dem Renault Mégane.

Die Abbildung 39 stellt die kumulierten Emissionen der beiden Fahrzeuge während der RDE-Messungen dar. Mit dieser Illustration ist es erkennbar, dass nach etwa 5300 Sekunden die Regeneration des DPF's vom Renault Mégane begonnen hat und dass ab diesem Moment alle Emissionen zugenommen haben.

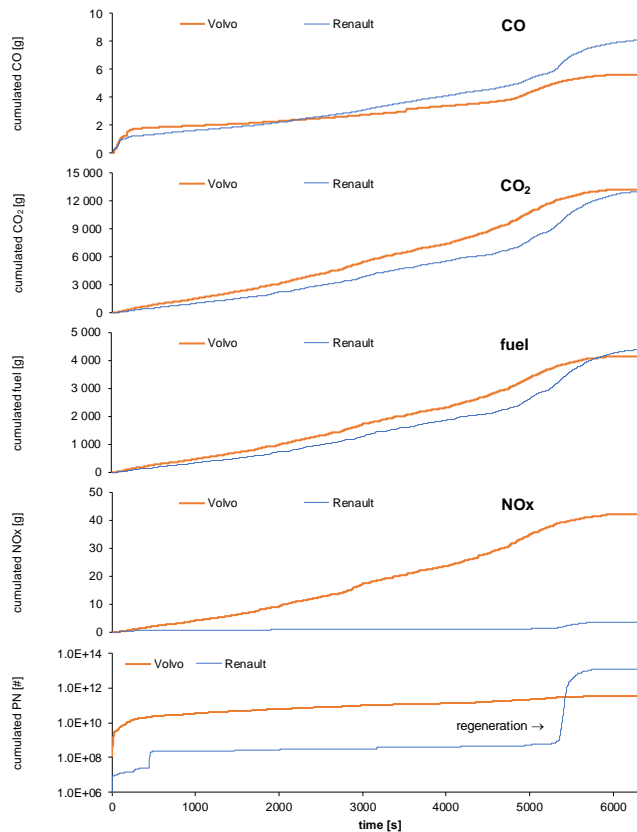


Abb. 39 Kumulierte Emissionen der beiden Fahrzeuge während der RDE-Route

Mit der Abbildung 40 sind die ausgeführten RDE-Routen mit dem Volvo V40 D3 und mit dem Renault Mégane dargestellt. Obwohl die Strecke für beide Fahrzeuge identisch ist, dauerte die RDE-Messung des Renault Mégane länger als diejenige des Volvos. Dies ist auf die Verkehrssituation zurückzuführen.

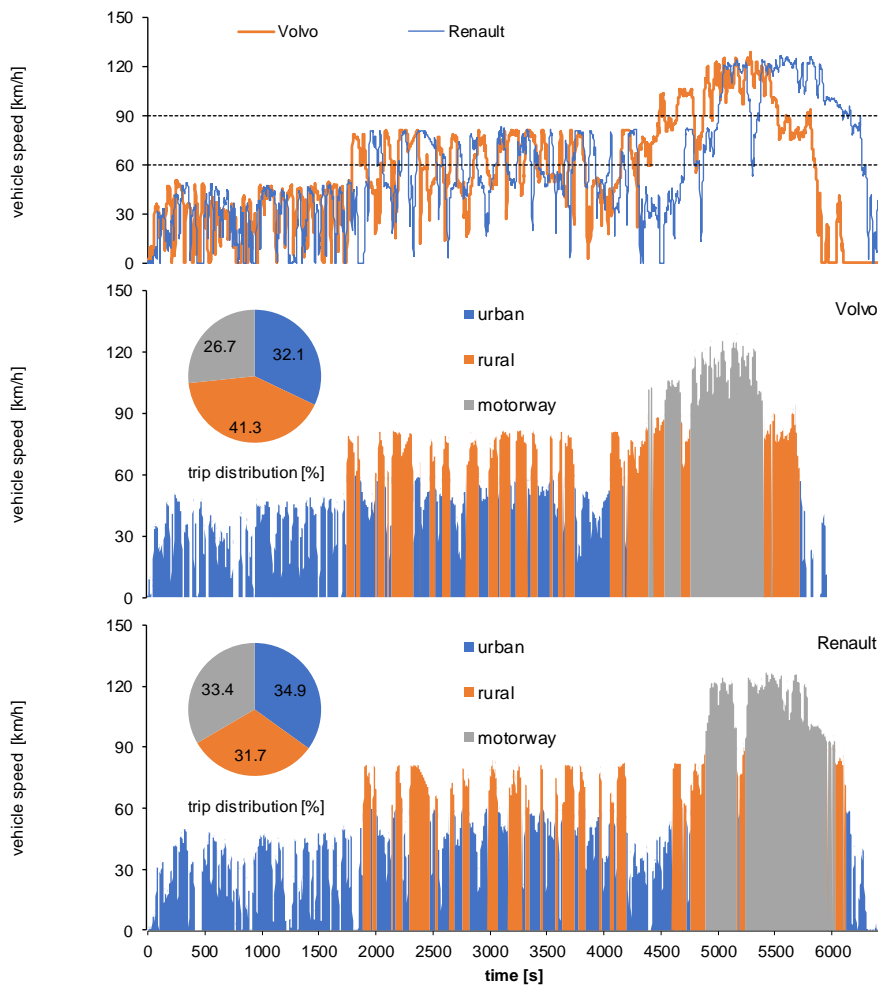


Abb. 40 Vergleich der Geschwindigkeiten und Fahrtenverteilungen auf der RDE-Route AFHB6f.

2.4 Zusammenfassung AP2

Im Projekt wurde der Fokus auf die RES-Messung von NO_x -Emissionen gelegt, denkbar wären ebenfalls Ammoniak (NH_3), Kohlenwasserstoffe (HC) und Kohlenmonoxid (CO) sowie die Partikelanzahl (PN) bzw. eine vom Remote EmissionSensing-Gerät gemessene Partikeldichte. Ein durch eine RES-Messung bestätigter Fall eines verschlechterten Emissionsverhaltens, kann verschiedene Ursachen haben. In Abb. 41 werden mögliche Ursachen dargestellt die zu einer positiven Messung als High-Emitter führen können, systematische Messfehler an der RES-Messung an sich oder durch die Verkehrssituation. Können diese Fehlerquellen ausgeschlossen werden, geben die gemessenen Werte Aufschluss über das Emissionsverhalten der Motor/Abgasnachbehandlungskombination, also den technischen Ursachen am Fahrzeug. Dabei sind bezüglich der vorgeschlagenen gasförmigen Emissionen (NO_x , HC, CO, NH_3) zwei große Gruppen der Brennverfahren und deren Abgasnachbehandlung zu unterscheiden, Brennverfahren mit Lambda 1 Regelung (hauptsächlich Otto-Motoren) und Verfahren mit Luftüberschuss (hauptsächlich Diesel-Motoren).

Ein generell hohes Emissionsniveau bei Lambda 1 geregelten Motoren deutet mit hoher Wahrscheinlichkeit auf einen nicht oder schlecht funktionierenden Drei-Wege-Katalysator hin. Zu hohe Konzentrationen von Komponenten, die entweder reduziert werden müssen,

wie NO_x , oder von Komponenten die oxidiert werden müssen, wie HC, deuten mit hoher Wahrscheinlichkeit auf eine nicht korrekte Funktion der Gemischaufbereitung, Verbrennung oder beidem hin. Für Fahrzeuge mit Dieselmotoren, Motoren mit Luftüberschuss, können NO_x und NH_3 als Indikator für die korrekte Funktion des aktiven Reduktionssystems (SCR) dienen. Für Benzinfahrzeuge mit Schichtladung liefert der NO_x -Wert einen ähnlichen Hinweis für die Funktion des Speicherkatalysators. Bei allen Motortypen ermöglicht die Messung der Partikel einen Rückschluss auf die Partikelfiltration, sofern ein Filter vorhanden ist.

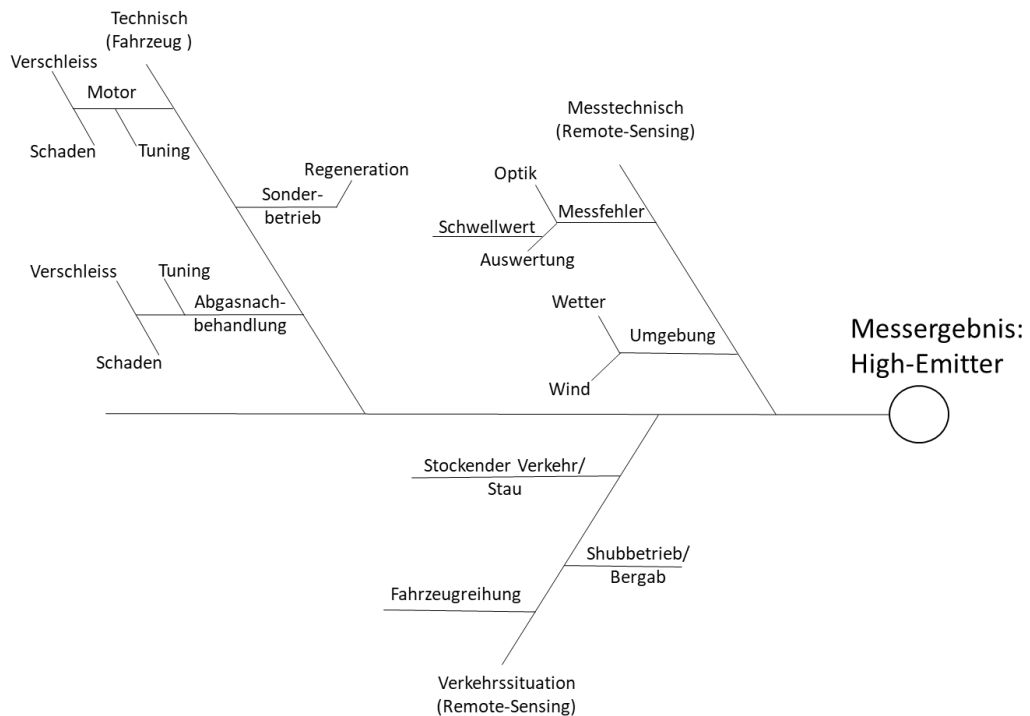


Abb. 41 Ursache/Wirkungsdiagramm für die Messung eines High-Emitters

Bezüglich der Messung von Fahrzeugen mit RES-Geräten müssen zum einen die verkehrsbedingten und messtechnischen Einflüsse auf die Messung möglichst minimiert werden (vgl. Abb. 41) zum anderen Bedarf es einer Definition eines Schwellenwertes, der die Einordnung des Emissionsverhaltens erlaubt. Hierfür ergeben sich zwei Gruppen an Fahrzeugen: Fahrzeuge homologiert mit Realdrivemessung und Fahrzeuge homologiert ohne Realdrivemessung. Für den europäischen Markt entspricht dies Fahrzeugen vor bzw. nach Euro 6 d-temp /VI.

Für Fahrzeuge vor Euro 6 d-temp/VI sind lediglich Messungen auf dem Rollenprüfstand(Pw)/Motorenprüfstand(Lkw) mit einem definierten Fahrzyklus vorgesehen, jüngere ab Euro 6 d-temp Fahrzeuge werden zusätzlich noch mit einem portablen Emissionsmesssystem (PEMS) vermessen und haben somit auch einen belastbaren Referenz-/Schwellenwert der für alle realen Betriebszustände [1, 2] eingehalten werden muss. Dies ist ersichtlich in der im Projekt durchgeführten Realdrive-PEMS-Messungen mit den Pws, das Euro 5 Fahrzeug überschreitet den definierten Grenzwert der Richtlinie Euro 5, vgl. Abb. 37, da dieser Grenzwert sich lediglich auf die Messungen auf dem Rollenprüfstand bezieht. Es gibt demnach keinen einfach zu bestimmenden, allgemeingültigen Referenzwert. Für Fahrzeuge nach Euro 6 d-temp /VI oder später ist ein verbindlicher Wert auch im Realdrive definiert. Dies spiegelt sich an der RDE-Messung des Euro 6 Pw, vgl. Abb. 37. Der entsprechende Grenzwert für NO_x wurde vom geprüften Fahrzeug, das diesen Vorschriften unterliegt, stets eingehalten, selbst während der Regeneration des Partikelfilters. Für diese Gruppe ist demnach eine technische Referenz/Schwellenwert vorstellbar, der zulässige Grenzwert der entsprechenden Vorschriften bei der Zulassung. Für gewöhnlich handelt es

sich um den zulässigen Grenzwert, erweitert um einen in der Richtlinie definierten Korrekturfaktor, dieser sollte dann um die von AP3 ermittelte Messunsicherheit der RES-Geräte erweitert werden. Dazu ist eine Umrechnung des Grenzwertes auf «ppm Schadstoff per ppm CO₂» oder des RES Messwertes auf mg/km, resp. mg/kWh für eine Beurteilung nötig.

In Hinblick auf einen möglichen Vollzug ergibt sich so für Fahrzeuge Euro 6 d-temp /VI oder jünger eine belastbare Referenz. Für ältere Fahrzeuge Euro 5/V ergibt sich keine direkte Referenz, da die Gesetzmässigkeit des Emissionsverhaltens auf dem Rollenprüfstand ermittelt wird. Soll für diese Klasse an Fahrzeugen ein Schwellwert erstellt werden, muss dieser statistisch je Fahrzeugtyp bestimmt werden. Dazu empfiehlt sich das Heranziehen von Emissionsdatenbanken wie z.B. der ERMES HBEFA [3] oder alternativ ein eigenständiges längerfristiges Monitoring durch weitere RES-Messungen selbst zur statistischen Erhebung eines Schwellenwerts je Fahrzeugtyp. Wurden die Emissionsdatenbanken auf Basis von offiziellen technischen Messungen mit Rollenprüfstand oder PEMS-Messungen erstellt, kann die statistische Unsicherheit wahrscheinlich am schnellsten beseitigt werden, um verlässliche technische Schwellenwerte zu generieren. Die rechtliche Umsetzung eines solchen Schwellen-/Referenzwertes obliegt dabei dem Gesetzgeber.

Führt die RES-Messung eines Fahrzeugs im Vollzug zu einem bestätigten Messergebnis, muss sichergestellt sein, dass die zuvor erwähnten messtechnischen Einflüsse sowie die Einflüsse des Verkehrs auf die Messung im definierten Rahmen bleiben, damit keine «false-positive» Messung entsteht. Die RES-Geräte sind ordnungsgemäss zu kalibrieren und zu betreiben, eventuelle Wettereinflüsse oder die Reihung der durchfahrenden Fahrzeuge (erste Ergebnisse diesbezüglich in AP4, Abschnitt 4.3.6) ist ggf. zu beachten. Diese Einflüsse müssen als mögliche Fehlerquelle ausgeschlossen werden, damit eine technische Prüfung des Fahrzeugs im Anschluss erfolgen kann, vgl. Abb. 41. Eine direkte Überprüfung vor Ort an der RES-Messstelle erscheint nur für Partikel aufgrund der passiven Arbeitsweise eines Partikelfilters als sinnvoll, die Überprüfung ist einfach und schnell durchzuführen. Daher ist diese Überprüfung in verschiedenen Ländern Teil der periodischen technischen Kontrolle und wird per 1.1.2023 auch in der Schweiz eingeführt [4]. Um die korrekte Funktionsfähigkeit eines aktiven Reduktionssystems für NO_x sicherzustellen, wird im System eine minimale Temperatur benötigt [5]. Daher sind Prüfstände oder Fahrten unter Last notwendig zur Überprüfung der Funktion [6]. Die Fahrzeuge müssen dann an eine entsprechende technische Einrichtung überstellt werden zur weiteren technischen Prüfung, die in der Lage ist, die legalen Anforderungen aus den Homologationsunterlagen am entsprechenden Fahrzeug zu überprüfen. Im Zuge des Projektes wurde eine solche technische Überprüfung mit Hilfe der erforderlichen PEMS-Messung des Euro 5 und Euro 6 Fahrzeugs dargestellt. Ein solcher Prozess erlaubt die einwandfreie Feststellung des technischen Zustands des Fahrzeugs und eine belastbare Ermittlung des Emissionsverhaltens.

Durch die technische Prüfung des Fahrzeuges sind die Fälle Verschleiss und Beschädigungen des Motors oder Abgasnachbehandlung sicher festzustellen. Verschlechtertes Emissionsverhalten aufgrund von unerlaubten technischen Abänderungen am Motor oder Abgassystem, sogenannte Tuningmassnahmen, lassen sich ebenfalls erkennen. Jedoch ist hier der Aufwand des Nachweises deutlich höher anzusetzen, vor allem wenn die Tuningmassnahmen Mechanismen zur Verschleierung aufweisen, z. B. abschaltbares Tuning. Wahrscheinlichste «False-positive» Fälle, die zu erwarten sind, entstehen entweder wegen abschaltbarem, unerlaubtem Tuning oder wegen ungenügend aufgewärmter SCR-Systeme. Daher bietet sich eventuell an, das entsprechende Fahrzeug durch wiederholte RES-Messungen länger zu überwachen. Der Tuningfall lässt sich so statistisch erhärten. Ebenfalls kann über mehrere RES-Messungen eine statistische Betrachtung eines Fahrzeugs die Wahrscheinlichkeit eines «False-positive» Ergebnis durch zu kalte Nachbehandlungssysteme minimiert werden. Eine korrekte Wahl des Ortes der RES-Messung, relativ weit von Wohngebieten, wie im Abschnitt 1 vorgeschlagen, kann dem letzteren Fall schon vorbeugen.

Ebenfalls sollte die statistische Überwachung hinweise liefern können, um die Eignung des Messortes selbst für RES-Messungen zu analysieren, um so die Fehlerquellen durch die Verkehrssituation und der Messtechnik selbst noch einmal weiter zu minimieren. Die recht-

liche Umsetzung eines solchen Monitorings im Vollzug obliegt dabei dem Gesetzgeber/Vollzugsbehörde. Koordinierte Abstimmung im Vollzug zwischen der Messung und eventueller statistischer Auswertung sowie der technischen Prüfung ist sehr wichtig und kann helfen, den Überprüfungsaufwand allgemein zu verringern.

Zusammenfassend wird festgehalten, dass Remote Emission Sensing bezogen auf die Identifikation von NO_x High-Emitter einen wertvollen Beitrag leisten kann, tendenziell sollte die Identifikation potenzieller High-Emitter eher auf wiederholter Messung als auf Einzelmessungen basieren, damit die Wahrscheinlichkeit «False-positiver» Ergebnisse statistisch minimiert wird. Erhärtet sich das Verdachtsmoment, muss das Fahrzeug einer geeigneten technischen Überprüfung zugeführt werden, um einen eindeutigen Nachweis zur Konformität gegenüber den anzuwendenden Emissionsrichtlinien/Gesetzgebung erbringen zu können. Gerade im Fall eines unerlaubten Tunings muss im Vollzug darauf geachtet werden, dass eine Verschleierung verhindert wird. Für eine flottenmässige und statistische Überwachung gewisser Fahrzeugpopulation erscheint Remote Emission Sensing eine sinnvolle ergänzende Massnahme für den Vollzug.

Remote Emission Sensing eröffnet weiterhin die Möglichkeit die Wirksamkeit und Langlebigkeit der Abgasnachbehandlung einzelner Fahrzeugmarken und –modelle zu verfolgen. Die Bedeutung solcher Marktüberwachung ist gross, bekommen so Fahrzeughersteller Rückmeldungen aus dem Feld und können Komponenten besser evaluieren. Zusätzlich bekommt man die Möglichkeit Fahrzeughersteller bei besonders nachlässiger Entwicklungsarbeit einiger Modelle zu verfolgen.

3 Datenanalyse AP3

3.1 Vergleich der Messungen auf der Teststrecke: SEMS, OPUS und EDAR

3.1.1 Vorbemerkung: Korrelation instantaner Emissionswerte

Bei der Analyse der RES-Messwerte wird die SEMS-Messung als Referenzwert genommen. Daher ist es wichtig zu untersuchen, wie genau diese Referenz ist. Im vorigen Kapitel wurde die durchschnittliche NO_x -Emission zwischen SEMS und der CVS-Labormessung über einen WLTP-Zyklus dargestellt. In der RES-Einheit Gramm NO_x je Kilogramm Kraftstoff liegen die durchschnittlichen Unterschiede bei 1% (Renault Megane, Euro-6d), 4% (Volvo V40, Euro-5) und 10% (MB Vito, Euro 6b). Relevant für den Vergleich hier ist aber insbesondere auch die Korrelation der instantanen Messwerte. Dies ist in Abb. 42 für den Euro-5 Pw (Volvo V40) dargestellt. Dabei werden zum einen alle Messwerte herangezogen (links), zum anderen dann nur Werte bei positiver Beschleunigung, was der typischen Situation einer Vorbeifahrt an RES-Messstellen entsprechen würde (rechts).

Für den Euro-5 Pw (Volvo V40) beträgt die Steigung der Ausgleichsgerade 0.90 (alle Messwerte) bzw. 0.86 (bei positiver Beschleunigung), d.h. SEMS unterschätzt den instantanen Messwert des Laborgerätes um 10% bzw. 14%. Der Korrelationskoeffizient R^2 ist mit 0,8 akzeptabel, der geringe Achsenabschnitt von 0,11 bzw. 0,59 ist bei diesen hohen Emissionswerten unbedeutend. In Summe ist also die mobile SEMS-Messung ein guter Ersatz für die Labormessung, auch wenn die NO_x -Emission leicht überschätzt wird. Nimmt man diese Messung auch als Referenz für die Streuung, dann ist also ein R^2 -Wert von 0,8 bei instantanen Messwerten sehr gut.

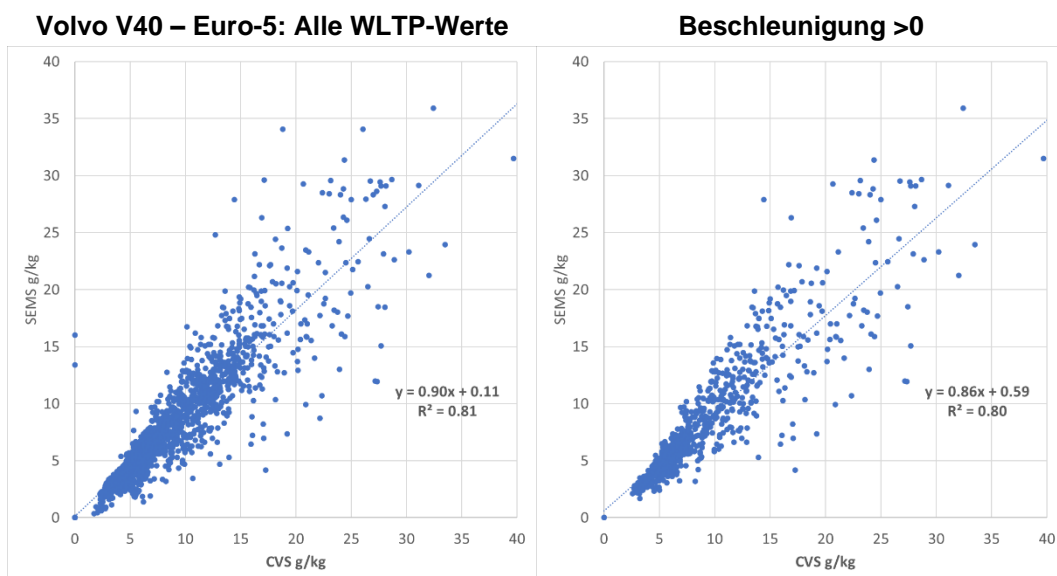


Abb. 42 Korrelationsplot der instantanen NO_x -Emission für den Euro 5-Pw (Volvo V40) zwischen SEMS und der CVS-Labormessung im WLTP-Zyklus. Links: Alle Messwerte; rechts: Nur Messwerte, wenn die Beschleunigung positiv ist. Die jeweiligen Korrelationsgeraden sind mit der R^2 -Güte angegeben.

Bei den Euro-6 Fahrzeugen liegen die NO_x -Emissionen wesentlich niedriger. Hier ist die Korrelation der instantanen Werte schlecht und die Streuung der Einzelwerte hoch (Abb. 43): Die Steigungen der Ausgleichsgeraden betragen 0.23 bzw. 0.24, d.h. kleine Übereinstimmung von SEMS und CVS bei der Analyse vom selben Abgas. Zusätzlich sind aber auch sehr viele SEMS-Werte Null, bei denen das Laborgerät NO_x -Konzentrationen zwi-

schen 1 und 4 g NO_x je kg Kraftstoff misst. D.h. ev. ist die Ansprechschwelle oder Nachweisgrenze beim SEMS-Sensor ein Problem. In der Folge ist die Streuung der instantanen Werte sehr hoch und der R²-Korrelationskoeffizient mit 0.10 (MB Vito) bzw. 0.35 (Renault Megane) sehr niedrig.

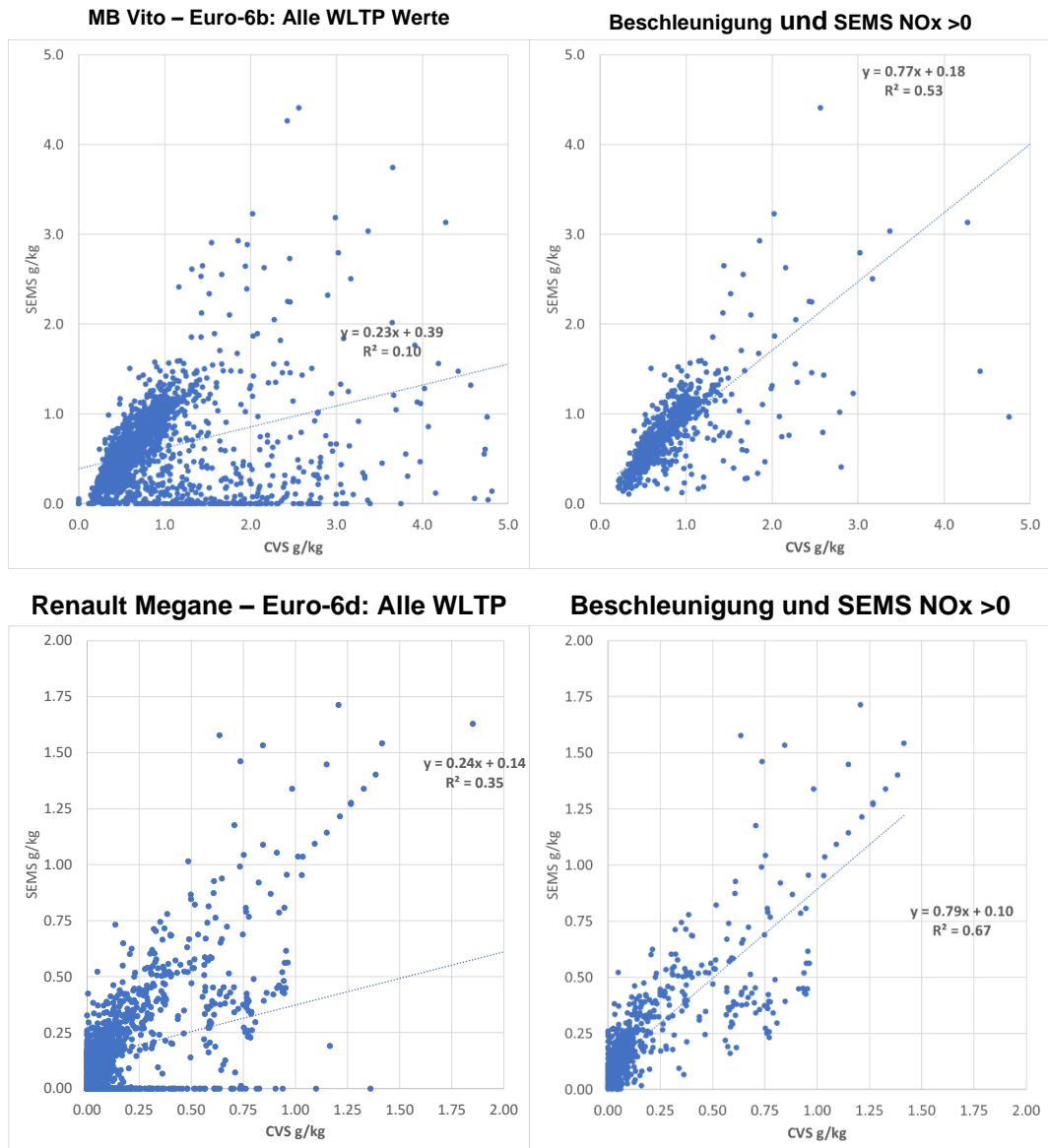


Abb. 43 Korrelationsplot der instantanen NO_x-Emission für den Euro-6b Kleinbus (MB Vito) und Euro-6d Pw (Renault Megane) zwischen SEMS und der CVS Labormessung im WLTP-Zyklus. Links: Alle Messwerte; rechts: Nur Messwerte, wenn die Beschleunigung positiv ist. Die jeweiligen Korrelationsgeraden sind mit der R²-Güte angegeben.

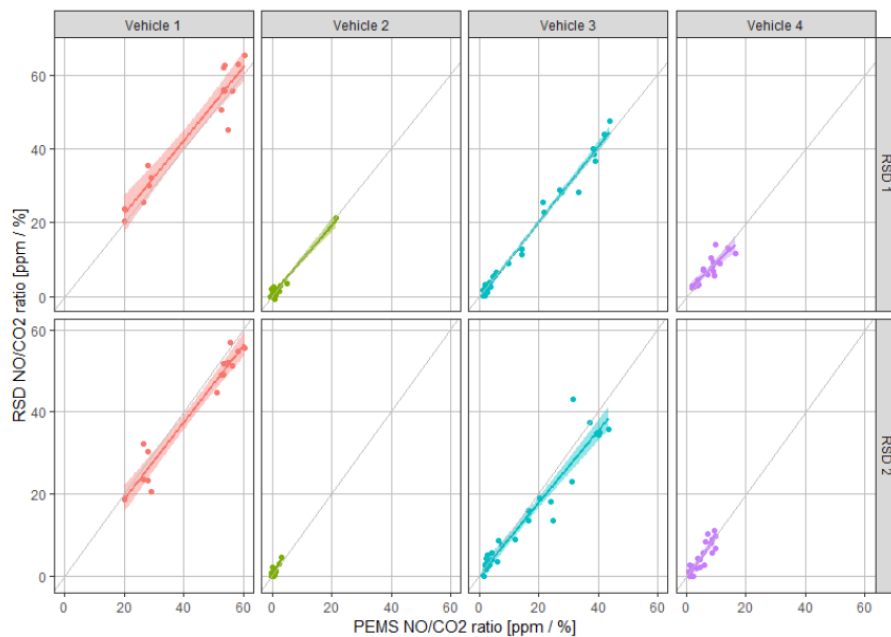
Die Korrelation verbessert sich, wenn zum ersten nur Messwerte bei positiver Beschleunigung herangezogen werden. Das ist sinnvoll, denn nur unter Motorlast werden messbare Emissionen generiert, weshalb auch RES-Messungen immer unter Last (Beschleunigung) gemacht werden sollten. Zum zweiten muss man aber auch positive SEMS-Werte fordern, um eine hinreichende Korrelation zu erhalten. Vermutlich spielt bei den niedrigen Emissionskonzentrationen der Euro-6 Fahrzeuge auch bei SEMS-Geräten die untere Messgrenze eine Rolle. Mit diesen beiden Filtern wird eine Korrelation von knapp 0.8 erreicht, d.h. das SEMS-Gerät unterschätzt den im Labor gemessenen Werte um ca. 20%. Die Korrelationskoeffizienten R² liegen bei 0.5 bzw. 0.67. Diese (mittelmäßige) Güte kann also als Referenzwert für die Korrelation der instantanen NO_x-Konzentrationen angesehen werden.

3.1.2 Literatur: Vergleich PEMS, OPUS und EDAR

Im europäischen Forschungszentrum (JRC) in Ispra wurden bereits im Juli 2017 Vergleichsmessungen durchgeführt, [3]. Dazu wurden vier Fahrzeuge mit PEMS-Geräten ausgerüstet: Ein elektrisch angetriebener Pw, der Abgase aus kontrollierter Emission aus Gasflaschen simulierte sowie ein Otto- und zwei Diesel-Pw. Diese Fahrzeuge wurden wiederholt an den OPUS- und EDAR-Messgeräten vorbeigefahren und die instantanen Emissionen mit den entsprechenden PEMS-Werten verglichen. Die ausgewählte Strecke in Ispra hatte eine Steigung von 4.6% und die Fahrzeuge wurden bei der 'Bergfahrt' gemessen, so wie von den Herstellern der RES-Geräte empfohlen. Damit war sichergestellt, dass die Motoren je unter Last waren, anders als bei den hier vorliegenden Messungen in Vauffelin.

Coefficients from linear model fit between RSDs and PEMS NO/CO₂ ratios using the data points from all reference vehicles.

all vehicles combined	Intercept [ppm / %]	Slope	Standard error of Slope	R ² of the fit
RSD 1	0.06	1.03	0.014	0.98
RSD 2	0.13	0.92	0.015	0.97



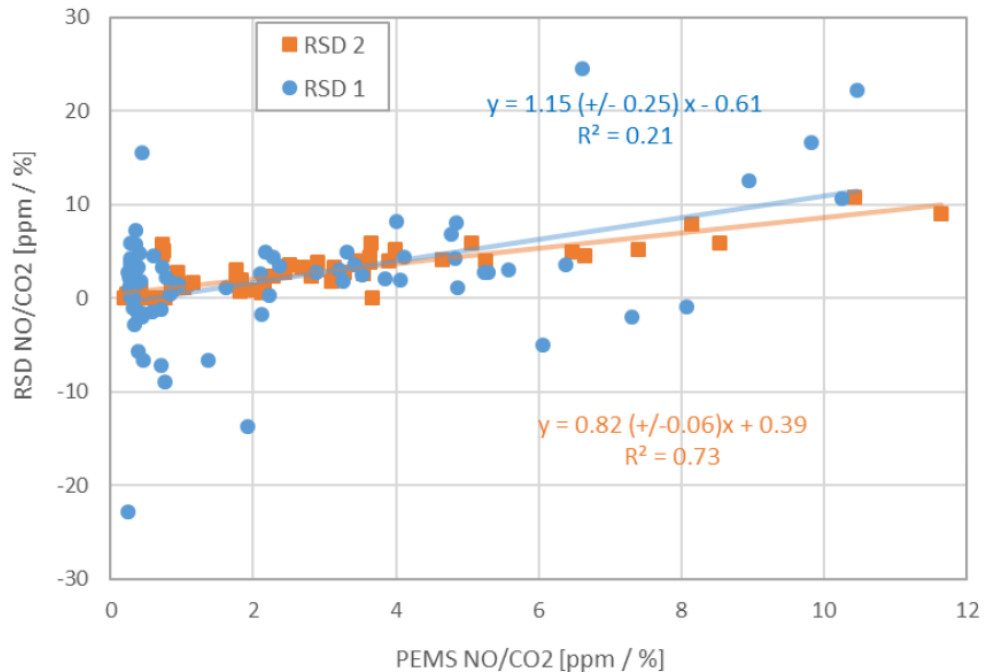
Scatter plot for NO to CO₂ ratios between PEMS and RSD measurements for the different reference vehicles (1-electric, 2-gasoline, 3 & 4-diesel) and RSDs. Grey lines are the 1:1 lines.

Abb. 44 Korrelation der instantanen NO-Emission für die vier Referenzfahrzeuge gemessen mit PEMS und den RES-Geräten von OPUS und HEAT andererseits [3].

Die Korrelation von instantanen PEMS- und RES-Messwerten für NO ist in Abb. 44 dargestellt. Die Übereinstimmung dieser instantanen Emissionen ist sowohl für das OPUS-Gerät als auch das EDAR-Messgerät überzeugend hoch: Die Steigung ist fast 1, der Achsenabschnitt klein und der Korrelationskoeffizient R² sehr hoch.

Diese Messungen zeigen das Potenzial der RES-Messtechnik auf und demonstrieren ihre Tauglichkeit, wenn das Setup stimmt.

Das damalige OPUS-Messgerät hatte jedoch Probleme mit der korrekten Bestimmung von NO₂ (Abb. 45). Dieses Problem sollte laut Hersteller bei dem hier getesteten OPUS RSD 5500 Gerät nicht mehr vorliegen.



Scatter plot for NO₂ to CO₂ ratios between PEMS and RSD measurements, combined for reference vehicles. The linear fit includes the standard error of the slope.

Abb. 45 Korrelation der instantanen NO₂-Emission für die vier Referenzfahrzeuge gemessen mit PEMS einerseits und den RES-Geräten von OPUS und HEAT andererseits [3]. (Bemerkung: Die Beschriftung der Achsen sollte NO₂/CO₂ lauten.)

3.1.3 Vergleich der Messungen auf der Teststrecke: SEMS, OPUS und EDAR

3.1.3.1 Messprogramm

Zur besseren Charakterisierung der Remote Emission Sensing-Messungen wurden Vorbeifahrten auf einer abgesperrten Messstrecke in Vauffelin organisiert. Dazu wurden von der AFH Biel fünf Fahrzeuge mit SEMS-ausgestattet und an den stationären RES-Messgeräten in einem definierten Messplan vorbeigefahren.

Die Spezifikationen der zwei Lkw, des leichten Nutzfahrzeuges und der beiden Pw sind in Tab. 9 und 10 aufgelistet: Es wurden ausschliesslich Diesel-Fahrzeuge zertifiziert nach den Euro-Stufen 5, 6ab, und 6d ausgewählt. Diese Fahrzeuge repräsentieren das Spektrum der heute anzutreffenden NO_x-Emissionen von sehr hoch (ca. 20-30 g NO_x/kg Kraftstoff) bis sehr niedrig (1-2 g NO_x/kg Kraftstoff oder niedriger). Damit wird also der für Strassenmessungen relevante Bereich der RES-Messgeräte charakterisiert.

Der Messplan ist in Tab. 7 zusammengefasst. An den ersten beiden Messtagen wurden immer drei Fahrzeuge vermessen (Lkw, Van, Pw), an den beiden anderen Messtagen die verbliebenen zwei Fahrzeuge (Sattelzug und Pw).

Ursprünglich sollten auf der Teststrecke nur die OPUS-Messgeräte eingesetzt werden. HEAT hat sich aber zu einer (kostenfreien) freiwilligen Teilnahme in der zweiten Messwoche entschieden. Von der Technischen Universität Graz wurde noch der Prototyp eines hochauflösenden Passivsammlers («point sampler») beigesteuert, der vor allem partikelförmige Emissionen erfassen soll. Dieser kostenfreie Beitrag ist nicht Teil der vorliegenden Beauftragung; die Messergebnisse werden in einem separaten Bericht dargestellt.

Die SEMS-Sensoren messen kontinuierlich die NO_x-Konzentration im Abgas. Sie haben eine zeitliche Auflösung von 5 Hz, generieren also 5 Messpunkte je Sekunde. Die Idee ist, dass die instantanen NO_x-Werte der SEMS-Sensoren zu den Zeitpunkten der Vorbeifahrt mit den instantanen Messwerten der RES-Geräte verglichen werden. Damit diese Gegenüberstellung funktioniert, müssen zumindest zwei Bedingungen gegeben sein:

- Die Uhren der Messgeräte müssen synchronisiert sein;
- Der Zeitpunkt der Messung sollte bei jedem verglichenen Messgerät dasselbe bedeuten, also z.B. die Durchfahrt durch die Lichtschranke vom RES-Messgerät oder die Probenahme im Abgas.

Leider trifft keine der beiden Bedingungen zu. Dies erschwert die Auswertung der Messungen erheblich, was weiter unten näher ausgeführt wird.

Um einen möglichen Einfluss der Abgasfahnen anderer Fahrzeuge, wie im realen Strassenbetrieb, abschätzen zu können, werden die Fahrzeuge immer im Konvoi gefahren, wobei das Fahrzeug mit der höchsten Emissionskonzentration (Euro 5) immer zuerst gefahren wurde. Zu verschiedenen Zeiten sind die Pw bei der Rückfahrt einzeln durch die Lichtschranken gefahren, so dass hier Messungen ohne Einfluss von anderen Abgasfahnen vorliegen. Da aber z.T. sehr viele Messpunkte ungültig sind, und die RES-Messungen z.T. auch sehr unsicher sind, wäre eine weitere Aufgliederung bei geringem Stichprobenumfang nur eingeschränkt belastbar.

Abbildungen 28 und 29 zeigen schematisch den Messaufbau, die Lage der Instrumente sowie die Fahrrichtungen der Fahrzeuge.

3.1.3.2 Methodik des Vergleichs

Im Kern geht es um den Vergleich der instantanen NO_x-Emissionskonzentrationen eines Fahrzeuges zum Zeitpunkt der Vorbeifahrt am RES-Messgerät. Dazu muss man also den Vergleichszeitpunkt in den kontinuierlichen SEMS-Messungen bestimmen und man muss die diskreten RES-Messpunkte den richtigen Fahrzeugen zuordnen.

Etwas genauer: Es müssen drei bzw. zwei kontinuierliche SEMS-Messungen mit den diskreten Messwerten von zwei OPUS RSD und zwei EDAR abgestimmt werden. Und jede Messung fand zu einem anderen Zeitpunkt statt (vgl. Abb. 46).

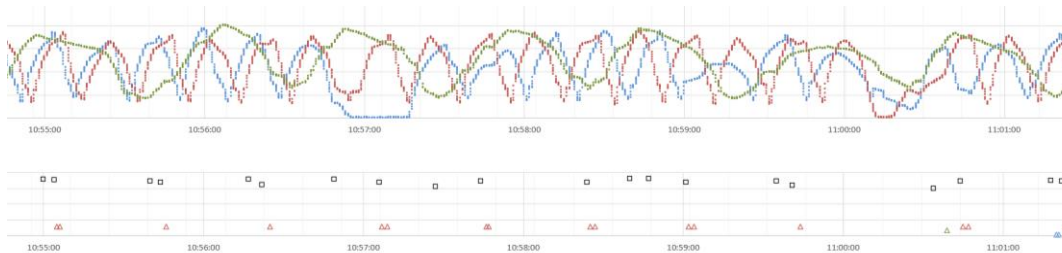


Abb. 46 Ausschnitt aus den vereinigten Daten vom 20. Mai. Oben: Die Geschwindigkeiten der drei Messfahrzeuge aufgetragen über die Zeit (von SEMS). Jede Farbe repräsentiert ein Fahrzeug. Darunter: Diskrete Messereignisse: Die Dreiecke entsprechen den Zeitpunkten, an denen die Fahrer die Durchfahrt per Knopfdruck ('bit') signalisierten. Im Ausschnitt sind vor allem bits des roten Fahrzeuges zu sehen, mal 1 oder 2 bits; gegen Ende des Ausschnitts registrieren auch die Fahrer 'grün' und 'blau' Durchfahrten. Die schwarzen Quadrate sind die Messereignisse der OPUS RSD 5500-Messgeräte. Bei vollständiger Erfassung sollten beide Messgeräte die Durchfahrt der drei Fahrzeuge registrieren, also sechs Messpunkte aufeinander folgen. Das ist im vorliegenden Ausschnitt nie gegeben. Es muss jedoch zugeordnet werden, welcher OPUS-Messpunkt zu welchem (SEMS) Fahrzeug passt.

Problem 1: Die Uhren der Messgeräte wurden nicht synchronisiert, d.h. der Zeitpunkt, an dem das RES-Messgerät die Vorbeifahrt registriert, ist nicht der Zeitpunkt, an dem beim SEMS-Sensor ausgelesen werden sollte.

Problem 2: Des Weiteren müssen die RES-Messwerte einem Fahrzeug zugeordnet werden. Normalerweise erfolgt das über die Kennzeichenabfrage. Bei den OPUS-Messgeräten wurde allerdings bewusst auf eine Justierung der Kamera verzichtet. Daher ist a priori nicht bekannt, welches Fahrzeug welchen Messpunkt generiert hat. Erschwerend kommt hinzu, dass die Messgeräte nicht jede Vorbeifahrt (gültig) identifizieren, sondern typischerweise fehlt ein Messpunkt mal von einem, mal von einem anderen Messgerät. D.h. der erste Messpunkt einer RES-Messung könnte vom ersten oder vom zweiten, in Ausnahmefällen auch vom dritten Fahrzeug stammen. Daher kann also nicht sicher aus der bekannten Reihenfolge der Vorbeifahrt (z.B. Van – Lkw – Pw) geschlossen werden, dass z.B. ein zweiter RES-Messpunkt vom Lkw oder vom Pw stammt.

Bei EDAR erfolgt die Zuordnung von Lkw und Pw sowohl über das Kamerabild als auch (für die Zwecke der Auswertung hier) über einen Abgleich der GPS-Koordinaten der Messfahrzeuge mit den Koordinaten der Standorte der EDAR-Messgeräte. Diese doppelte Zuordnung gibt die Sicherheit, dass die richtigen Messpunkte den richtigen Fahrzeugen zugeordnet wurden.

Der GPS-Abgleich wurde durch HEAT vorgenommen (und von uns verifiziert), nachdem die ersten beiden Datenlieferungen bei ca. 15% der Daten unplausible und falsche Zuordnungen (von Zeit, Messgerät und Messfahrzeug) enthielten. Damit ist hier die Zuordnung von Messwert und Fahrzeug als robust zu betrachten. Dieser ursprüngliche Fehler im Datenhandling wurde durch die Qualitätssicherung beim Messunternehmen nicht entdeckt – und wäre bei einer Feldmessung ohne bekanntes Referenzfahrzeug den Analysten auch schwerlich aufgefallen.

Die SEMS-Messwerte sind ein-eindeutig dem Fahrzeug zuordnungsbar, in dem das jeweilige Messgerät installiert war.

3.1.3.2 Aufbereitung der Daten von SEMS-Fahrten und RES-Messungen

Die Rohdaten bestehen aus den kontinuierlichen NO_x-Emissionen der SEMS-Sensoren für die fünf vermessenen Fahrzeuge einerseits, und den diskreten Messwerten der vier RES-Messgeräte andererseits. Diese werden wie folgt miteinander verschnitten:

- In der Zeitreihe der SEMS-Messungen haben Fahrer den (subjektiven) Zeitpunkt der Vorbeifahrt an den RES-Messgeräten per Knopfdruck notiert. Das ist als ‚bit‘ in der Zeitspur markiert und liefert einen Hinweis, in welchem Bereich die zu vergleichenden SEMS-Messwerte liegen. Die händisch eingetragenen Durchfahrten ersetzen also, mit einer gewissen Fehlertoleranz, die mangelnde Synchronisierung.
- Zusätzlich zu den definierten Messfahrzeugen sind auch andere Fahrzeuge testweise durch die Messstrecke gefahren und von den RES-Messgeräten registriert worden. Die RES-Messwerte von diesen unspezifizierten Fahrzeugen werden durch das fehlende ‚bit‘ in einer SEMS-Zeitreihe identifiziert und ihre Messwerte ausgesondert.
- Zu jedem ‚bit‘ ist das Fahrzeug bekannt. Das zeitlich passende RES-Messereignis wird erstmals zugeordnet.
- Die Fahrzeuge fahren innerhalb sehr eng begrenzter Zeiten hintereinander durch die RES-Messstellen – und sie haben eine sehr hohe Regelmäßigkeit. Diese Periodizität wird bei dem Verschneiden der Daten ausgenutzt: Nur RES-Messereignisse, die zu der Periodizität der Vorbeifahrten passen, werden als relevant betrachtet.
- Beim Sattelzug (MAN TGA) liefern beide OPUS RSD 5500 zwei Messwerte je Durchfahrt. Ein Messwert wird jeweils eliminiert. Das hat keinen Einfluss auf die resultierende Emission, es werden so nur Doppelmessungen ausgesondert.

Bei den SEMS-Messwerten werden

- die NO_x-Emissionsrate [in g pro Sekunde] durch den fuel flow Wert [in kg Kraftstoff je Sekunde] dividiert, um die RES-Einheit Gramm Schadstoff je Kilogramm Kraftstoff zu erhalten;
- je fünf aufeinanderfolgende Messwerte (für eine Fünftelsekunde) zu einem sekundlichen Messwert im arithmetischen Mittel zusammengefasst;

- sowohl der vermeintliche Messzeitpunkt für den Vergleich genommen als auch der Wert 1 bzw. 2 Sekunden vor- oder nachher. Damit wird der Unsicherheit im Zeitvergleich und der Unsicherheit bei der Abgasbildung Rechnung getragen. Ausserdem zeigen die Werte die Variabilität der Emissionskonzentration von Sekunde zu Sekunde.

3.1.3.3 Auswertung

3.1.3.3.1 Vergleich OPUS RSD 5500 mit SEMS-Messungen

Statistik der gültigen Messwerte

Für den Vergleich der NO bzw. NO_x-Emissionskonzentration werden nur Messwerte genommen, die im OPUS Datenfile als gültig markiert sind in Bezug auf «Audit», «NO_Status» und «NO2_Status». Der Status der VSP- bzw. v-a Messung ist für unsere Auswertung unerheblich, auch weil Geschwindigkeit und Beschleunigung vom Fahrzeug über die SEMS-Messung bekannt sind.

An den vier Messtagen werden von beiden OPUS RSD 5500-Messgeräten je ca. 2000 Messpunkte erfasst (siehe Tab. 17). Allerdings sind nur 40% bzw. 60% davon gültig, was auf die für RES ungünstigen Messbedingungen (keine Beschleunigung; Beeinträchtigung durch Regen) hinweist. Zusätzlich sind beide Geräte an einzelnen Tagen komplett ausgefallen, was z.T. dem starken Regen geschuldet war.

Die meisten gültigen Messwerte (>500) wurden für den Euro 5-Pw (Volvo V40) und den Euro VI-Kleinbus (Mercedes Vito) geliefert. Deren Mittelwerte sollten damit belastbar sein. Die wenigsten gültigen Messwerte (133) liegen für den Euro 6d-Pw (Renault Megane) vor. Hier ist die Aussagekraft der RES-Messungen eingeschränkt. Beim Euro VI-Lkw (MAN TGM) und dem Euro V-Sattelzug (MAN TGA) liegen 387 bzw. 351 gültige Messwerte vor, vor allem vom OPUS #2-Messgerät erfasst.

Die meisten gültigen Messwerte stammen vom 18. Mai. Hier wurden mit OPUS #2 für alle Fahrzeugklassen (also Pw, Kleinbus und Lkw) Positivitätsraten von 83% bis 96% erreicht. Das parallel messende, baugleiche Gerät OPUS #1 hat an diesem Tag seine besten Positivitätsraten, die aber mit 60% bis 70% deutlich niedriger liegen. Der Grund dafür ist nicht ersichtlich.

Tab. 17 Anzahl der erfassten Messwerte und davon gültige Messwerte für die beiden OPUS RSD 5500-Messgeräte, unterschieden nach Messtag und Fahrzeug.

Tag der Messung	Fahrzeug	Anzahl Messwerte		davon gültig		Anteil gültig	
		OPUS #1	OPUS #2	OPUS #1	OPUS #2	OPUS #1	OPUS #2
18 05 2021	Mercedes Vito	315	334	189	301	60%	90%
18 05 2021	MAN TGM	109	266	75	255	69%	96%
18 05 2021	Volvo V40	313	330	196	274	63%	83%
20 05 2021	Mercedes Vito	143	0	46	0	32%	0%
20 05 2021	MAN TGM	32	0	24	0	66%	0%
20 05 2021	Volvo V40	143	0	103	0	72%	0%
25 05 2021	MAN TGA	226	221	130	119	58%	54%
25 05 2021	Renault Megane	239	242	54	66	23%	27%
26 05 2021	MAN TGA	216	214	0	138	0%	64%
26 05 2021	Renault Megane	268	259	0	43	0%	5%
alle	Mercedes Vito	458	334	235	301	51%	90%
alle	MAN TGM	141	266	96	255	68%	96%
alle	Volvo V40	456	330	299	274	66%	83%

alle	MAN TGA	442	435	130	257	29%	59%
alle	Renault Megane	507	501	54	79	11%	16%
alle	alle	2004	1866	814	1166	41%	62%

Orange hinterlegt, wenn die Zahl bzw. der Anteil der gültigen Messwerte weniger als 30 bzw. 30% beträgt, dann sind auch die RS-Mittelwerte nicht aussagekräftig.

Grün hinterlegt, wenn die Zahl bzw. der Anteil der gültigen Messwerte mehr als 250 bzw. 80% beträgt. Dann sind die RS-Mittelwerte aussagekräftig.

Durchgestrichene Messwerte: Wegen zu geringer Stichprobe werden diese Messungen nicht ausgewertet.

Auswertung der gültigen Mittelwerte je Fahrzeug

Aufgrund der Probleme der RSD 5500-Messgeräte mit der Kalibrierung werden die Messungen für die beiden Geräte und für jeden Tag separat ausgewertet.

In einem ersten Schritt werden die Mittelwerte aller als gültig und zusammenpassend identifizierten SEMS und RES-Messpunkte je Fahrzeug und Messtag miteinander verglichen. Aufgrund der Unsicherheit in der Synchronisation der Messungen werden vom jeweiligen SEMS-Sensor fünf sekundliche Mittelwerte genommen, und zwar der Wert vom registrierten Zeitpunkt der Durchfahrt, und die Werte jeweils 1 und 2 Sekunden davor bzw. danach.

Abb. 47 vergleichen die mittleren NO_x-Emissionen der beiden OPUS RSD 5500-Messgeräte mit den mittleren sekundlichen Emissionskonzentrationen vom SEMS-Sensor zum nominellen Zeitpunkt der Durchfahrt sowie 1 und 2 Sekunden davor und danach. Mehrere Beobachtungen sind interessant:

- Die Emissionskonzentration entspricht den Erwartungen, mit sehr hohen NO_x-Emissionen bei Euro 5-Pw und Sattelzug und sehr niedrigen Emissionen beim Euro VI-Lkw und Euro 6d-Pw. Damit umfasst der Messbereich mehr als zwei Größenordnungen.
- Die zeitliche Emissionskonzentration nach SEMS variiert beim Pw und Kleinbus stark, so dass eine exakte Korrelation eine exakte Synchronizität der Messungen voraussetzt. Diese ist hier nicht gegeben, weshalb der Vergleich als erfolgreich angesehen wird, wenn der RES-Mittelwert zu einem der SEMS-Mittelwerte (0, ±1, ±2) passt.
- Für den **Euro 5-Pw (Volvo V40)** passen alle drei OPUS RSD 5500-Messwerte sehr gut zu den mittleren SEMS-Emissionen an beiden Messtagen. Dabei wird durch OPUS #1 auch abgebildet, dass die Geschwindigkeiten, und damit die Motorlasten, am 20. Mai höher als am 18. Mai waren, und damit auch die mittlere Emissionskonzentration höher ist.
- Die Mittelwerte der beiden hintereinander aufgestellten OPUS RSD 5500-Messgeräte korrelieren für den Volvo V40 innerhalb der Messunsicherheit miteinander.
- Für den **Euro 6-Kleinbus (Mercedes Vito)** liegen die OPUS RSD 5500-Mittelwerte am 18. Mai am oberen Rand der SEMS-Mittelwerte, am 20. Mai um 25% darüber. Allerdings sind die absoluten Emissionskonzentrationen eine Größenordnung niedriger als beim Euro 5-Fahrzeug. Daher steigt die relative Unsicherheit der RSD-Messungen. Mit anderen Worten, selbst wenn der absolute Wert für dieses Fahrzeug nicht perfekt gemessen wird, so ist dennoch klar, dass dessen Emissionskonzentration niedrig ist.
- Die Mittelwerte der beiden hintereinander aufgestellten OPUS RSD 5500-Messgeräte korrelieren auch für den Mercedes Vito-Kleinbus miteinander.
- Für den **Euro VI-Lkw (MAN TGM)** liegen die mittleren Messwerte der OPUS RSD 5500-Messgeräte nochmals eine Größenordnung niedriger als beim Kleinbus. Das RSD #1 passt perfekt zu dem SEMS-Mittelwerten, das RSD #2 zeigt mit -0,5 g NO_x je kg Kraftstoff einen negativen Mittelwert. D.h. für diese niedrige Emission korrelieren die Messgeräte untereinander nicht.
- Da eine negative Emission physikalisch nicht möglich ist, muss die Kalibrierung nicht gut funktioniert haben. Es dürfte also ein negativer bias von 0,5 bis 0,75 g je kg bei diesen Messungen vorliegen.

Die SEMS-Mittelwerte variieren für den Lkw innerhalb der betrachteten Sekunden kaum. D.h. die exakte zeitliche Übereinstimmung ist für den Lkw unerheblich. Ebenso führt die höhere Geschwindigkeit respektive Motorlast am zweiten Messtag nicht zu einer nennenswerten Erhöhung der NO_x-Emission. D.h. die Abgasreinigung hat hier über das betrachtete Geschwindigkeitsspektrum mögliche Schadstoffspitzen eliminiert.

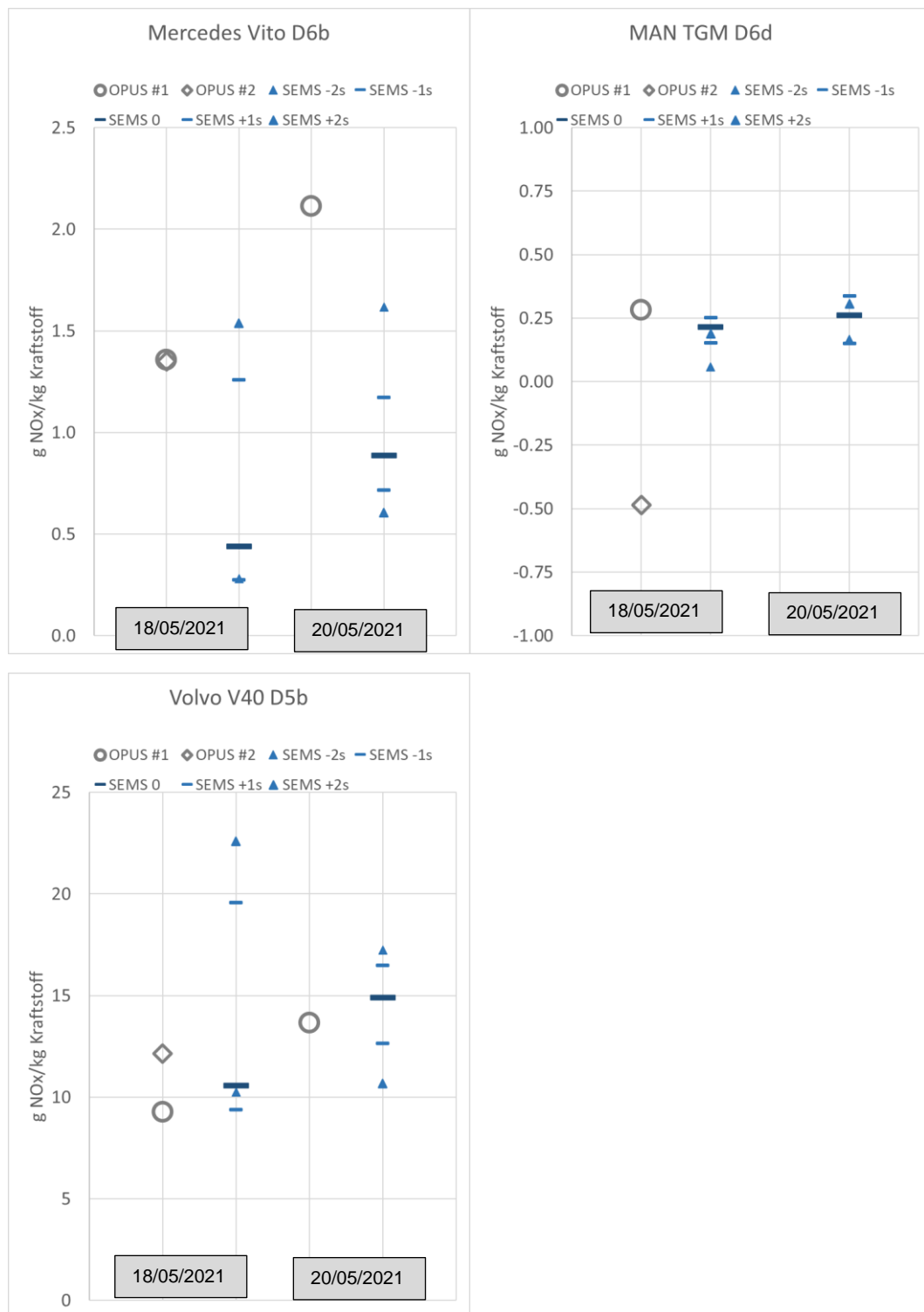


Abb. 47 Mittlere NO_x -Emission (in g je kg Kraftstoff) wie mit den OPUS RSD 5500-Messgeräten #1 und #2 gemessen im Vergleich zur mittleren Emission von SEMS zum Zeitpunkt der Vorbeifahrt bzw. 1 und 2 Sekunden früher oder später.

In den Messprogrammen vom 18. bzw. 20. Mai 2021 wurden ein Euro 6 Kleinbus (Mercedes Vito), ein Euro VI Lkw (MAN TGM) und ein Euro 5 Pw (Volvo V40) hintereinander gemessen.

Am 25. und 26. Mai wurden ein Sattelzug und ein weiterer Pw vermessen, Abb. 48. Beim **Euro V-Lkw (MAN TGA)** ist die NO_x -Emissionskonzentration gemäß den SEMS-Sensoren mit 26 bzw. 32 g je kg Kraftstoff am höchsten von allen vermessenen Fahrzeugen. Die

OPUS RSD 5500-Messgeräte messen an beiden Tagen allerdings nur Emissionen zwischen 7 und 8 g NO_x je kg Kraftstoff. D.h. die RES-Messungen am Ende vom Sattelzug, also ca. 13 m hinter dem seitlichen Abgasrohr der Sattelzugmaschine, erfassen nur einen kleinen Anteil der Schadstoffe. Eventuell können detailliertere Analysen der Strömungsverhältnisse einen Hinweis geben, weshalb die Messung mit horizontal geführtem Lichtstrahl so viel weniger Abgas erfasst.

- Die Mittelwerte der RSD 5500-Messgeräte liegen alle konsistent niedrig. Die Streuung der Werte ist verglichen mit SEMS und anderen Fahrzeugen klein. Auch dies deutet auf eine konsistent falsche Erfassung der Abgaswolke hin.
- Die SEMS-Messwerte am Abgasrohr variieren nur um $\pm 10\%$ innerhalb von ± 2 Sekunden. Bei den höheren Geschwindigkeiten, also höheren Motorlasten, des zweiten Messtages liegen die Messwerte niedriger, was auf eine bessere, weil wärmere Abgasreinigung hindeutet.
- Die Emissionskonzentrationen des Euro 6d-Pw (Renault Megane) sind sehr niedrig: Die SEMS-Mittelwerte sind 0,25 bzw. 0,12 g NO_x je kg Kraftstoff an den jeweiligen Tagen. Das OPUS-Gerät #1 zeigt ebenfalls eine niedrige Emissionskonzentration, liegt mit durchschnittlich 1.25 g NO_x je kg Kraftstoff jedoch deutlich darüber. Das Messgerät OPUS #2 liegt mit durchschnittlich 0.39 g NO_x je kg Kraftstoff näher am SEMS-Mittelwert.
- Zum Vergleich mit dem geltenden Typprüfwert wird ein spezifischer Verbrauch von 40 bis 50 g Kraftstoff je Kilometer angenommen. Dann entspricht der durchschnittliche Messwert für OPUS #2 umgerechnet einer durchschnittlichen Emission von etwa 20 mg NO_x je Kilometer im Realbetrieb, was deutlich niedriger als der Typprüfwert ist.
- Der umgerechnete Emissionsfaktor basierend auf der Messung von OPUS #1 ist allerdings um einen Faktor 3 höher (also etwa 60 mg NO_x je Kilometer) und entsprechend näher am Grenzwert. Der NO_x-Grenzwert für Pw, resp. Gruppe I N1 liegt bei 80 mg/km auf der Rolle. Hier haben wir es m.E. doch mit einer RDE-ähnlichen Messsituation zu tun, d.h. es würde noch ein Faktor zur Anwendung gelangen, für Euro 6dtemp ist dieser 2.1 und für Euro 6d 1.43. Also würde der für den Realvergleich relevante Grenzwert bei 114 mg NO_x/km liegen. Somit wäre also die Messunsicherheit bei den hier verwendeten OPUS RSD 5500 Messgeräten – unter den ungünstigen Messbedingungen und bei sehr niedrigen absoluten Werten – beträchtlich; ebenso hoch wäre voraussichtlich die Differenz zu Prüffahrten mit SEMS oder PEMS-Geräten. Im Ergebnis würde aber immer bleiben, dass die durchschnittlichen Emissionen des Fahrzeuges - z.T. deutlich – unterhalb des Typprüfwertes liegen. Mit anderen Worten, die OPUS Messungen können immer noch zur Klassifikation und ggf. Vorauswahl von Fahrzeugen mit voraussichtlich überhöhten und regelkonformen Emissionswerten herangezogen werden.
- Die niedrigen Emissionen nach Euro 6dtemp und höher liegen also bereits in der Nachweisgrenze des OPUS RSD 5500-Messgerätes. Hier ist dann keine sichere Bestimmung der absoluten Emissionskonzentration gegeben. Die Unsicherheit der Messung wird dabei wesentlich von der unsicheren Bestimmung von NO₂ bestimmt.
- Die instantanen SEMS-Mittelwerte variieren kaum innerhalb von ± 2 Sekunden am ersten Messtag; damit ist die fehlende Synchronisierung der Messungen keine Ursache für Diskrepanzen. Die Variabilität in den SEMS Messungen ist am zweiten Messtag, an dem keine erfolgreichen Messungen mit dem OPUS RSD 5500 erfolgten, deutlich höher, insgesamt bleiben die Emissionskonzentrationen jedoch auf ähnlich niedrigem Niveau wie am ersten Messtag. Dementsprechend erscheint auch hier die Abgasreinigung nach Euro 6d-Zertifizierung über die vermessenen Lastbereiche zu funktionieren.

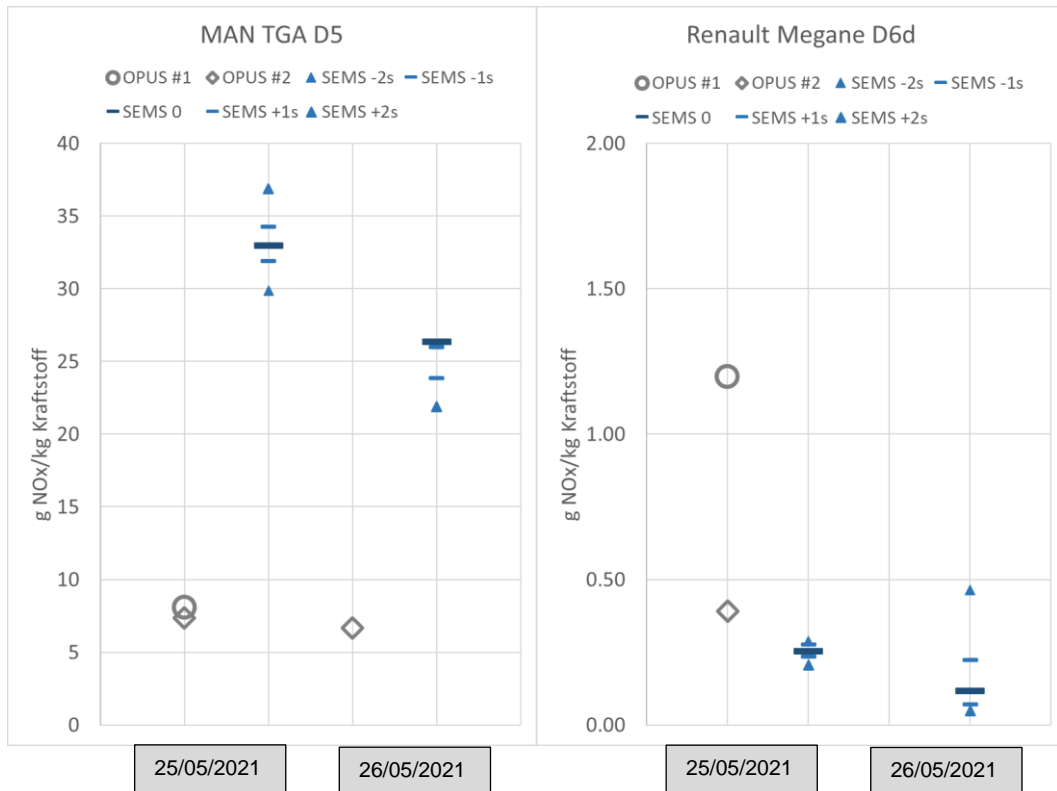


Abb. 48 Mittlere NO_x -Emission (in g je kg Kraftstoff) wie mit den OPUS RSD 5500-Messgeräten #1 und #2 gemessen im Vergleich zur mittleren Emission von SEMS zum Zeitpunkt der Vorbeifahrt bzw. 1 und 2 Sekunden früher oder später.

In den Messprogrammen vom 25. bzw. 26. Mai 2021 wurden ein Euro V-Sattelzug (MAN TGA) und ein Euro 6d-Pw (Renault Megane) hintereinander gemessen.

Zusammengefasst ergibt sich für die OPUS RSD 5500-Messgeräte:

- Sehr sichere Bestimmung von Emissionskonzentration und Trend beim Pw Euro 5, also bei relativ hohen Emissionen.
- Tendenziell Überschätzung um ca. 0,5-0,75 g NO_x je kg Kraftstoff bei niedrigen Emissionen, manchmal jedoch auch eine ebensolche Unterschätzung. Vermutlich hängt das von der exakten Kalibrierung an dem jeweiligen Messtag ab. Wenn das stimmt, dann ist also die praktische Unsicherheit ca. 0.75 g NO_x je kg Kraftstoff.
- Die Messung von Lkw erscheint möglich, wie das Beispiel des Euro VI-Lkw zeigt, aber offensichtlich ist die Erfassung noch nicht zuverlässig, wie die Fehlmessungen am Sattelzug zeigen. Ob dieser Unterschied auf unterschiedlich Abgasumströmung oder auf den Ort der Probenahme beruhen, sollten weitere Untersuchungen zeigen.
- In den vorliegenden Messungen erscheint kein systematischer Unterschied (offset) zwischen den beiden OPUS RSD 5500 Messgeräten.

Vergleich der Verteilungen OPUS RSD 5500 und SEMS

Die oben dargestellten Mittelwerte zeigen bereits, für welche Vergleichsfälle eine sinnvolle Korrelation überhaupt zu erwarten ist. Das soll im Folgenden mithilfe von Boxplots untersucht werden. Damit zeigt sich insbesondere, ob die Variabilität der instantanen Emissionskonzentrationen der verschiedenen Durchfahrten größer oder kleiner bei einem Messgerät bzw. im Vergleich zum SEMS-Sensor ist. Zum tieferen Verständnis werden für die RSD 5500-Messgeräte sowohl die NO_x -Emissionen als auch NO - und NO_2 -Emission einzeln ausgewiesen. Dabei wird auf die Verteilung bei den beiden Euro 5-Fahrzeugen (Pw und Sattelzug) fokussiert, weil

- die Emissionen so hoch sind, dass sie gut erfasst werden sollten,

- daher auch die Unsicherheiten der OPUS RSD 5500-Messgeräte nicht relevant sein sollten, aber
- dennoch zwei unterschiedliche Messregime vorzuliegen scheinen.

Abb. 49 vergleicht die Verteilungen der SEMS und OPUS RSD 5500-Messwerte für den **Euro 5-Pw (Volvo V40)**, bei dem die Mittelwerte ja sehr gut übereinstimmen. Der Vergleich erfolgt mit den SEMS-Werten zu $t=0$, also zum augenscheinlichen Zeitpunkt der Durchfahrt.

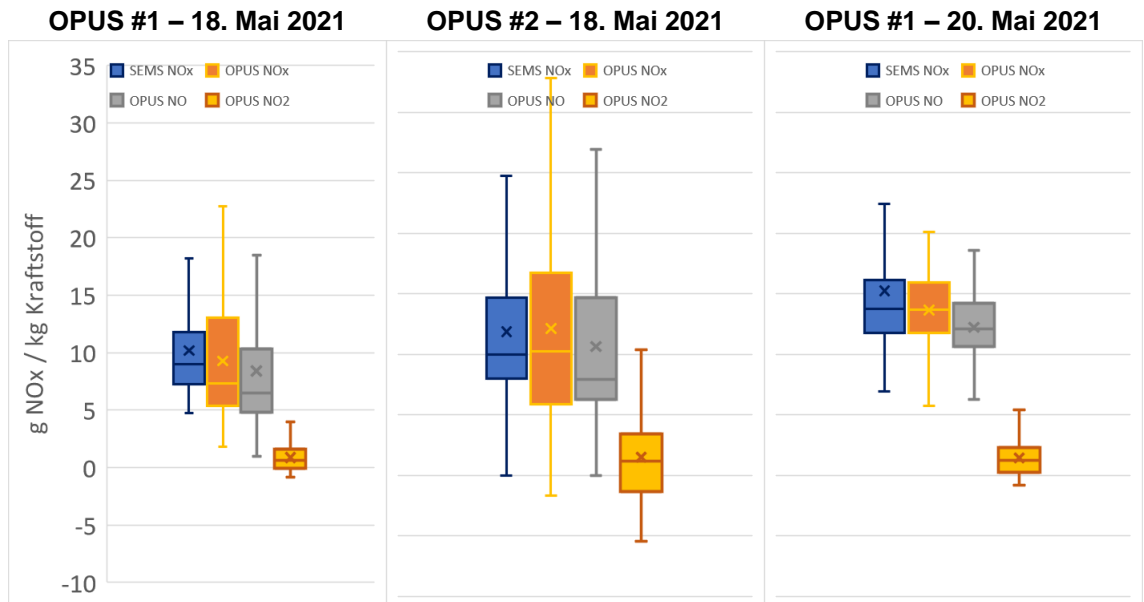


Abb. 49 Verteilung der instantanen Emissionskonzentrationen für den Euro 5 Pw (Volvo V40) zwischen SEMS und den OPUS RSD 5500-Messgeräten #1 und #2 an den beiden Messtagen. Zur Erinnerung: Von den Messfahrten am 20. Mai liegen nur Messwerte vom Gerät #1 vor, weil Gerät #2 ausgefallen war.

Zum Verständnis der Grafik: Eine Box umfasst die mittleren 50% der Daten. Die Mitte wird durch den Strich (=Median) angegeben, das untere und obere Ende der Box zeigen die Höhe der kleinsten 25% und 75% der Werte an. Das Kreuz zeigt das arithmetische Mittel. Die unteren und oberen Linien stellen die Verteilung der niedrigsten und höchsten Werte dar. Je länger sie sind, desto größer die Variabilität der Messwerte. Negative Werte sind physikalisch nicht sinnvoll, wurden jedoch so vom Instrument erfasst und weitergegeben.

- Die SEMS-Sensoren zeigen eine Streuung, die am 18. Mai kleiner, am 20. Mai aber größer als bei den OPUS-Messgeräten ist. D.h. dies reflektiert die tatsächliche Variabilität der Emissionen, nicht die mögliche Ungenauigkeit der Messungen.
- Der Mittelwert ist größer als der Median, was auf eine linksschiefe Verteilung verweist, was typisch für Fahrzeug-Emissionen ist.
- Beim OPUS-Messgerät #1 sind die NO₂-Werte an beiden Messtagen größer Null, so wie es physikalisch sinnvoll ist. Bei diesem Gerät ist auch die Streuung von NO_x nicht so gross. Anders beim OPUS-Messgerät #2: Hier sind viele NO₂-Werte, unphysikalisch, kleiner Null. Entsprechend einer schlechteren Kalibrierung ist auch die Streuung von NO_x am größten.

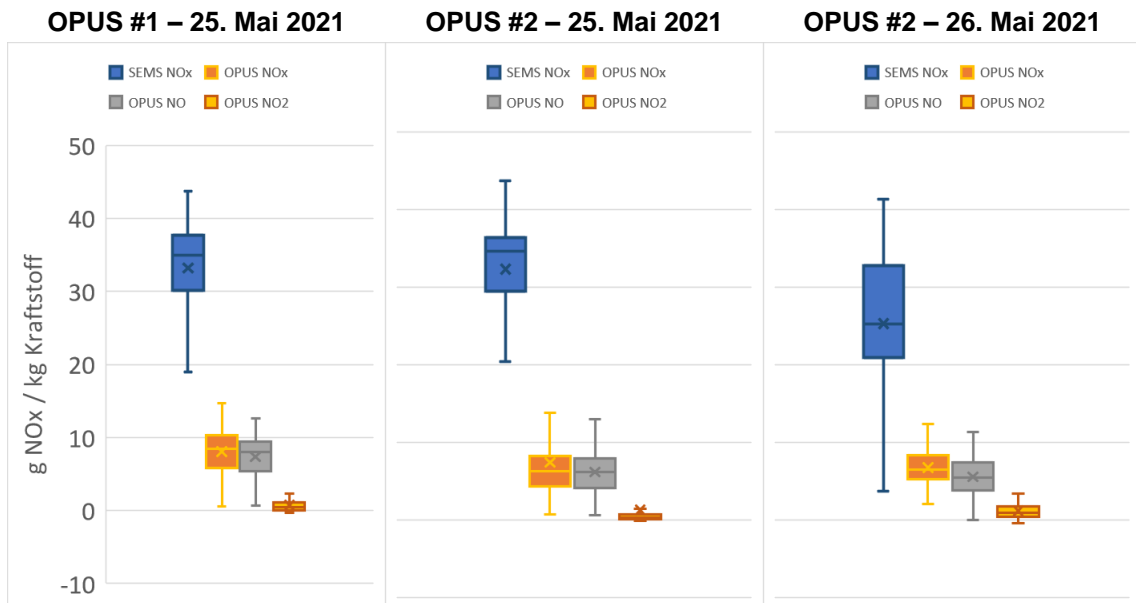


Abb. 50 Verteilung der instantanen Emissionskonzentrationen für den Euro 5 Sattelzug (MAN TGA) zwischen SEMS und den OPUS RSD 5500 Messgeräten #1 und #2 an den beiden Messtagen. Zur Erinnerung: Von den Messfahrten am 26. Mai liegen nur Messwerte vom Gerät #2 vor, weil Gerät #1 ausgefallen war.

Für den **Euro 5-Sattelzug (MAN TGA)** sind die Verteilungen der instantanen Messwerte in Abb. 50 miteinander verglichen. Es war schon vorher deutlich, dass die OPUS RSD 5500-Messgeräte bei dieser Messung (und anders als beim Euro 6-Lkw MAN TGM) die Emissionen weit unterschätzen. Interessanterweise zeigen die RES-Verteilungen nur eine relativ kleine Streuung auf niedrigem absolutem Niveau.

Der NO_2 -Anteil beträgt 9% (OPUS #2) bzw. 16%-18% (OPUS #2), was plausibel erscheint. Insgesamt wird also von den OPUS RSD 5500-Messgeräten zuwenig NO_x gemessen. Eine mögliche Unterschätzung von NO_2 (oder gar viele negative Emissionskonzentrationen) ist nicht die Ursache für die grosse Diskrepanz.

Die Streuung der SEMS-Emissionskonzentrationen ist an allen Messtagen fast doppelt so hoch wie die Streuung der OPUS-Messungen. Dafür sind die Opus-Messungen sehr niedrig. Die Vermutung liegt nahe, dass die Umströmung des Lastwagens derart stark ist, dass die NO_x Konzentrationen, die vom RES zu messen sind, stark verdünnt sind.

Vergleich der instantanen Emissionen zwischen OPUS RSD 5500 und SEMS-Geräten

Bisher wurden immer nur Ensemblewerte zwischen den Messgeräten verglichen, sei es als mittlere Emissionskonzentration oder als Verteilung. Im Folgenden wird der anspruchsvollste Vergleich, die Korrelation der instantanen Emissionskonzentrationen untersucht. Es wird also die sekundliche NO_x -Emissionskonzentration, wie am Abgasrohr vom SEMS gemessen, mit der in der Abgasfahne detektierten NO_x -Konzentration verglichen, die von den OPUS RSD 5500 gemessen wurde. Hier konzentriert sich der Vergleich auf den Euro 5 Pw, bei dem die hohen Emissionskonzentrationen also korrekt gemessen wurden. Damit werden unter den ungünstigen Messbedingungen noch die besten Vergleichsmöglichkeiten genutzt.

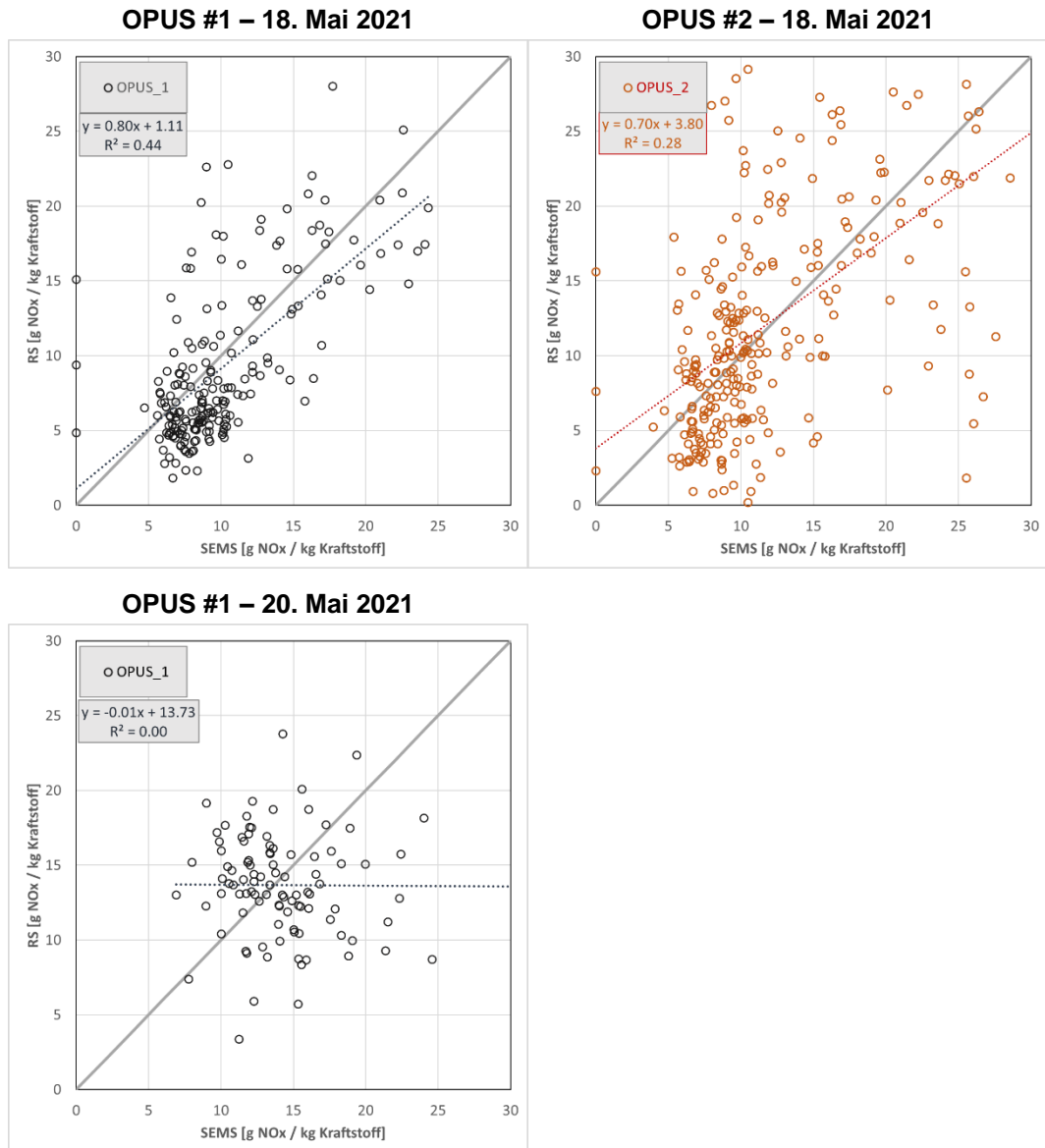


Abb. 51 Korrelationsplot der instantanen NO_x -Emission für den Euro 5-Pw (Volvo V40) zwischen SEMS und den OPUS RSD 5500-Messgeräten #1 und #2 an den beiden Messtagen. Zur Erinnerung: Von den Messfahrten am 20. Mai liegen nur Messwerte vom Gerät #1 vor, weil Gerät #2 ausgefallen war. In den Grafiken sind auch die jeweiligen Korrelationsgeraden mit ihren Formeln und der R^2 -Güte ausgewiesen.

Abb. 51 zeigt die Korrelationsplots für den Euro 5-Pw (Volvo V40) zwischen OPUS RSD 5500-Messgeräten #1 und 2 einerseits und SEMS andererseits an beiden Messtagen. Am 18. Mai zeigen die beiden Messgeräte eine positive Steigung von 0.8 bzw. 0.7, unterschätzen also den Anstieg der NO_x -Emissionen im Vergleich zum SEMS-Sensor. Der Korrelationskoeffizient R^2 ist mit 0.44 bzw. 0.28 sehr niedrig. Er liegt also deutlich niedriger als der Referenzwert aus dem Vergleich SEMS-CVS. Der Achsenabschnitt beträgt 1 bzw. fast 4 g NO_x je kg Kraftstoff. Wenn das als systematischer off-set betrachtet werden muss, dann wäre er zumindest für das OPUS RSD 5500 #2 unschön hoch. Dagegen spricht allerdings, dass eine solche Differenz bei keiner Messung an einem anderen Fahrzeug beobachtet wird.

Am zweiten Messtag, dem 20. Mai, passen die mittleren NO_x -Emissionen von OPUS #1 und SEMS immer noch innerhalb der jeweiligen Unsicherheiten zusammen. Allerdings ist keine lineare Korrelation der instantanen Messwerte feststellbar: Die Steigung der Ausgleichsgerade ist nahezu 0, der Korrelationskoeffizient R^2 ist 0. D.h. es liegt (an diesem Tag, für dieses Fahrzeug und Messprogramm) keine *lineare* Beziehung zwischen den

OPUS RSD und den SEMS-Messungen vor. Dennoch wurde der Mittelwert gut erfasst. Warum das Messgerät am zweiten Tag dieses Verhalten zeigt, ist unklar. Möglicherweise ist es mit SEMS unkorreliert, weil die falschen Messzeiten miteinander verglichen werden. Das lässt sich aber im Nachhinein nicht aufklären.

3.1.4 Vergleich EDAR- mit SEMS-Messungen

Bezeichnungen

Die Bezeichnung EDAR #1 und #2 richtet sich nach der gewöhnlichen Reihenfolge, in der die Geräte auf der Messstrecke durchfahren wurden. Dabei misst EDAR #1 von einer Messbrücke von oben nach unten; ein Reflektorstreifen war auf der Fahrbahn aufgeklebt. Dies ist die bei HEAT übliche und seit Jahren erprobte Konfiguration. EDAR #2 misst horizontal mit einer verspiegelten Säule auf der Gegenseite. Diese Konfiguration wurde extra für die Messungen in der Schweiz angefertigt und kam auf der Messstrecke erstmals zum Einsatz. Es ist gewissermassen ein Prototyp.

Statistik der gültigen Messwerte

Für den Vergleich der NO bzw. NO_x-Emissionskonzentration werden nur Messwerte genommen, die in den EDAR Datenfiles als gültig markiert (Status = "1").

An den beiden Messtagen werden von den beiden EDAR-Messgeräten je ca. 900 Messpunkte erfasst (Tab. 18). Davon sind 63% bzw. 75% als gültig markiert. Die Messung quer zur Strasse liefert also etwas mehr gültige Messungen.

Für den Euro 6d-Pw (Renault Megane) werden mehr als 900 oder 90% gültige Messwerte ausgewiesen. Der Euro V-Sattelzug (MAN TGA) hatte weniger Durchfahrten, und lieferte mit nur 42% gültigen Messungen in der Summe auch nur 320 Messwerte. Laut HEAT wurde beim Sattelzug nur ein kleinerer Teil der Abgaswolke erfasst und damit häufig zu geringe Abgaskonzentrationen für eine gültige Messung. In der Eigendarstellung wirbt HEAT allerdings öfters damit, dass durch eine komplette Erfassung der Abgaswolke und durch hohe Messspezifität alle Moleküle erfasst würden und damit die Sensitivität und Messgenauigkeit sehr hoch wären.

Tab. 18 Anzahl der erfassten Messwerte und davon gültige Messwerte für die beiden EDAR-Messgeräte, unterschieden nach Messtag und Fahrzeug.

Tag der Messung	Fahrzeug	Anzahl Messwerte		davon gültig		Anteil gültig	
		EDAR #1	EDAR #2	EDAR #1	EDAR #2	EDAR #1	EDAR #2
25 05 2021	MAN TGA	198	208	106	101	54%	49%
25 05 2021	Renault Megane	216	246	206	243	95%	99%
26 05 2021	MAN TGA	194	169	58	57	30%	34%
26 05 2021	Renault Megane	269	287	181	278	67%	97%
alle	MAN TGA	392	377	164	158	42%	42%
alle	Renault Megane	485	533	387	521	80%	98%
alle	alle	877	910	551	679	63%	75%

Orange hinterlegt, wenn die Zahl bzw. der Anteil der gültigen Messwerte weniger als 30 bzw. 30% beträgt, dann sind auch die RES-Mittelwerte nicht aussagekräftig.

Grün hinterlegt, wenn die Zahl bzw. der Anteil der gültigen Messwerte mehr als 250 bzw. 80% beträgt. Dann sind die RES-Mittelwerte aussagekräftig.

Auswertung der gültigen Mittelwerte je Fahrzeug

Auch für die EDAR-Messgeräte werden die Ergebnisse zunächst für jeden Tag separat dargestellt:

In einem ersten Schritt werden die Mittelwerte aller als gültig und zusammenpassend identifizierten SEMS und RES-Messpunkte je Fahrzeug und Messtag miteinander verglichen. Aufgrund der Unsicherheit in der Synchronisation der Messungen werden vom jeweiligen SEMS-Sensor fünf sekundliche Mittelwerte genommen, und zwar der Wert vom registrierten Zeitpunkt der Durchfahrt, und die Werte jeweils 1 und 2 Sekunden davor bzw. danach.

Abb. 52 vergleicht die mittleren NO_x-Emissionen der beiden EDAR-Messgeräte mit den mittleren sekundlichen Emissionskonzentrationen vom SEMS-Sensor zum nominellen Zeitpunkt der Durchfahrt sowie 1 und 2 Sekunden davor und danach. Wir wissen von den SEMS-Messungen, dass der Euro V-Sattelzug im Bereich von 22-35 g NO_x je kg Kraftstoff emittiert, der Euro 6d-Pw dagegen weniger nur 0.15-0.35 g NO_x je kg Kraftstoff emittiert. Also werden auch die EDAR-Geräte einen Messbereich von fast zwei Grössenordnungen getestet. Im Vergleich der Mittelwerte über 60 bis 280 Durchfahrten zeigt sich:

- Beide EDAR-Geräte messen beim Euro V-Sattelzug (MAN TGA) mittlere NO_x-Konzentrationen von 18 bis 26 g NO_x je kg Kraftstoff. Die Mittelwerte beider Geräte stimmen an beiden Messtagen innerhalb einer Marge von ±10% überein. Am ersten Messtag passen die EDAR-Messungen mit den SEMS-Werten nur wenn eine zeitliche Differenz von 2 Sekunden angenommen wird.
- Am zweiten Messtag stimmt EDAR #1 so gut wie es nur geht mit den SEMS-Werten überein, während EDAR 2 um 35% weniger als SEMS misst. Die SEMS-Mittelwerte variieren innerhalb weniger Sekunden stark, z.B. von +1 Sek. auf +2 Sek. am ersten Messtag oder innerhalb weniger Meter zwischen den Durchfahrtstellen von EDAR 1 und 2 am zweiten Messtag. Ein Grund hierfür könnte sein, dass die EDAR-Geräte am Ende der Messstrecke aufgebaut waren, und der Sattelzug dann in der Mehrzahl der Fälle wieder beschleunigte.
- Es zeigt sich auch hier wieder, wie wichtig eine exakte Synchronisierung für eine erfolgreiche Korrelation gewesen wäre. Ausserdem zeigt sich, dass auch beim Euro V-Lkw stark variierende Emissionen anzutreffen sind, so wie vorher schon beim Euro 5-Pw gesehen.
- Beim **Euro 6d-Pw (Renault Megane)** liegen die EDAR-Mittelwerte mit NO_x-Werten von 2,2 g NO_x je kg Kraftstoff am ersten Tag bzw. von 1,5 bis 3,6 g NO_x je kg Kraftstoff um einen Faktor 10 höher als die SEMS-Werte. D.h. der EDAR-Messung zufolge würde das Fahrzeug mit Emissionen in Höhe von umgerechnet 75 bis 180 mg NO_x/km auffallen, was weit oberhalb der Werte in einem Labortest wäre. Die Mittelwerte der beiden EDAR-Geräte stimmen am ersten Messtag innerhalb einer Marge von ±10% überein; am zweiten Tag beträgt der mittlere Unterschied jedoch ±40%, ohne dass ein Grund ersichtlich wäre.

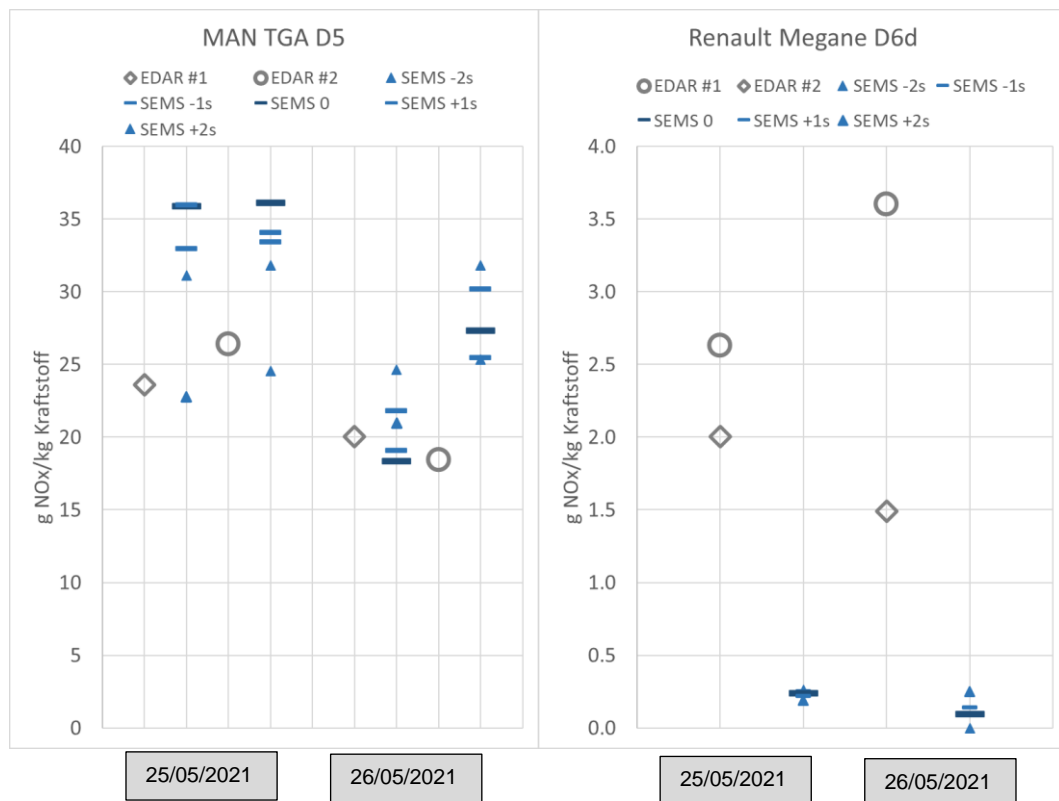


Abb. 52 Mittlere NO_x-Emission (in g je kg Kraftstoff) wie mit den EDAR-Messgeräten #1 und #2 gemessen im Vergleich zur mittleren Emission nach SEMS zum Zeitpunkt der Vorbeifahrt bzw. 1 und 2 Sekunden früher oder später. In der linken Abbildung werden die korrespondierenden SEMS-Werte einzeln ausgewiesen, weil sie sich insbesondere am 26.5. stark voneinander unterscheiden. In der rechten Abbildung ist der Mittelwert ausreichend.

In den Messprogrammen vom 25. bzw. 26. Mai 2021 wurden ein Euro V-Sattelzug (MAN TGA) und ein Euro 6d-Pw (Renault Megane) hintereinander gemessen.

Vergleich der Verteilungen zwischen EDAR und SEMS

Die oben dargestellten Mittelwerte zeigen bereits, für welche Vergleichsfälle eine sinnvolle Korrelation überhaupt zu erwarten ist. Das soll im Folgenden mithilfe von Boxplots untersucht werden. Damit zeigt sich insbesondere, ob bei einem der Messgeräte die Variabilität der instantanen Emissionen der verschiedenen Durchfahrten größer oder kleiner im Vergleich zum SEMS-Sensor ist. Zum tieferen Verständnis werden für die RSD 5500-Messgeräte sowohl die NO_x-Emissionen als auch NO- und NO₂-Emission einzeln ausgewiesen. Dabei erscheint diese Analyse nur für den Euro V-Sattelzug interessant, weil hier

- die Emissionen hoch und damit gut erfasst werden sollten und
- die Unterschiede zwischen den beiden EDAR-Messgeräten im Mittel nicht erscheinen.

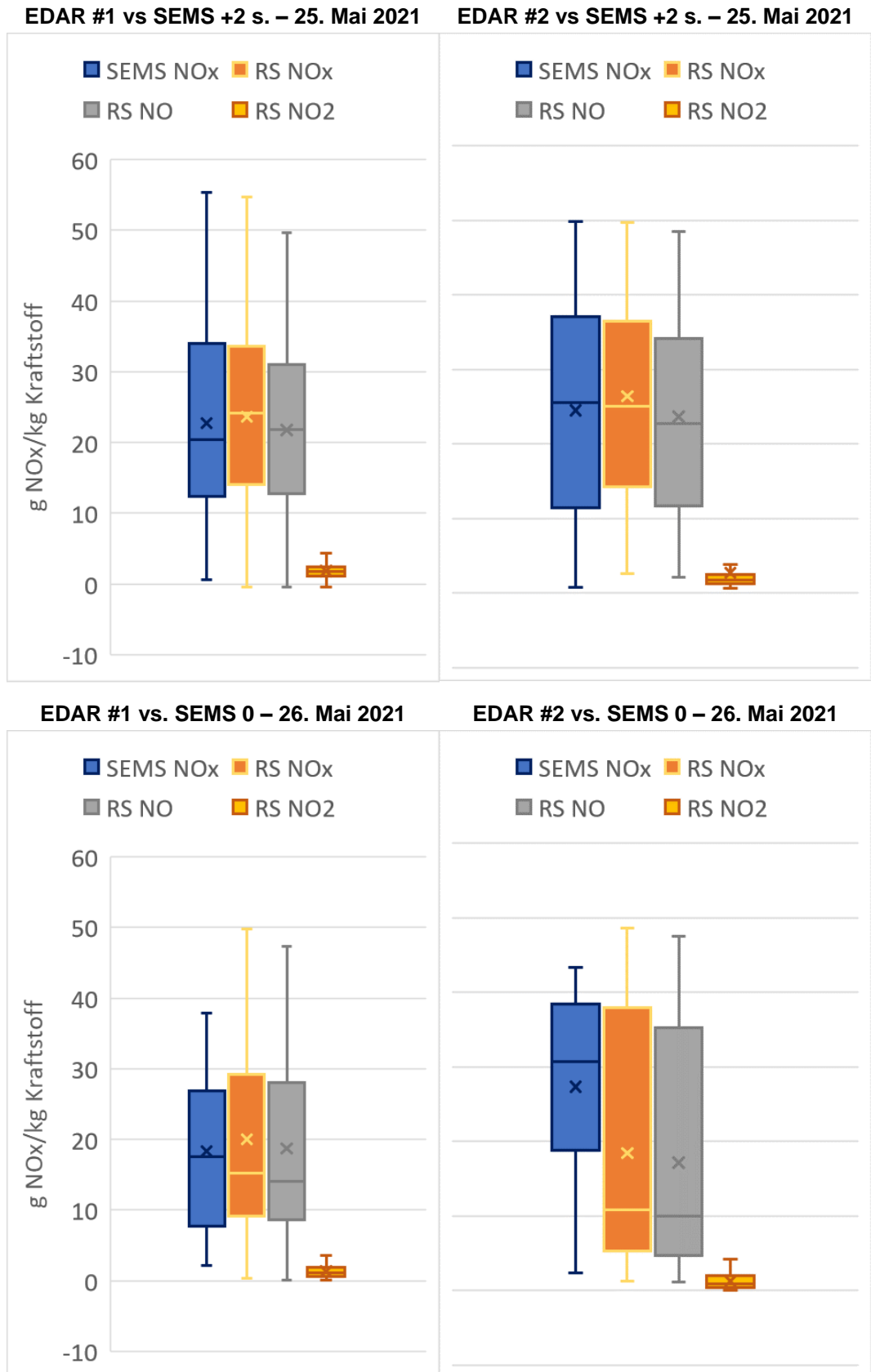


Abb. 53 Verteilung der instantanen Emissionskonzentrationen für den Euro V-Sattelzug (MAN TGA) zwischen SEMS und den EDAR-Messgeräten an den beiden Messtagen.

Am ersten Messtag (25. Mai) stimmen die Mittelwerte beider EDAR Instrumente sehr gut mit den SEMS +2 Sekunden Mittelwerten überein. Interessanterweise stimmt auch die Verteilung zwischen den EDAR- und den SEMS-Messungen sehr gut überein, mit geringfügig geringerer Streuung bei EDAR. Das gilt ebenso für das etablierte EDAR #1 Messgerät am zweiten Messtag (26. Mai). Der Anteil von NO₂ an NO_x beträgt nur 7-10% (nach EDAR).

Der Prototyp EDAR #2 misst die NO_x-Emissionen am zweiten Messtag deutlich zu niedrig bei gleichzeitig größerer Streuung als beim SEMS-Sensor. Möglicherweise kann eine grosse Streuung auf Probleme bei der Messung hinweisen. Das wäre in weiteren Messungen zu untersuchen.

Vergleich der instantanen Emissionen zwischen EDAR- und SEMS-Geräten

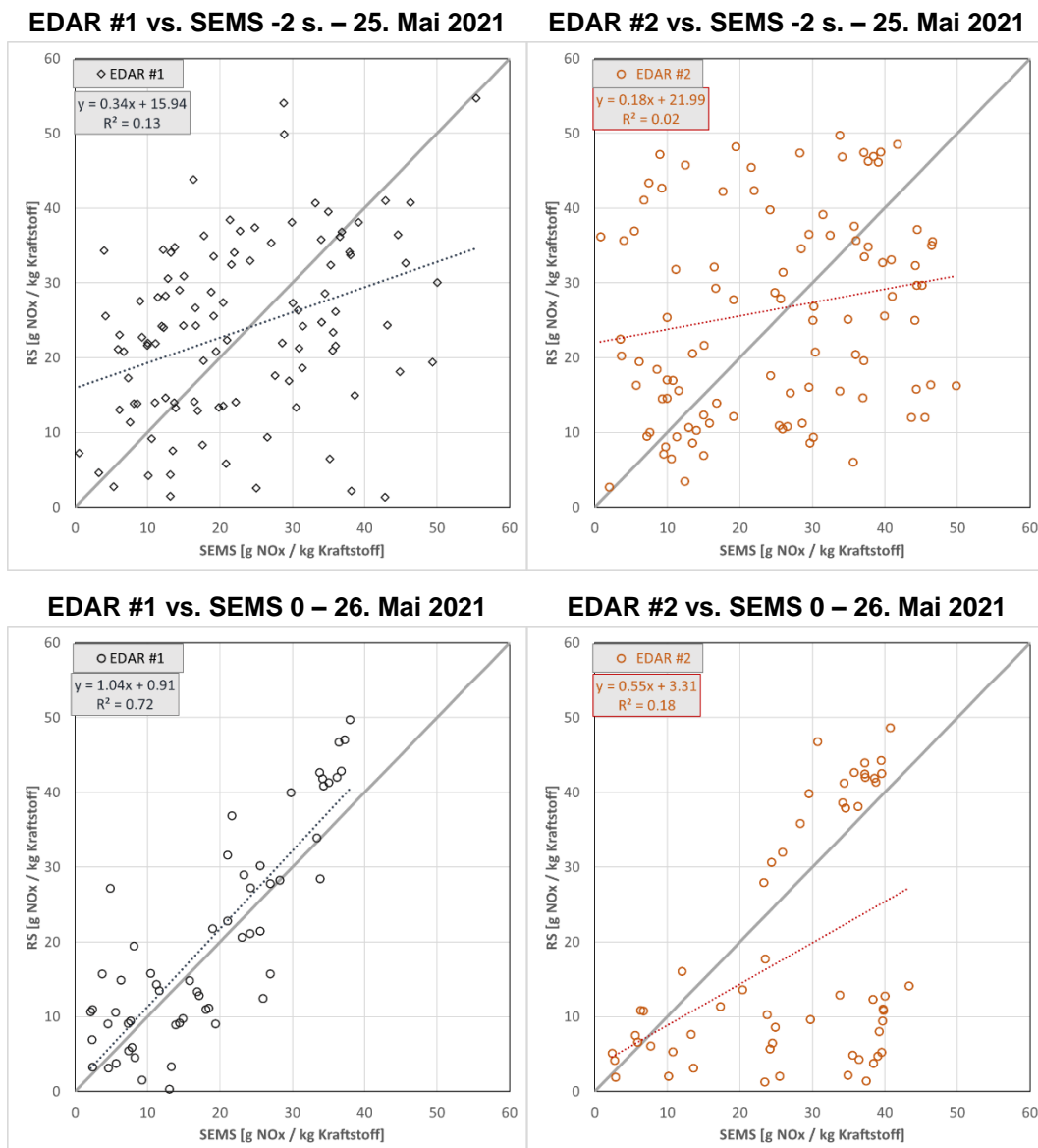


Abb. 54 Korrelationsplot der instantanen NO_x-Emissionen für den Euro V-Sattelzug (MAN TGA) zwischen den SEMS- und den EDAR-Messgeräten #1 und #2 an beiden Messtagen. In den Grafiken sind auch die jeweiligen Korrelationsgeraden mit ihren Formeln und der R²-Güte ausgewiesen. Außerdem ist die Einheitsgerade als Ideallinie eingezeichnet.

Im Folgenden wird schliesslich die Korrelation der instantanen Emissionen zwischen EDAR und SEMS untersucht. Es wird also die sekundliche NO_x-Emissionskonzentration, wie am Abgasrohr vom SEMS gemessen, mit der in der Abgasfahne detektierten NO_x-Konzentration verglichen, die von den EDAR-Geräten gemessen wurde. Hier konzentriert sich der

Vergleich auf den Euro V-Sattelzug, bei dem die hohen Emissionskonzentrationen in drei von vier Fällen gut gemessen wurden. Damit werden unter den ungünstigen Messbedingungen noch die besten Vergleichsmöglichkeiten genutzt.

Wie schon zuvor bei den OPUS RSD 5500 Geräten gesehen, ist die Korrelation der instantanen Emissionen in den meisten Fällen nicht überzeugend: Die Streuung ist hoch und die Linearität nicht gegeben.

Allerdings zeigt das etablierte EDAR #1 Gerät, das von oben nach unten misst, an einem Messtag eine nahezu perfekte Korrelation mit den instantanen SEMS-Messwerten. Die Steigung entspricht – innerhalb der Fehlertoleranz – der Einheitsgeraden und der Achsenabschnitt ist klein. Diese Übereinstimmung kann kein Zufall sein und zeigt das Potenzial, das bei korrekter Aufstellung und Betrieb in der Messtechnik steckt. Am besagten zweiten Messtag wurde mit höheren Geschwindigkeiten von ca. 60 bis 70 km/h gefahren, und damit auch höheren Motorlasten.

Es ist zu beobachten, dass die höchsten NO_x-Emissionen auftreten (>20 g NO_x je kg Kraftstoff), wenn der Sattelzug schnell hintereinander, also ohne Pause oder Verzögerung, die Messstelle passiert. Umgekehrt sind die Emissionen am Anfang der Messzeit sowie nach längeren Unterbrechungen in der Regel niedrig (<10 g NO_x je kg Kraftstoff), trotz gleicher Durchfahrgeschwindigkeit von 60 bis 70 km/h.

Das legt die Vermutung nahe, dass für die instantane Abgasemission nicht nur die instantane Motorlast relevant ist, sondern gewissermassen die Vorgeschichte. Konkret lautet die Hypothese, dass im Fall von kontinuierlicher Last der Abgasstrang bei dem Euro V Lkw eher betriebswarm ist und dann die Emissionen in der Regel konstant hoch sind. Umgekehrt dürfte es einen Kaltstarteffekt mit erniedrigten NO_x-Emissionen geben, solange der Abgasstrang nicht betriebswarm ist bzw. wieder unter seine Betriebstemperatur gefallen ist. Wenn diese Hypothese zutrifft, dann könnte sie auch die große Streuung an den anderen Messtagen erklären: Dies wären dann nicht Fehlmessungen, sondern ein Abbild davon, dass die NO_x-Bildung extrem stark von der Betriebstemperatur und den Details der Abgasrückführung abhängt, was bei nicht betriebswarmen Abgasstrang zu stark variierenden Emissionen führt¹. Dass ein solcher Effekt vorliegt, kann man auch an den SEMS-Werten sehen. Wie häufig es vorkommt und ob damit die mangelnde Korrelation erklärt werden kann, wäre in weiteren Messungen zu klären.

3.1.5 Vergleich OPUS- mit EDAR-Messungen

Ein Vergleich der beiden Messsysteme erübrigt sich, denn es gibt faktisch keine gemeinsamen gültigen Messungen. Beide Systeme waren nur in der zweiten Messwoche gemeinsam im Einsatz. Dabei haben aber die OPUS RSD 5500 Geräte die Emissionen vom Euro V-Sattelzug (MAN TGA) nicht richtig erfasst, während umgekehrt die EDAR-Geräte die Emissionen vom Euro 6d-Pw falsch gemessen haben. Damit kann sich keine sinnvolle Korrelation ergeben.

3.1.6 Zur Identifikation von High-emitter Fahrzeugen

Die Beispiele oben zeigen, wie schwierig es ist, auf der Basis einzelner instantaner Emissionskonzentrationen, wie sie mit RES-Geräten in der Vorbeifahrt gemessen werden, belastbare Aussagen über das mittlere Emissionsverhalten eines Fahrzeuges zu treffen. Zugleich zeigt aber die Verteilung auch, dass mehr als drei Viertel der Messwerte nicht übermäßig hoch sind (also unterhalb der oberen Begrenzung der Box liegen). D.h. es ist also nur zu 25% wahrscheinlich, dass bei einer zufälligen Vorbeifahrt ein höherer Wert gemessen wird. Dass z.B. drei oder fünf derart hohe Werte hintereinander gemessen werden, ist entsprechend unwahrscheinlicher, nämlich

- Wahrscheinlichkeit für drei RES-Messwerte > dritten Quartil: $0.25^3 = 1.56\%$ bzw.

¹ Ein solches Verhalten wurde auch bei plume chasing (Verfolgungsfahrten) von Lkw auf Schweizer Autobahnen beobachtet: Sobald die Lkw Hügel hinunterrollten, verschlechterte sich die Korrelation mit synchronen PEMS-Messungen deutlich (Pöhler et al., 2019: 'Remote RDE Messtechnik Validierung'. Abschlussbericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU).

- Wahrscheinlichkeit für fünf RES-Messwerte > dritten Quartil $0.25^5 = 0.1\%$.

Wenn man also einen solch hohen Beurteilungswert wählt und wiederholte Überschreitung als Identifikationsvoraussetzung fordert, dann ist es sehr unwahrscheinlich (1.5x mal in 100 Vorbeifahrten bei dreimaligen Messungen bzw. 1x mal in 1000 Vorbeifahrten bei fünf Messwerten je Fahrzeug), dass man ein Fahrzeug irrtümlich als High-Emitter identifiziert. Umgekehrt, ein Fahrzeug, dass so häufig den Beurteilungswert überschreitet, dürfte mit hoher Wahrscheinlichkeit auch einen hohen mittleren Emissionsfaktor haben.

Analog, wenn man den Beurteilungswert noch höher setzt, kann man weniger Wiederholungsmessungen verlangen; je niedriger der Beurteilungswert, desto größer muss die Zahl der Wiederholungsmessungen sein, um mit gleicher Sicherheit einen High-Emitter identifizieren zu können. Dies wird ausführlich in [3] diskutiert.

3.1.7 Zusammenfassung AP3.1

Für die Messungen an der Teststrecke sind folgende Schlussfolgerungen möglich:

- Für erfolgreiche RES-Messungen müssen die Fahrzeuge unter Last gemessen werden. Das ist bei beschleunigter Vorbeifahrt oder an Steigungen gegeben. An der Messstrecke wurde aber mit konstanter Geschwindigkeit gefahren, was die Ausbeute an gültigen Messwerten stark reduziert hat. Bei möglichen weiteren Vergleichsmessungen sollten Bedingungen entsprechend der Spezifikationen der RS-Hersteller gewählt werden.
- Durch mangelnde Qualitätssicherung ihrer als gültig gelieferten Daten wurde der Arbeitsaufwand für die Analyse erheblich gesteigert. Sowohl OPUS als auch HEAT haben -auf Nachfrage der Analysten – ein mehrfaches post processing ihrer Daten unternommen, und mehrfach überarbeitete Datensätze geliefert. Das ist vielleicht für Geräte zu Forschungszwecken noch verständlich, bei Einsatz im Regelbetrieb/Vollzug sollten die Hersteller aber eine einheitlich zuverlässige Qualität garantieren – und idealerweise auch nachvollziehbar dokumentieren.
 - Jeder als gültig ausgewiesene Datensatz muss auch gültig sein.
 - Unsichere Datensätze sollten – im Zweifel – eher ungültig sein, um die Auswertung nicht zu verzerren.
 - Die Kriterien (und Algorithmen) für einen gültig/ungültigen sollten transparent gemacht werden.
 - Diese Anforderungen sollten durch strikte vertraglich Auflagen an die Datenlieferanten einforderbar sein.
- Der Vergleich der Messungen von den zwei OPUS RSD 5500 Messgeräten zu den Messungen vom SEMS zeigte:
 - Sehr sichere Bestimmung von Emissionskonzentration und Trend beim Pw Euro 5, also bei relativ hohen Emissionen.
 - Tendenziell Überschätzung um ca. 0,5-0,75 g NO_x je kg Kraftstoff bei niedrigen Emissionen, manchmal jedoch auch eine ebensolche Unterschätzung. Somit ist die praktische Unsicherheit ca. 0.75 g NO_x je kg Kraftstoff.
 - Die Messung von Lkw erscheint möglich, wie das Beispiel des Euro VI-Lkw zeigt, aber offensichtlich ist die Erfassung noch nicht zuverlässig, wie die Fehlmessungen am Sattelzug zeigen. Ob dieser Unterschied auf unterschiedlich Abgasumströmung oder auf den Ort der Probenahme beruhen, sollten weitere Untersuchungen zeigen.
 - In den vorliegenden Messungen erscheint kein systematischer Unterschied (offset) zwischen den beiden OPUS RSD 5500 Messgeräten.
- Der Vergleich der Messungen von den zwei EDAR-Messgeräten zu den Messungen vom SEMS zeigte:

- Beide EDAR-Geräte messen beim Euro V-Sattelzug (MAN TGA) mittlere NO_x-Konzentrationen innerhalb einer Marge von $\pm 10\%$ im Vergleich zu den SEMS Werten.
 - Das etablierte EDAR #1 Gerät, das von oben nach unten misst, zeigt an einem Messtag eine nahezu perfekte Korrelation mit den instantanen SEMS-Messwerten. Diese Übereinstimmung kann kein Zufall sein und zeigt das Potenzial, das bei korrekter Aufstellung und Betrieb in der Messtechnik steckt.
 - Der Prototyp EDAR #2, seitliche Ausrichtung, misst die NO_x-Emissionen am zweiten Messtag deutlich zu niedrig bei gleichzeitig größerer Streuung als beim SEMS.
 - Beim **Euro 6d-Pw (Renault Megane)** liegen die EDAR-Mittelwerte um einen Faktor 10 höher als die SEMS-Werte. Die Mittelwerte der beiden EDAR-Geräte stimmen am ersten Messtag innerhalb einer Marge von $\pm 10\%$ überein; am zweiten Tag beträgt der mittlere Unterschied jedoch $\pm 40\%$, ohne dass ein Grund ersichtlich wäre.
- Es wird empfohlen, bei allen Straßenmessungen mindestens zwei RES-Messgeräte hintereinander zu betreiben, also zwei oder mehr in einer Reihe, entlang derselben Wegstrecke aufzubauen. Das erscheint besonders wichtig bei OPUS RSD-Geräten, um
 - Drift zu erkennen,
 - Korrelationen zwischen den Messgeräten beurteilen zu können,
 - einzuschätzen, ob der Wert der Emission plausibel ist oder nicht.
 - Ausserdem bietet die serielle Anordnung von RES-Messgeräten den großen Vorteil, dass man mehrere Messpunkte pro vorbeifahrendes Fahrzeug erhält. Nur so ist eine zuverlässige Identifikation möglicher High-Emitter zuverlässig.
 - Wie weit die einzelnen Geräte voneinander positioniert werden müssen, um den gewünschten Effekt zu erzielen ist noch offen. Hintergrund: werden die Geräte zu nahe zueinander aufgestellt (z.B. wie in Vauffelin), so könnte der Effekt eines belastbareren Messergebnisses vielleicht nicht erzielt werden.

Die RS-Messgeräte können die Emissionen im Abgas ‚beobachten‘. Da es eine nicht-intrusive Messmethode ist, gibt es aber nur wenige Hinweise auf die Ursachen für ggf. übermässig hohe Emissionen. Dies könnte von ungünstigen Betriebsbedingungen stammen und daher für diese Art von Messungen immer darauf zu achten, dass Kaltstart möglichst vermieden wird. Ev. ist die beobachtete starke Variabilität der NO_x-Emissionen beim Euro V Lkw auf ein nicht betriebswarmes oder nicht konstant operierendes Abgassystem zurückzuführen. Das wäre durch gezielte, etwas umfangreichere Messungen zu überprüfen.

3.2 Auswertung der Messdaten aus den Strassenmessungen

3.2.1 Datenaufbereitung

Die ASTRA-Daten der Fahrzeugspezifikationen wurden mit den Nummernschildinformationen abgeglichen, welche von Kameras während der Remote Emission Sensing-Kampagnen erfasst wurden. Die Daten wurden anonymisiert und an die RES-Betreiber zurückgeschickt, welche dann die Nummernschilder durch eindeutige Fahrzeugidentifikationsnummern ersetzten. Die anonymisierten Fahrzeugspezifikationsdaten, Emissionsmessungen und Daten zu den Testbedingungen wurden zusammengeführt und den Forschern des Arbeitspakets 3 (AP3) zur Verfügung gestellt.

3.2.2 Zusammensetzung der Flotte

3.2.2.1 Ermittelte Zusammensetzung der Flotte

Die beiden Systeme, die im Feldversuch eingesetzt wurden, sammelten über 230'000 Messungen von rund 160'000 einzelnen Fahrzeugen, von denen 106'811 von EDAR und

124'723 von RSD 5500 gemessen wurden. Die gesammelten Daten geben Aufschluss über die Zusammensetzung der Fahrzeugflotte in der Schweiz. Um ein vollständigeres Bild der Flotte aufzuzeigen, wurden erfasste Fahrzeuge sowohl mit gültigen als auch ungültigen Emissionsmessungen einbezogen. Trotz der unterschiedlichen Standorte der Systeme ergaben die Messungen der beiden Systeme eine ähnliche Flottenzusammensetzung. Die vergleichbaren Zusammensetzungen der von beiden Systemen gemessenen Fahrzeuge sind in Abb. 55 dargestellt.



Abb. 55 Flottenzusammensetzung auf der Grundlage der Feldmessungen des EDAR-Systems (links) und des RSD 5500-Systems (rechts).

Die Mehrzahl der gemessenen Fahrzeuge waren Personenkraftwagen, die etwa 45 % der von beiden Systemen durchgeführten Messungen ausmachten. Benzin und Diesel machten den überwiegenden Anteil der von den Pw verwendeten Kraftstoffe aus, wobei mit den RSD 5500-Geräten auch einige Elektrofahrzeuge gemessen wurden. Die meisten der gemessenen Pw waren entsprechend der Abgasnorm Euro 4 und höher zertifiziert oder wurden nach 2006 hergestellt. Leichte Nutzfahrzeuge und Lastkraftwagen waren die am zweit- und dritthäufigsten gemessenen Fahrzeugklassen bei beiden Systemen, machten aber weniger als 10 % der Gesamtmessungen aus. Die vorherrschende Kraftstoffart sowohl bei leichten Nutzfahrzeugen als auch bei Lkw war Diesel. Ein beträchtlicher Anteil (40 - 47 %) der Messungen beider Systeme konnte nicht identifiziert werden, da die Fahrzeugdaten bei den Schweizer Zulassungsstellen nicht verfügbar waren. Dies könnte auf eine starke

Präsenz ausländischer, nicht in der Schweiz zugelassener Fahrzeuge, hindeuten, welche das Land im Transitverkehr durchqueren.

3.2.2.2 Repräsentativität der Feldmessungen im Vergleich zur aktuellen Schweizer Flotte

Wie in Abb. 55 gezeigt, weisen die von den beiden Remote Emission Sensing-Systemen gemessenen Pw eine ähnliche Verteilung der Kraftstoffarten und Emissionsstandards auf. Um zu zeigen, wie gut die RES-Messungen die tatsächliche Schweizer Flotte repräsentieren, wurden die RES-Messungen im Feld mit der vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) gemeldeten Verteilung der Pw-Flotte verglichen. Für einen genaueren Vergleich mit der Schweizer Flottenverteilung, die auf den registrierten Fahrzeugen basiert, wurde die Verteilung der einzelnen gemessenen Pw anhand der anonymisierten Identifikation und nicht anhand der einzelnen Durchfahrten dargestellt. Dadurch wurde vermieden, dass Fahrzeuge, die das System mehrfach passieren, mehrfach gezählt werden.

In den folgenden Auswertungen wurden Fahrzeuge, die nach den Normen Euro 6d-TEMP und 6d zertifiziert sind, als Euro 6+ zusammengefasst. Dies bezieht sich auf Fahrzeuge, die nach der Verordnung über Emissionen im realen Fahrbetrieb (Real Driving Emission, RDE) typgenehmigt wurden, welche eine Emissionsprüfung auf der Straße erfordert.

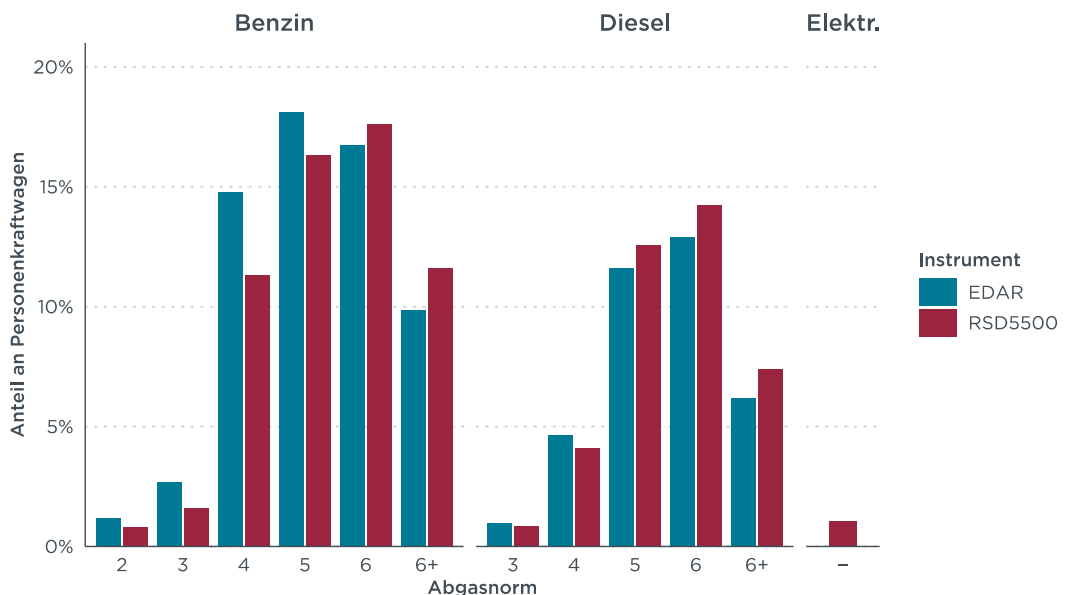


Abb. 56 Verteilung der Kraftstofftypen und Emissionsnormen der einzelnen Pw, die mit beiden Systemen gemessen wurden. Es werden nur die Fahrzeuge gezeigt, die mehr als 0,5 % der gesamten Einzelfahrzeuge ausmachen.

Die Verteilung der von EDAR und RSD 5500 erfassten einzelnen Pw stellte sich ähnlich dar wie bei den Messungen aller Pw inklusive Mehrfach-Vorbeifahrten (Abb. 55). Die Mehrzahl der Dieselfahrzeuge war nach Euro 5 und höher zertifiziert, aber auch einige Benzinfahrzeuge mit niedrigeren Emissionsstandards als Euro 2 waren in der Stichprobe enthalten. Die OPUS RSD 5500-Einheiten erfassten in der Flotte einige Elektroautos. Im Fall von EDAR dagegen machten Elektrofahrzeuge weniger als 0,5 % der von den EDAR-Systemen gemessenen Stichprobe aus. Generell sind Elektroautos nicht nach einer Emissionsnorm typgenehmigt.

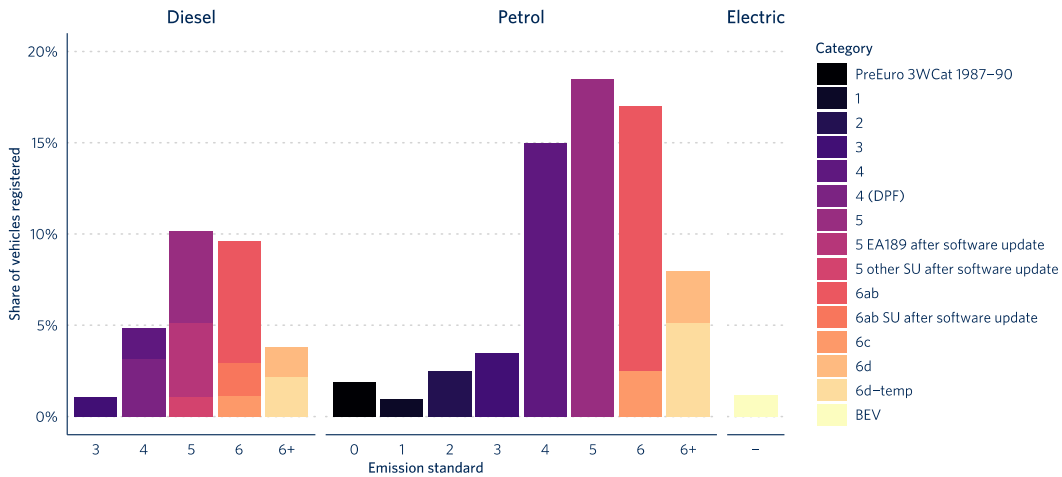


Abb. 57 Verteilung der beim Bundesamt für Strassen (ASTRA) registrierten Personenwagen. Dargestellt sind nur diejenigen, die mehr als 0,5 % der gesamten Einzelfahrzeuge ausmachen. 6 umfasst die Normen 6ab und 6c, 6+ bezieht sich auf die Emissionsnormen Euro 6d-TEMP und 6d.

Die Flottenverteilungsdaten des Bundesamts für Strassen, die auf den zugelassenen Fahrzeugen im Jahr 2020 basieren, geben einen Überblick über die zugelassene Pw-Flotte mit weiteren Details nach Emissionsstandards. Abb. 57 zeigt, dass rund 50% der Euro-5-Diesel-Pw und 30% der Euro-6-Diesel-Pw im Zuge von Dieselgate ein Abgas-Software-Update erhalten haben. Während die Anteile der zugelassenen Benzinfahrzeuge mit Euro 4 und höher vergleichbar mit dem RES-Anteil der einzelnen Fahrzeuge waren, waren die Anteile der zugelassenen Dieselfahrzeuge über alle Emissionsnormen hinweg niedriger, was darauf hindeutet, dass diese Dieselfahrzeuge vermutlich häufiger gefahren werden als ihre Benzin-Pendants. Darüber hinaus wurden in den Registerdaten Benzinfahrzeuge mit einer Emissionsnorm unter Euro 2 gefunden, die jedoch im Feld weniger als 0,5 % ausmachten, was darauf hindeutet, dass diese Fahrzeuge möglicherweise nicht so häufig gefahren werden wie neuere Fahrzeuge.

3.2.3 Fahrbedingungen der gemessenen Pw-Flotte

Angesichts der unterschiedlichen Standorte, an denen die Remote Emission Sensing-Messungen vorgenommen wurden, wurden die Fahrbedingungen der mit EDAR und RSD 5500 gemessenen Fahrzeuge untersucht. Abb. 58 fasst die Verteilungen und die Durchschnittswerte der wichtigsten Indikatoren für die Umgebungs- und Fahrbedingungen zusammen, d. h. Umgebungstemperatur, fahrzeugspezifische Leistung, Geschwindigkeit und Beschleunigung.

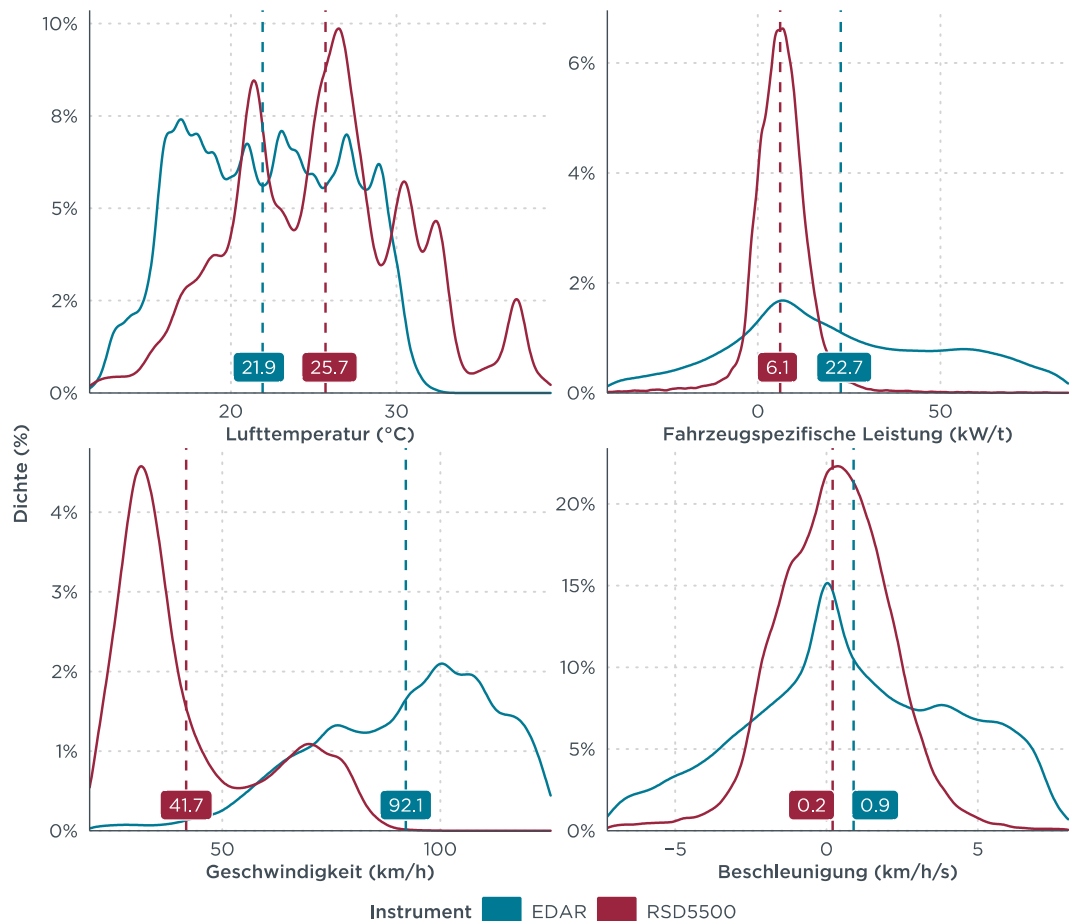


Abb. 58 Verteilungen der Umgebungstemperatur (oben links), der fahrzeugspezifischen Leistung (VSP) (oben rechts), der Geschwindigkeit (unten links) und der Beschleunigung (unten rechts) in den von EDAR und RSD 5500 gemessenen Datensätzen.

Die durchschnittlichen Umgebungstemperaturen aus den Messungen lagen für beide Systeme bei über 20°C und sogar über 25°C für die RSD 5500-Probe, was etwas höher ist als der Durchschnitt für Anfang Juni in der Schweiz. Einige der Punkte bei niedrigeren Temperaturen, die von den EDAR-Instrumenten gemessen wurden, wurden während der Nacht gesammelt, während die RSD 5500-Instrumente nur tagsüber in Betrieb waren. Es gab erhebliche Unterschiede in der Verteilung der fahrzeugspezifischen Leistung oder VSP (kW/t); die durchschnittliche VSP der EDAR-Stichprobe war mehr als dreimal so hoch wie die der RSD 5500-Stichprobe. Die VSP wird direkt von der Geschwindigkeit (km/h) und der Beschleunigung (km/h/s) beeinflusst, wobei die Durchschnittswerte bei EDAR etwa zwei bis viermal höher waren, was auf den für jedes Gerät gewählten Standort zurückzuführen ist, da eines der EDAR-Geräte auf einer Autobahn aufgestellt war.

Da die Fahrbedingungen die Höhe der Emissionen beeinflussen, ist es sinnvoll, Fahrzeugmessungen mit ähnlichen Parametern zu gruppieren, um den Vergleich zu verbessern. Wir unterscheiden zwischen Autobahngeschwindigkeit und Geschwindigkeit bei Überlandfahrten, indem wir erstere als Geschwindigkeit über 80 km/h und letztere als Geschwindigkeit unter und bis einschließlich 80 km/h definieren. Die Verteilung der VSP folgte im Allgemeinen der Geschwindigkeitsverteilung, so dass die beiden Geschwindigkeitsbereiche die Unterscheidung zwischen hohen und niedrigen VSP ermöglichten. Die durchschnittlichen VSP von Fahrzeugen in Überlandfahrten betragen bei OPUS und HEAT 5,3 kW/t bzw. 5,8 kW/t und bei Autobahnbedingungen 26 (aufgrund des Stichprobenumfangs wurden nur HEAT-Messungen durchgeführt). Über 60 % der EDAR-Messungen fallen in die Gruppe der Autobahngeschwindigkeiten, aber nur 2 % der Messungen des RSD 5500 gehören zu dieser Gruppe. Daher schließen wir die Messungen des RSD 5500 von der Analyse der Emissionen bei Autobahngeschwindigkeiten aus. Allerdings konnten RSD 5500- und

EDAR-Messungen bei Geschwindigkeiten in ländlichen Gebieten verglichen werden. Diese Methode ermöglichte auch die Unterscheidung zwischen hoher und niedriger fahrzeugspezifischer Leistung (VSP), wobei die durchschnittliche VSP aus Messungen bei ländlichen Geschwindigkeiten bei 5,5 kW/t und die aus Messungen bei Autobahngeschwindigkeiten bei 25,4 kW/t lag.

3.2.4 Vergleich der Emissionsmessungen

3.2.4.1 Methodik

Beide Remote Emission Sensing-Systeme kennzeichnen Emissionsmessungen durch Nachbearbeitung als gültige oder ungültige Messwerte. Zu den Fällen, in denen Emissionsmessungen ungültig sind, gehören Situationen, in denen die Abgasfahne zu klein oder nicht nachweisbar ist oder die Quelle (Fahrzeug) der Abgasfahne nicht identifizierbar ist. EDAR und RSD 5500 haben unterschiedliche Möglichkeiten, ungültige Emissionen zu kennzeichnen; EDAR nutzt eine Methode, die die Gültigkeit aller gemessenen Schadstoffe bestimmt, während RSD 5500 eine separate Gültigkeitsmarkierung für jeden Schadstoff vornimmt. Darüber hinaus filtern wir, basierend auf den Erfahrungen aus früheren Kampagnen, negative VSPs heraus, um niedrige Abgasfahnen während des negativen Leistungsbedarfs zu entfernen, z. B. wenn der Motor abgestellt wird. Ebenso filtern wir unplausible Emissionsverhältnisse heraus, indem wir schadstoffspezifische Schwellenwerte für extreme NO-, NO₂, CO- und HC-Verhältnisse zum Kraftstoff verwenden.² Speziell für diese Datensätze wurden unplausible Werte mit extremen negativen Werten herausgefiltert, die sich daraus ergeben können, dass das Auspuffemissionsverhältnis niedriger ist als das lokale Emissionsverhältnis vor dem Fahrzeug. Mit anderen Worten, Messpunkte mit möglicherweise schwachen und störenden Abgasfahnen wurden herausgefiltert.

RES-Instrumente messen das Verhältnis von Abgasschadstoffen zu CO₂. Die Verhältnisse zum verbrannten Kraftstoff werden von jedem Instrument auf Grundlage des Kraftstofftyps berechnet, während CO und HC im Abgas im Verhältnis zu CO₂ gesetzt werden. In den folgenden Abschnitten führen wir die folgenden Analysen für jede kraftstoffspezifische Schadstoffemission von Pw durch.

- Ein Vergleich der Durchschnittsemissionen nach Instrumentenanbieter unabhängig von den Standorten oder der Fahrzeuggeschwindigkeit.
- Zum Vergleich der NO_x-Emissionen mit anderen Kampagnen:
 - Die vom Kanton Zürich in den Jahren 2020 und 2021, [5], erhobenen Daten wurden ausgewählt, um den Einfluss der Flottenzusammensetzung und des Geräteanbieters zu begrenzen [5]. Die 2020er-Kampagne wurde mit dem RSD 5000 gemessen, während in der 2021er-Kampagne das RSD 5500 verwendet wurde, welches dem in diesem Projekt verwendeten OPUS-Instrument ähnelt. Die Daten des Kantons Zürich unterschieden sich jedoch erheblich in Bezug auf den durchschnittlichen VSP-Wert, der etwa doppelt so hoch war wie in diesem Projekt, was auf die steileren Steigungen zurückzuführen ist.
 - Als Referenz wurden Daten verwendet, die 2019 in Flandern mit dem EDAR-System erhoben wurden [1]. Die meisten der in Flandern erhobenen Daten beziehen sich jedoch auf Autobahnen.
- Ein Vergleich mit den HBEFA-Faktoren, die für die Verkehrsmodellierung in Version 4.2 verwendet werden. Es wurde die Flottenzusammensetzung von 2021 verwendet, die mit den sommerlichen Umgebungstemperaturen übereinstimmt³. Es wurden zwei HBEFA-Fahrbedingungen untersucht.

² Für diesen Abschnitt wurden die folgenden Grenzwerte für die Emissionsverhältnisse verwendet: -11,5 < NO/CO₂ g/kgKraftstoff, NO₂/CO₂ g/kgKraftstoff < 165, -126 < CO g/kgKraftstoff < 12.640, -63 < HC g/kgKraftstoff < 6.320.

³ Es ist bekannt, dass die Umgebungstemperatur die NO_x-Emissionen von Dieselfahrzeugen stark beeinflusst. Für diese Arbeit wurden HBEFA-Emissionsfaktoren für Temperaturen von über 25 Grad Celsius verwendet.

- Auf dem Land bei 70 km/h, freier Verkehr. Unter diesen Bedingungen wurde der Einfluss der Kaltstartemissionen untersucht, wobei die Startemissionen bei einer durchschnittlichen Fahrstrecke in der Schweiz von 15 km berücksichtigt wurden. Diese Ergebnisse werden mit den durchschnittlichen Remote Sensing Emissionswerten für Geschwindigkeiten unter 80 km/h verglichen. Dieser Schwellenwert ermöglichte es, fast 90 % der Messungen des RSD 5500 in die Analyse einzubeziehen, darunter auch Messungen, die eine leichte Geschwindigkeitsüberschreitung darstellen. Alle Messungen von Geschwindigkeiten unter 80km/h wurden berücksichtigt. Wir haben die Standortkoordinaten überprüft und vom AP1 bestätigen lassen, dass es sich bei den Standorten, an denen die Messungen vorgenommen wurden, um vorstädtische Standorte handelt, die eher einer Landstraße als einer städtischen Straße ähneln. Der Bereich von 0 bis 80 km/h wurde gewählt, um die Stichprobengröße der OPUS-Messungen zu maximieren und gleichzeitig Messungen mit drastisch abweichenden Fahrbedingungen auszuschließen. Berücksichtigt wurde auch der Anteil der Fahrzeuge, die die Höchstgeschwindigkeit von 70 km/h überschreiten.
- Auf der Autobahn bei 100 km/h, für welche der Einfluss des Kaltstarts als vernachlässigbar angenommen wurde. Diese Ergebnisse werden mit den durchschnittlichen Remote Sensing Emissionswerten für Geschwindigkeiten über 80 km/h verglichen, die über 60 % der EDAR-Messungen ausmachten.

3.2.4.2 Vergleich der NO_x-Messungen

3.2.4.2.1 Vergleich der Messungen von EDAR und RSD 5500

Abb. 59 zeigt die kraftstoffspezifischen NO_x-Emissionen für Pw, die während der Kampagne gemessen wurden, aufgeschlüsselt nach Instrument, Kraftstofftyp und Emissionsstandard. NO_x wird durch Aufsummierung der in NO₂-Äquivalente umgerechneten primären NO-Emissionen und der primären NO₂-Emissionen berechnet.

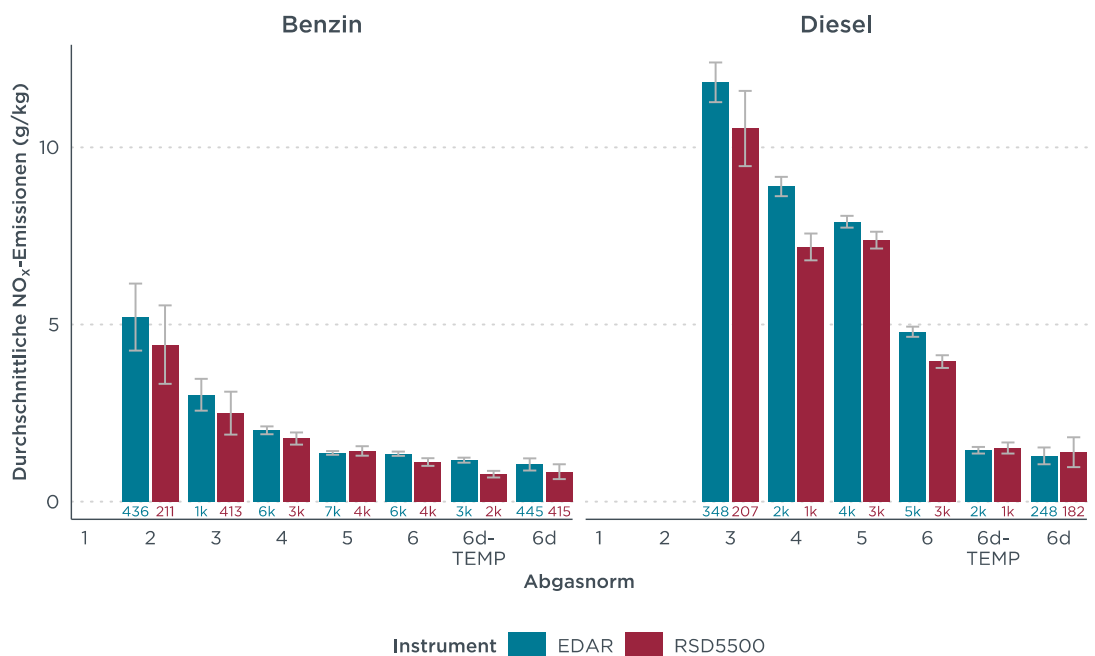


Abb. 59 Durchschnittliche kraftstoffspezifische NO_x-Emissionen (g/kg) nach Instrument, Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Es werden nur Messungen von mehr als 100 gezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%ige Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

Die beiden Gerätetypen zeigen eine relativ gute Übereinstimmung, obwohl die Testbedingungen unterschiedlich waren. Beide Gerätetypen zeigen eine allmähliche Verbesserung der Emissionswerte von Euro 3 bis Euro 6 für Dieselfahrzeuge und eine signifikante Verbesserung von 60-70% für die RDE Standards (6d-TEMP, 6d) für beide Geräte ab Euro 6. Die Emissionen von Benzinern sind im Allgemeinen wesentlich niedriger als die von Dieselfahrzeugen. Die Emissionswerte von Euro-2-Benzinfahrzeugen waren ähnlich wie die von Euro-6-Dieselfahrzeugen vor der RDE-Norm.

3.2.4.2.2 Vergleich mit anderen Remote Emission Sensing Messkampagnen

Abb. 60 zeigt die Ergebnisse der Messkampagne für EDAR (blau) und RSD 5500 (rot) im Vergleich mit früheren Kampagnen in Zürich und Flandern.

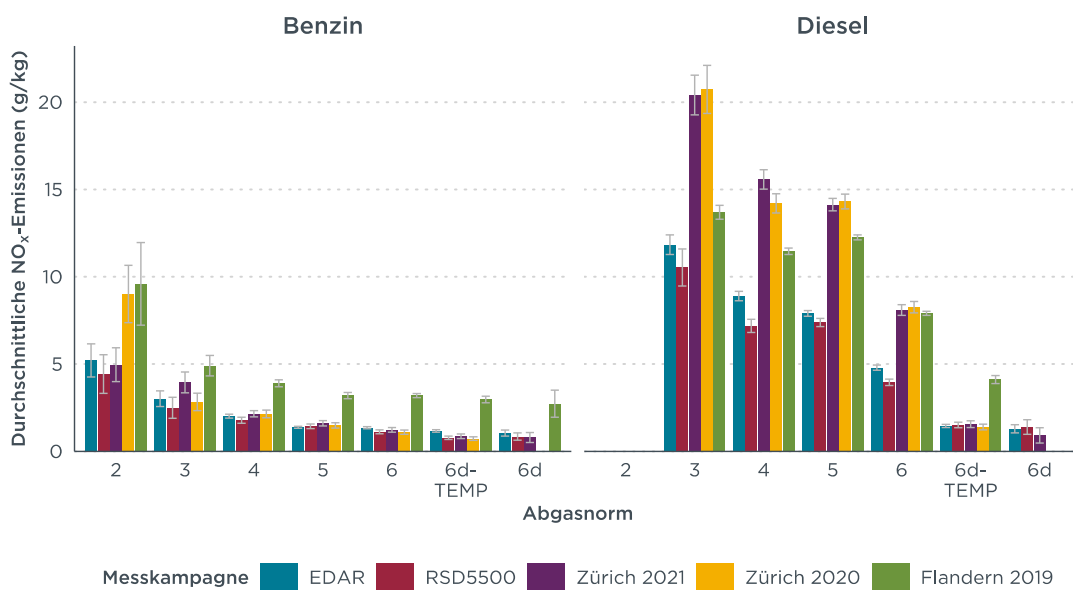


Abb. 60 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische NO_x -Emissionen nach Kraftstofftyp und Emissionsstandard für fünf RES-Messkampagnen, darunter Zürich 2020 und 2021 mit RSD 5500 und Flandern, Belgien, 2019 mit EDAR. Für einen Vergleich mit anderen Messkampagnen werden die NO_x -Emissionen in den beiden Züricher Messkampagnen als Summe der gemessenen NO und NO_2 berechnet, anders als im ursprünglichen Bericht. Es werden nur Messungen von über 100 gezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwertes dar.

Im Vergleich zu früheren RES-Messkampagnen, die in der Schweiz durchgeführt wurden (Zürich 2021, 2020), zeigen Dieselfahrzeuge der Klassen Euro 3 bis Euro 6 deutlich niedrigere NO_x -Emissionen, die nur etwa 50 % der Werte von Zürich und Flandern betragen. Die niedrigeren NO_x -Emissionen aus den RSD 5500-Messungen lassen sich teilweise durch die für Züricher Pw charakteristischen höheren VSP erklären [5]. Die NO_x -Emissionen von Benzinfahrzeugen weisen vergleichbare Werte auf, mit Ausnahme der höheren Durchschnittswerte in Flandern.⁴

⁴ Der Bericht von Flandern wies auf einen geringen Anteil von Benzinfahrzeugen mit hohem Schadstoffausstoß auf den Autobahnen hin.

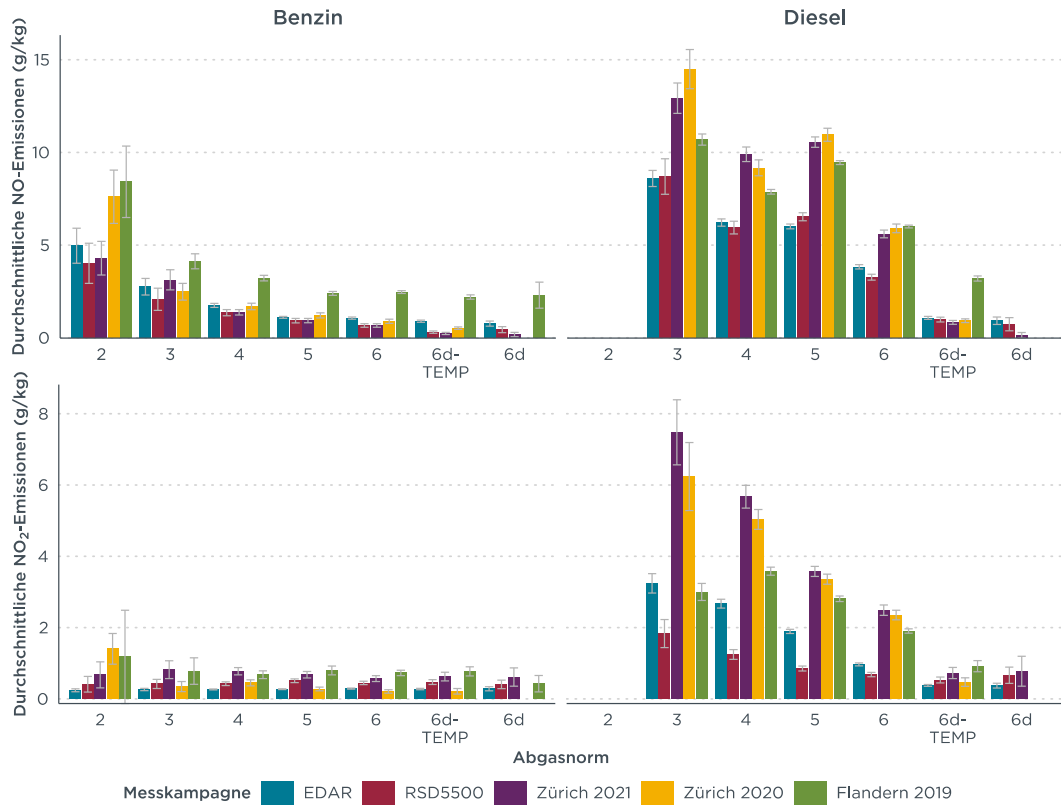


Abb. 61 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische NO- und NO₂-Emissionen nach Kraftstoffart und Emissionsstandard für fünf RES-Messkampagnen, darunter Zürich 2020 und 2021 mit RSD 5500 und Flandern, Belgien, 2019 mit EDAR. Es werden nur Messungen von über 100 gezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

Abb. 61 zeigt die Aufteilung der NO_x-Emissionen in NO und primäre NO₂-Emissionen. Die Unterschiede ergeben sich hauptsächlich bei den NO₂ und weniger bei den NO-Emissionen. Es ist anzumerken, dass Unterschiede in den NO₂-Emissionswerten zwischen den Geräten desselben Anbieters sichtbar waren. Mit dem EDAR-Gerät 7 wurden niedrigere NO₂-Werte gemessen als mit dem EDAR-Gerät 9, während mit dem RSD 5500-Gerät 2 höhere NO₂-Werte gemessen wurden als mit dem RSD 5500-Gerät 1. Als Teil der Messkampagne wurden keine Geräte desselben Anbieters zusammen aufgestellt, was die Ermittlung der Gründe für die beobachteten Unterschiede erschwert.

Auch wenn die angegebene Genauigkeit des EDAR-Systems für NO₂-Emissionen besser ist als die des RSD 5500 (siehe Anhang I.2), weisen beide Geräteanbieter eine geringere Empfindlichkeit für die Ermittlung von NO₂-Emissionen im Vergleich zu ihren jeweiligen NO-Messwerten auf.

3.2.4.2.3 Vergleich mit HBEFA-Emissionsfaktoren

Um dem veränderten Emissionsverhalten bei unterschiedlichen Geschwindigkeiten Rechnung zu tragen, wurden die Ergebnisse für Autobahngeschwindigkeiten und für Überlandgeschwindigkeiten getrennt dargestellt, und zwar für Geschwindigkeiten über und unter 80 km/h. Für Geschwindigkeiten auf dem Land werden die HBEFA-Emissionsfaktoren für Fahrten auf dem Land bei 70 km/h mit und ohne Einfluss des Kaltstarts, wie in Abschnitt 3.2.4.1 beschrieben, dargestellt.

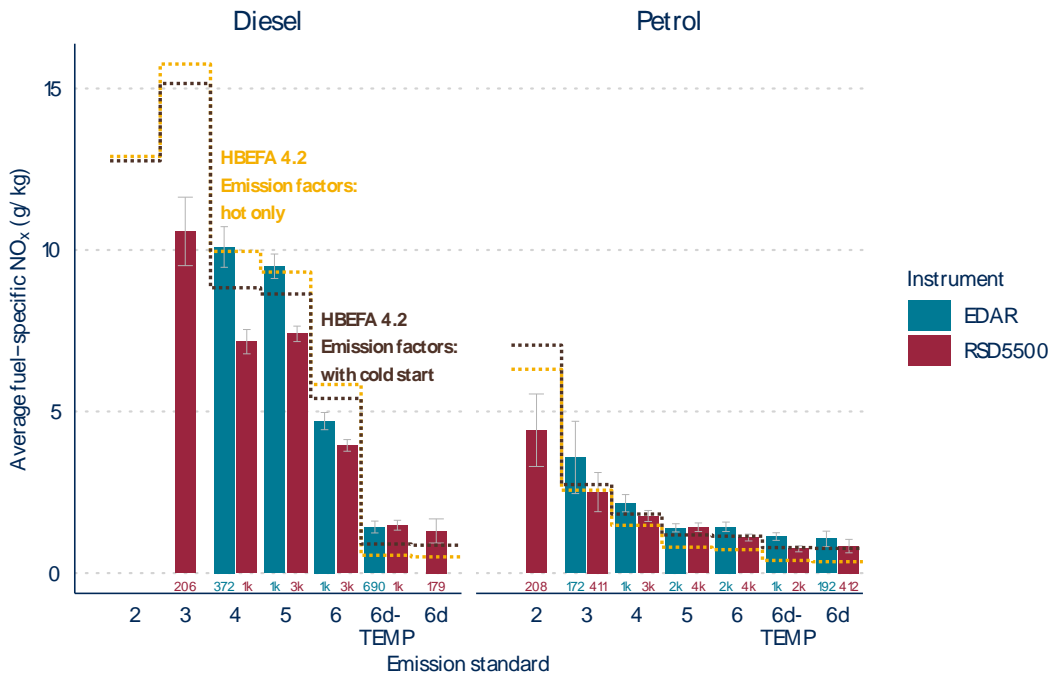


Abb. 62 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische NO_x-Emissionen aus Messungen mit Geschwindigkeiten im ländlichen Raum (unter 80 km/h) nach Instrument, Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Die gelben gestrichelten Linien zeigen die HBEFA 4.2 NO_x-Emissionsfaktoren bei Fahrten im ländlichen Raum an, die braunen gestrichelten Linien zeigen diejenigen, die die Auswirkungen des Kaltstarts berücksichtigen. Es werden nur Messwerte von über 100 gezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

Die Ergebnisse zeigen eine angemessene Übereinstimmung zwischen den durchschnittlichen kraftstoffspezifischen Emissionen der RES-Messungen und den Kraftstoff-spezifischen Emissionsfaktoren des HBEFA für Pw (Abb. 62). In Übereinstimmung mit AP3.1 wissen wir, dass der VSP im HBEFA keine allzu große Rolle spielen sollte, solange die g/kg-Einheit verwendet wird. Dies ist Gegenstand einer aktuellen Untersuchung mit dem UBA in Frankfurt. Die Auswirkung des Kaltstarts auf die HBEFA-Werte ist besonders signifikant für Euro 5 und Euro 6 Benzinfahrzeuge, die tendenziell mit den RES-Messungen übereinstimmen. Obwohl die Einbeziehung der Kaltstartemissionen auch die Emissionen von Euro 6d-TEMP und Euro 6d Dieselfahrzeugen deutlich erhöht, bleiben die mit Remote Emission Sensing gemessenen Werte höher als die der Emissionsfaktoren aus dem Handbuch.

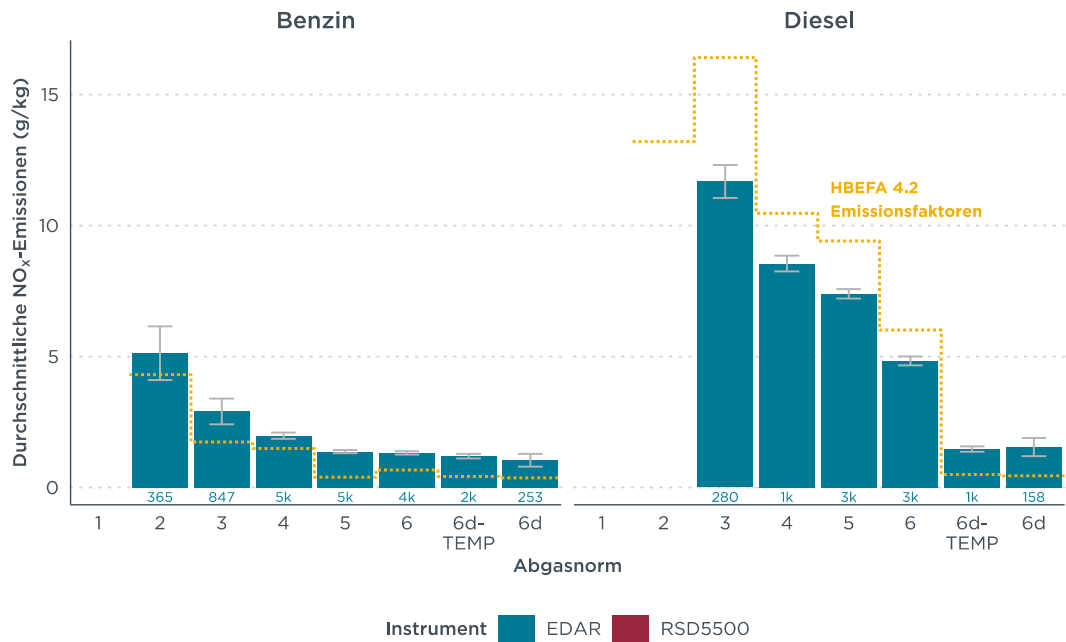


Abb. 63 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische NO_x-Emissionen aus Messungen mit Autobahngeschwindigkeiten (über 80 km/h) nach Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Die gelb gestrichelten Linien zeigen die HBEFA 4.2 NO_x-Emissionsfaktoren bei Autobahnfahrt. Die Messungen der RSD 5500 sind aufgrund unzureichender Daten nicht dargestellt. Es werden nur Messungen von über 100 gezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

In Abb. 63 werden die HBEFA-Emissionsfaktoren bei 100 km/h unter Autobahnbedingungen mit RES-Messungen über 80 km/h verglichen, die nur für das EDAR-Gerät in ausreichender Zahl zur Verfügung stehen. Die überwiegende Mehrheit der Messungen fand auf dem SOA-Gelände statt. Für HBEFA werden nur Emissionen im laufenden Betrieb berücksichtigt, wobei angenommen wird, dass der Einfluss des Kaltstarts eine untergeordnete Rolle spielt. Die RES-Messungen zeigen höhere Emissionen für Benzinfahrzeuge bei allen Emissionsnormen für Benzin sowie für 6d-TEMP und 6d-Diesel. Ältere Dieselfahrzeuge weisen niedrigere Emissionswerte auf als im HBEFA.

3.2.4.3 Vergleich der PM Emissionen

3.2.4.3.1 Vergleich der Messungen von EDAR und RSD 5500

Beide Geräteanbieter geben PM-Schätzungen an. Das RSD 5500 leitet die PM-Emissionen aus den Abgastrübungsmessungen ab. Die EDAR-Systeme nutzen das Prinzip der Wellenlängenabhängigkeit der Streueffizienz zur Messung der Partikelanzahl. Die Partikelmasse wird von der PN abgeleitet, wobei ein Skalierungsfaktor verwendet wird, der von einer durchschnittlichen Partikelmasse ausgeht.

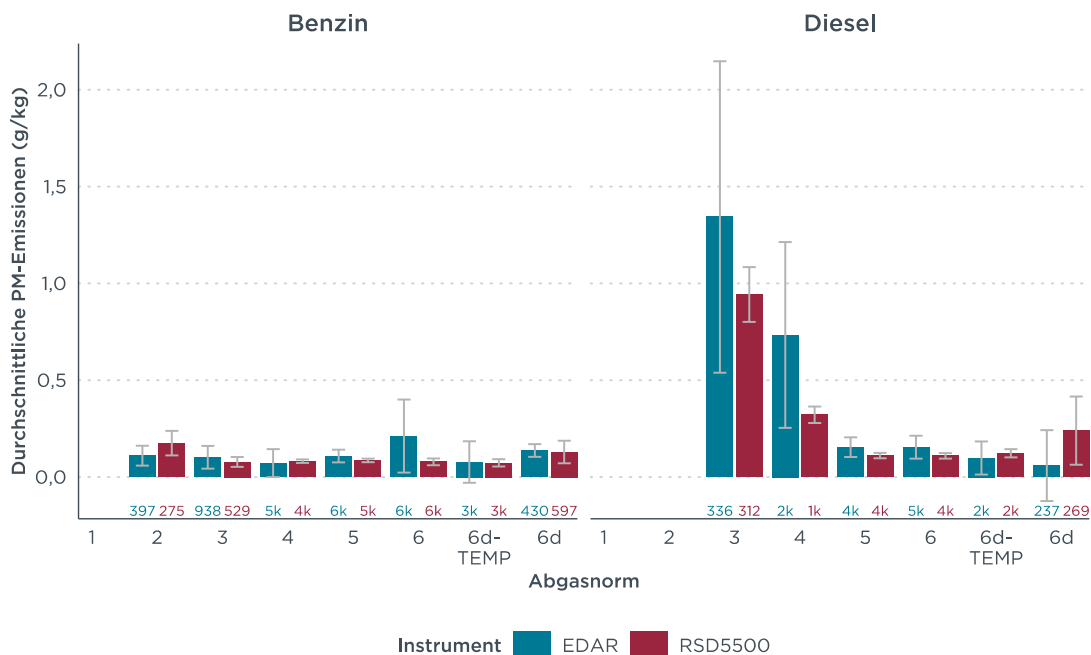


Abb. 64 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische PM-Emissionen (g/kg) nach Instrument, Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Es werden nur Messungen von mehr als 100 gezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%ige Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

Abb. 64 vergleicht die Kraftstoff-spezifischen Emissionen aus beiden Instrumenten. Trotz der geringen Übereinstimmung zwischen den Messungen der beiden Instrumente zeigen die durchschnittlichen PM-Emissionen einen deutlichen Hinweis auf die Verbesserung der Emissionen von Dieselfahrzeugen mit der schrittweisen Einführung von Dieselpartikelfiltern von der Euro 4 zur Euro 5 Norm. Bei niedrigeren Werten, wie z. B. bei Benzinfahrzeugen, wiesen die NO_x -Emissionen eine große Variabilität auf, die auf einige wenige starke Emittenten zurückzuführen ist.

3.2.4.3.2 Vergleich mit HBEFA-Emissionsfaktoren

Der Vergleich mit dem HBEFA für Fahrsituationen im ländlichen Raum oder auf Autobahnen zeigt, dass die mit Remote Emission Sensing gemessenen durchschnittlichen PM-Emissionen während dieser Kampagne im Allgemeinen höher waren als die Emissionsfaktoren des Handbuchs (Abb. 65 und Abb. 66). Grund hierfür ist, dass ein kleiner Teil der einzelnen Fahrzeuge hohe kraftstoffspezifische PM-Emissionen aufweist. Die Werte im obersten 95. Perzentil zeigen durchschnittliche PM-Emissionen, die bis zum 50-fachen des Durchschnitts der übrigen Werte für alle Emissionsnormen betragen, und sie sind aus dem Datensatz klar ersichtlich. Eine frühere Studie in Brüssel zeigte, dass mindestens 5 % der mit Partikelfiltern ausgestatteten Fahrzeuge Fehlfunktionen mit um Größenordnungen höheren Emissionen aufwiesen. Dieselbe Studie zeigte, dass bestimmte Benzinfahrzeugmodelle Werte aufwiesen, die der Diesel-Euro-4-Norm entsprachen und um eine Größenordnung höher lagen als bei anderen Modellen [2].

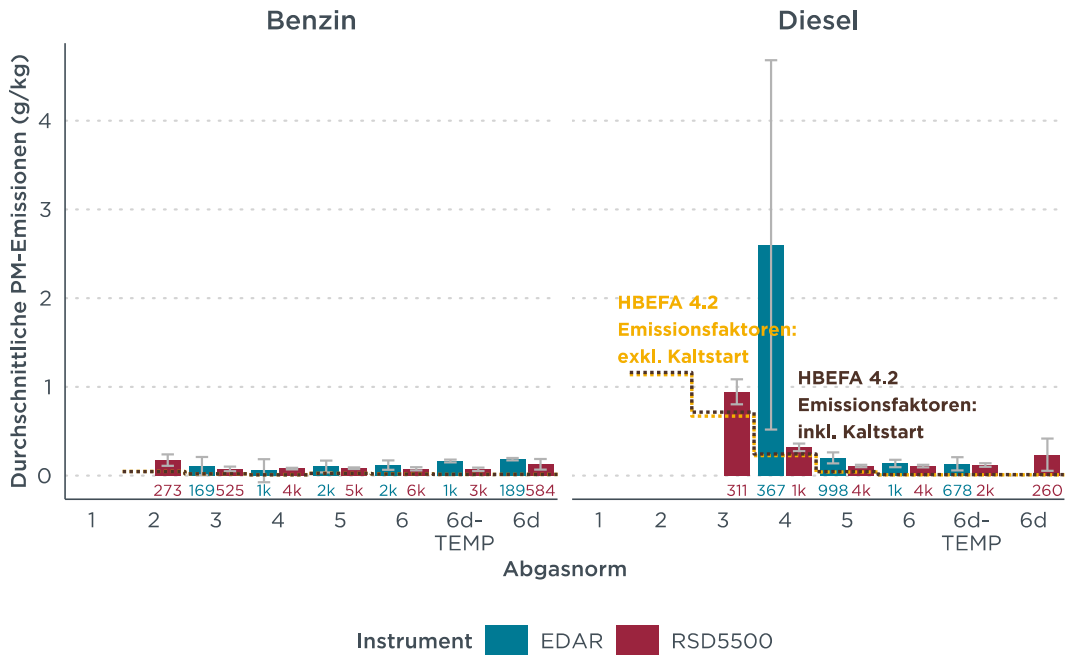


Abb. 65 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische PM-Emissionen aus Messungen bei ländlichen Geschwindigkeiten (unter 80 km/h) nach Instrument, Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Die gelben gestrichelten Linien zeigen die HBEFA 4.2 PM-Emissionsfaktoren bei Fahrten im ländlichen Raum und die braunen gestrichelten Linien zeigen die Faktoren, die die Auswirkungen von Kaltstarts berücksichtigen. Es werden nur Messwerte von über 100 angezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

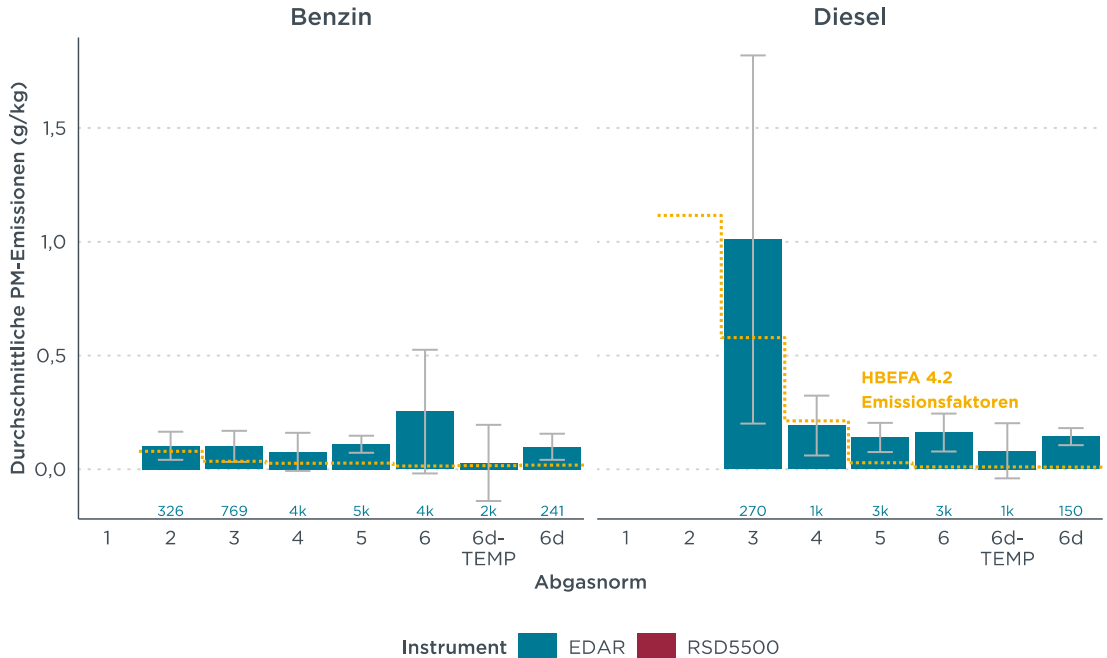


Abb. 66 Durchschnittliche Kraftstoffspezifische PM-Emissionen aus Messungen bei Autobahngeschwindigkeiten (über 80km/h) nach Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Die gelben gestrichelten Linien zeigen die HBEFA 4.2 PM-Emissionsfaktoren bei Autobahnfahrt. Die Messungen der RSD 5500 werden aufgrund unzureichender Daten nicht mehr angezeigt. Es werden nur Messungen von über 100 angezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

3.2.4.4 Vergleich der CO-Emissionen

3.2.4.4.1 Vergleich der Messungen von EDAR und RSD 5500

Abb. 67 zeigt die CO-Emissionswerte der beiden Messgeräte. CO-Emissionen werden hauptsächlich von Benzinfahrzeugen und insbesondere von älteren Fahrzeugen emittiert. Die beiden Geräte messen ähnlich hohe Werte für Benzin Euro 3 bis 6d-TEMP. Bei niedrigeren Werten, wie z. B. für alle Dieselnormen und Benzin Euro 6d, zeigte das RSD 5500-System höhere Werte als das EDAR-System, was darauf hindeutet, dass die verwendeten RES-Systeme zuverlässiger im Bereich hoher CO-Emissionen arbeiten.

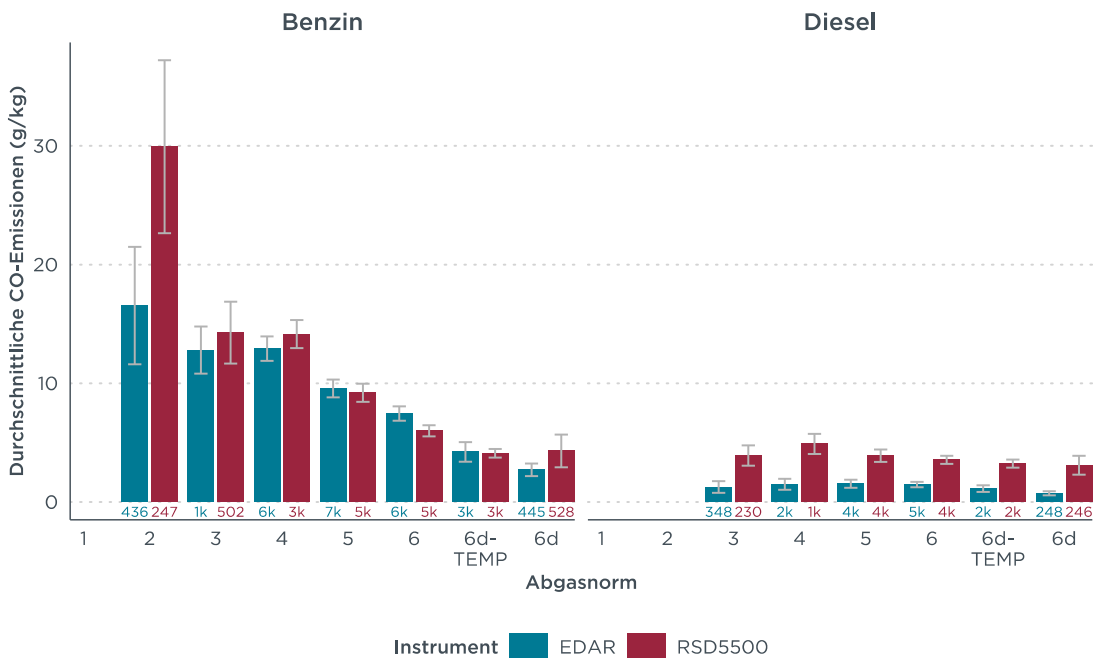


Abb. 67 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische CO-Emissionen (g/kg) nach Instrument, Kraftstoffart und Emissionsnorm. Es werden nur Messungen von mehr als 100 gezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%ige Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

3.2.4.4.2 Vergleich mit HBEFA-Emissionsfaktoren

Der Vergleich mit HBEFA bei Überlandgeschwindigkeiten zeigt, dass die per Remote Emission Sensing gemessenen CO-Emissionen von Benzinfahrzeugen niedriger waren als die von HBEFA, selbst wenn die Kaltstartemissionen berücksichtigt wurden (Abb. 68). Sowohl Remote Emission Sensing als auch das HBEFA zeigen vergleichsweise niedrigere Emissionen von Dieselfahrzeugen auf.

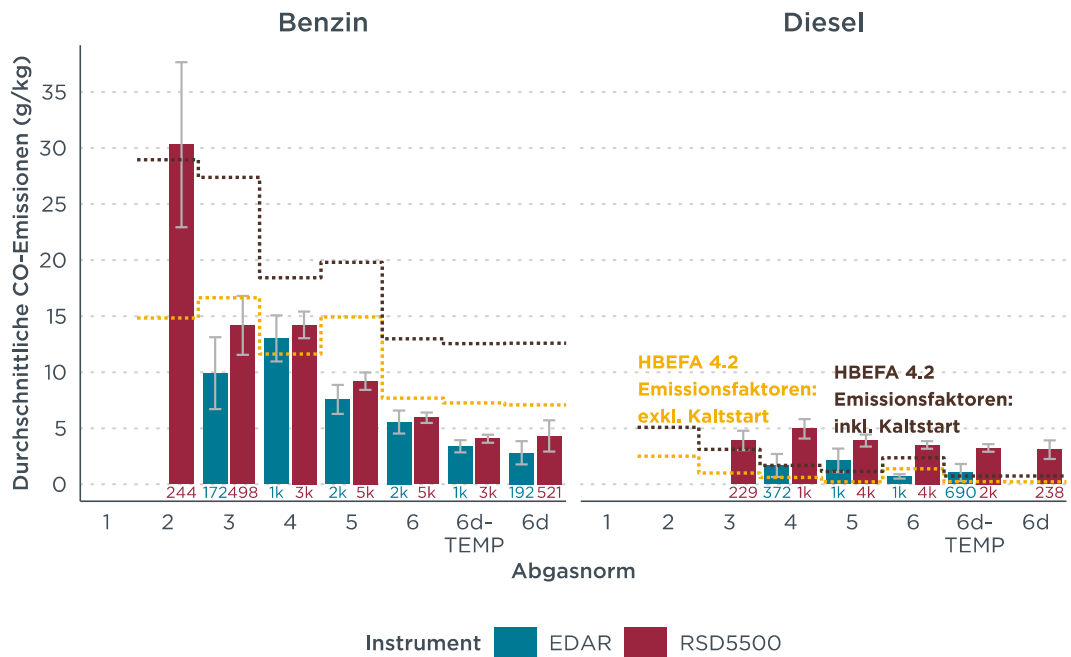


Abb. 68 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische CO-Emissionen aus Messungen mit Geschwindigkeiten im ländlichen Raum (unter 80 km/h) nach Instrument, Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Die gelben gestrichelten Linien zeigen die HBEFA 4.2 CO-Emissionsfaktoren bei Überlandfahrten an, die braunen gestrichelten Linien zeigen diejenigen, die die Auswirkungen des Kaltstarts berücksichtigen. Es werden nur Messwerte von über 100 angezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

Bei Autobahngeschwindigkeiten folgten die HBEFA-Emissionen demselben Trend wie die durch Remote Emission Sensing ermittelten Verbesserungen bei den Emissionen aufeinanderfolgender Benzinfahrzeuge. Emissionsverringerungen von Euro 6 zu 6d-TEMP und 6d-Benzin waren jedoch in HBEFA nicht sichtbar. Mit der Euro 6d-TEMP Verordnung wurde die Überprüfung der Typgenehmigung auf der Straße mittels PEMS eingeführt. Obwohl es keinen Grenzwert für CO auf der Straße gibt, müssen die Emissionswerte während des Zertifizierungsverfahrens gemessen und gemeldet werden. Dies erklärt möglicherweise die mittels Remote Emission Sensing gemessenen verbesserten Emissionswerte.

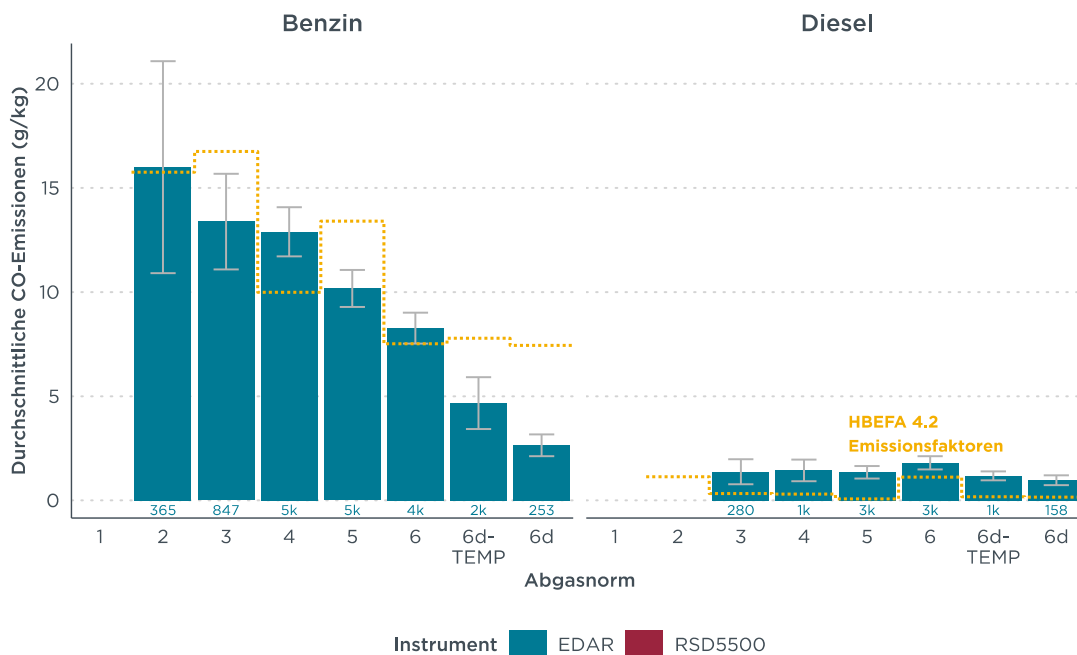


Abb. 69 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische CO-Emissionen aus Messungen bei Autobahngeschwindigkeiten (über 80 km/h) nach Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Die gelb gestrichelten Linien zeigen die CO-Emissionsfaktoren des HBEFA 4.2 bei Autobahnfahrt. Die Messungen der RSD 5500 werden aufgrund unzureichender Daten nicht mehr angezeigt. Es werden nur Messungen von über 100 angezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

3.2.4.5 Vergleich der HC-Emissionen

3.2.4.5.1 Vergleich der Messungen von EDAR und RSD5500

Bei beiden Geräten wurden die HC-Emissionen aus dem Auspuff gemessen, wobei mit den neueren Emissionsnormen ein rückläufiger Trend zu verzeichnen ist (Abb. 70). Für Benzin- und Dieselfahrzeuge wurden HC-Emissionen in gleicher Größenordnung gemessen.

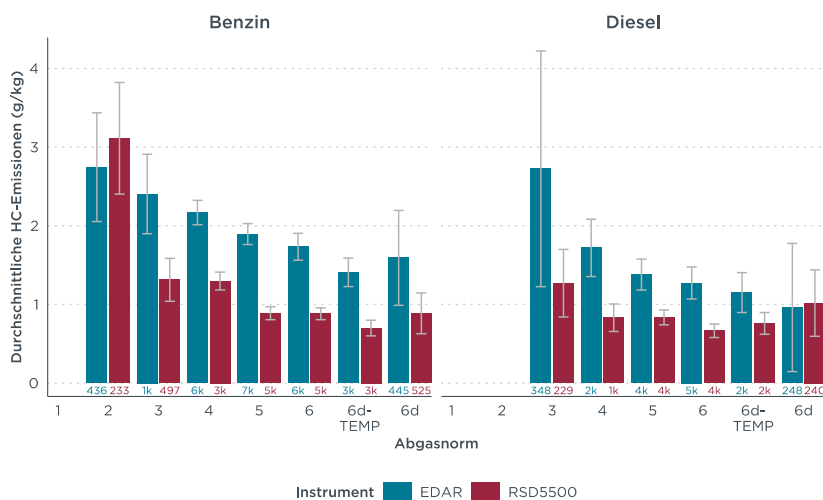


Abb. 70 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische HC-Emissionen (g/kg) nach Instrument, Kraftstoffart und Emissionsnorm. Es werden nur Messungen von mehr als 100 gezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%ige Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

3.2.4.5.2 Vergleich mit HBEFA-Emissionsfaktoren

Im Vergleich zu den HBEFA-Emissionsfaktoren lagen die RES-Messungen für Diesel mit oder ohne Berücksichtigung der Kaltstartemissionen sowie für Benzin im laufenden Betrieb höher (Abb. 71). Die HBEFA-HC-Werte einschließlich der Kaltstartemissionen für Benzin lagen zwischen den RSD 5500- und EDAR-Messungen. Bei Autobahngeschwindigkeiten lagen die mit dem EDAR gemessenen HC-Werte um eine Größenordnung höher als die HBEFA-Emissionsfaktoren für Motoren im laufenden Betrieb.

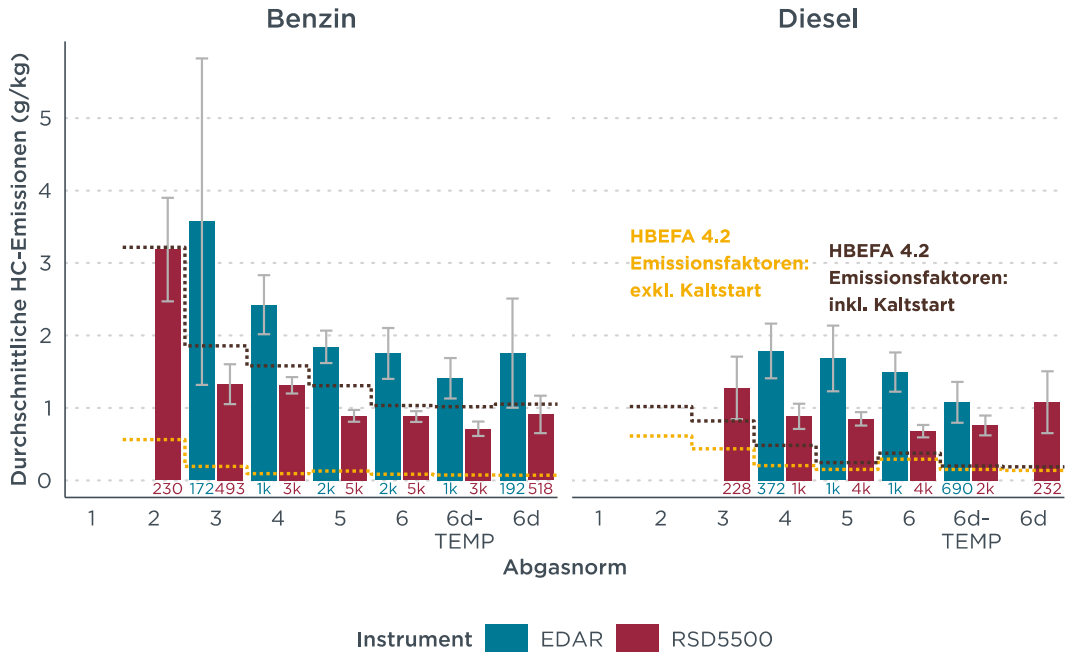


Abb. 71 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische HC-Emissionen aus Messungen mit ländlichen Geschwindigkeiten (unter 80 km/h) nach Instrument, Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Die gelben gestrichelten Linien zeigen die HC-Emissionsfaktoren des HBEFA 4.2 für Fahrten im ländlichen Raum an, die braunen gestrichelten Linien diejenigen, bei denen die Auswirkungen des Kaltstarts berücksichtigt wurden. Es werden nur Messwerte von über 100 angezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

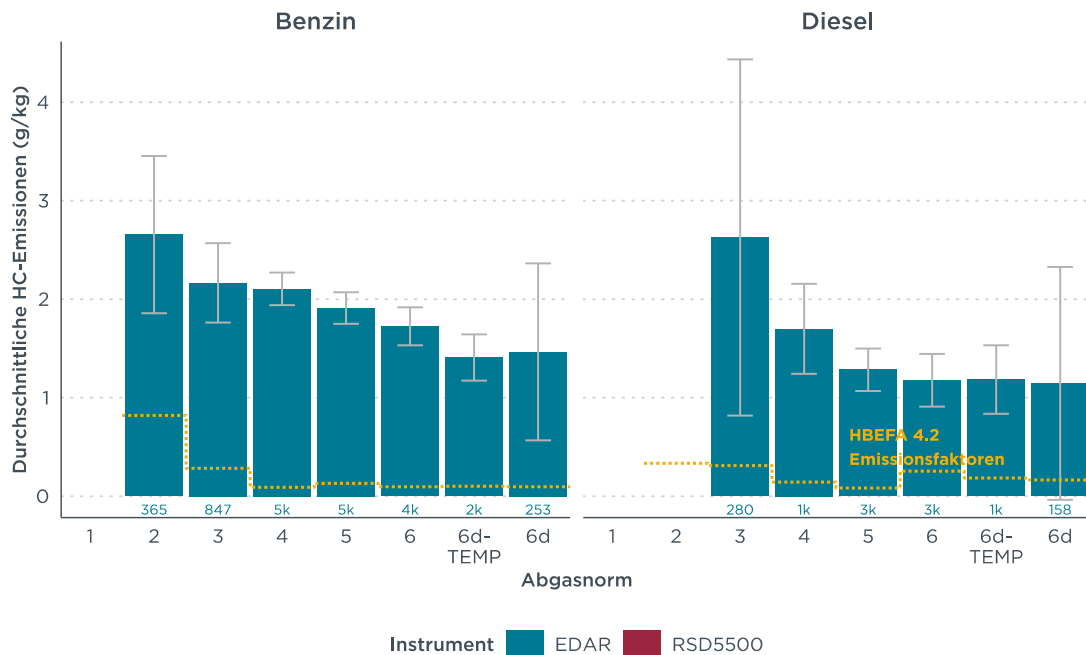


Abb. 72 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische HC-Emissionen aus Messungen mit Autobahngeschwindigkeiten (über 80 km/h) nach Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Die gelben gestrichelten Linien zeigen die HBEFA 4.2 HC-Emissionsfaktoren bei Autobahnfahrt. Die Messungen der RSD 5500 werden aufgrund unzureichender Daten nicht mehr angezeigt. Es werden nur Messungen von über 100 angezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

3.2.5 Feldmessungen von schweren Lastwagen

Dieser Abschnitt konzentriert sich auf die schwersten Lkw der Kategorie N3 mit einem zulässigen Gesamtgewicht von über 12 Tonnen. Während der Kampagne wurden von beiden Instrumentenanbietern etwa 10.000 Durchfahrten von diesen schweren Fahrzeugen gemessen. Da das EDAR-System jedoch auch auf Autobahnen eingesetzt werden konnte, wurden mehr als 80 % der gültigen NO_x-Messungen mit dem EDAR-System erfasst. Die durchschnittliche Lkw-Geschwindigkeit während der Messungen betrug 82 km/h für das EDAR-System und 50 km/h für das RSD 5500. Etwa 99,4 % der Lkw waren Dieselfahrzeuge, 0,5 % waren CNG-Fahrzeuge, 0,07 % Wasserstofffahrzeuge und 0,03 % Elektrofahrzeuge.

Abb. 73 zeigt die durchschnittlichen Kraftstoff-spezifischen NO_x-Emissionen von Diesel-N3-Lkw. Beide Geräte zeigen eine Emissionsminderung von Euro V auf VI von 65 % (OPUS) bis 76 % (EDAR). Die RSD 5500-Geräte ermittelten für Euro V und VI 1,5 bzw. doppelt so hohe NO_x-Werte im Vergleich zum EDAR. Der Unterschied könnte mit den unterschiedlichen Testbedingungen zusammenhängen, vor allem mit den niedrigeren Fahrzeuggeschwindigkeiten, die generell eine größere Herausforderung bei der Emissionsmessung darstellen.

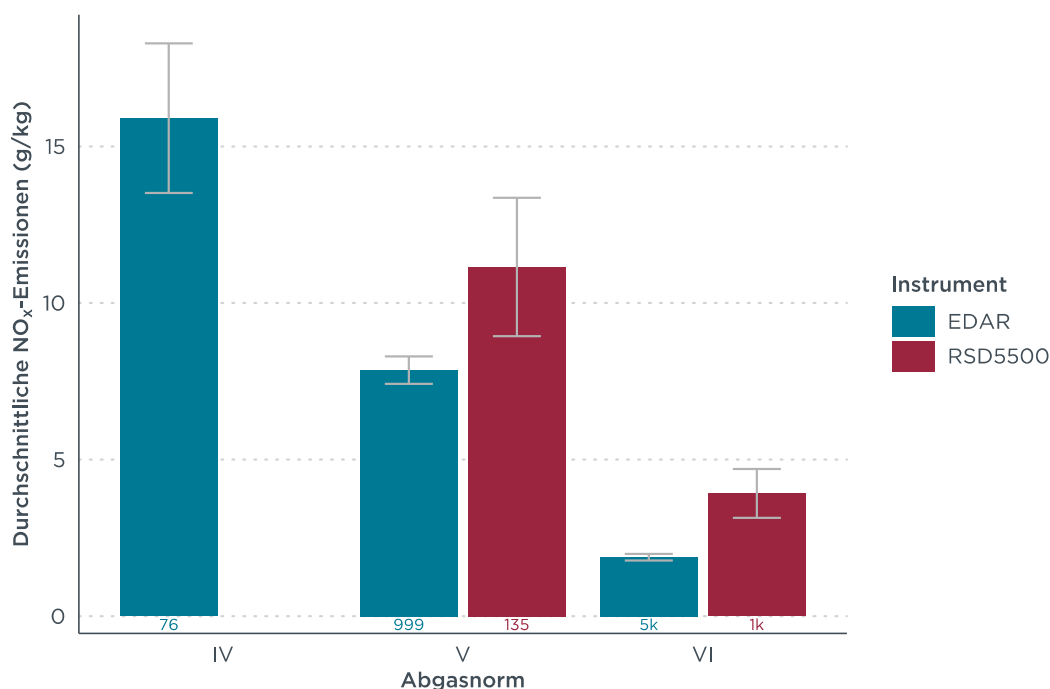


Abb. 73 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische NO_x-Emissionen von N3-Diesel-Lkw nach Instrumenten und Euro-Norm. Es werden nur Messungen von über 50 gezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

Die Bestimmung von NO_x-Schwellenwerten kann für Durchsetzungskampagnen nützlich sein, die auf manipulierte Lkw abzielen. Ein einfacher Ansatz ist die Identifizierung von Fahrzeugen mit dem höchsten NO_x-Wert auf der Grundlage einer einzigen Messung. Die nachstehende Tabelle zeigt das 95.-Perzentil der kraftstoffspezifischen NO_x-Emissionen, aufgeschlüsselt nach Instrumenten und Euro-Normen, die von den beiden Systemen während der Feldkampagne gemessen wurden.

Tab. 19 95.-Perzentilwerte der Kraftstoff-spezifischen NO_x-Emissionen nach Instrumenten und Euro-Normen, gemessen mit den beiden Instrumenten.

Instrument	95.-Perzentil der kraftstoffspezifischen NO _x Emissionen von N3-Lkw (g/kgKraftstoff / g/kWh ⁵)	
	Euro V	Euro VI
EDAR	20,0 / 4,2	7,0 / 1,5
RSD5500	37,5 / 7,9	15,5 / 3,3

Dies können Schwellenwerte sein, um Fahrzeuge als «high emitters» auszusondern, sofern keine anderen Informationen vorliegen und insbesondere, wenn nur ein Datensatz pro Fahrzeug verfügbar ist.

ASTRA ermittelte das Herkunftsland ausländischer Lkw auf der Grundlage von Informationen, die beim Zollamt gesammelt wurden. Nach Anonymisierung wurden die Daten mit der

⁵ Bei der Umrechnung in g/kWh wird von einem Motorwirkungsgrad von 40 % ausgegangen.

Remote Emission Sensing-Datenbank kombiniert und zur Überwachung der Lkw-Emissionen nach Herkunftsland verwendet. Rund 88 % der ausländischen Lkw entsprachen der Euro-VI-Norm, verglichen mit 81 % der im Inland zugelassenen Lkw.

In diesem Abschnitt wurden nur die Daten der EDAR-Einheiten analysiert, um den Einfluss der Testbedingungen zu begrenzen. Die durchschnittlichen Kraftstoff-spezifischen NO_x-Emissionen inländischer Euro-V-Lkw waren 25 % höher als die ausländischen Lkw. Bei Euro-VI-Lkw gab es keinen signifikanten Unterschied zwischen inländischen und ausländischen Lkw (Abb. 74). Für die vier ausländischen Länder mit der größten Anzahl von Messungen, Deutschland, Polen, Italien und Litauen, wurden keine deutlichen Emissionsunterschiede festgestellt.

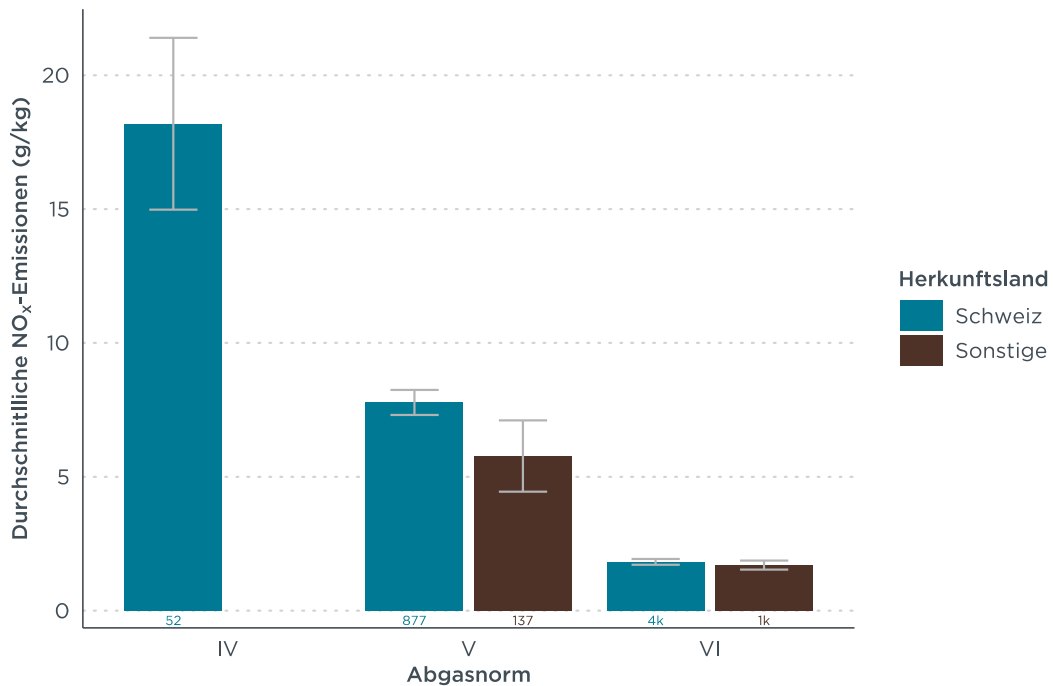


Abb. 74 Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische NO_x-Emissionen von N3-Lkw nach Herkunft des Fahrzeugs und Euro-Norm, gemessen mit den EDAR-Einheiten. Es werden nur Messungen von über 50 gezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%ige Konfidenzintervall des Mittelwertes dar.

3.2.6 Vergleich der Messinstrumente auf Basis der NO-Emissionen gemeinsam erfasster Fahrzeuge

Bei Remote Emission Sensing-Messkampagnen mit einem Instrument pro Standort werden einzelne Fahrzeuge selten mehr als einmal gemessen. Für diese Kampagne wurden zwei RSD 5500-Geräte und zwei EDAR-Geräte auf derselben Straße in Soazza aufgestellt. Obwohl sich die Testbedingungen zwischen den Geräten unterschieden, weil die Instrumente nicht an der exakt gleichen Stelle aufgestellt wurden, ist es möglich, wiederholte Emissionsaufzeichnungen von denselben Fahrzeugen zu vergleichen. In Abb. 75 wird der Median der kraftstoffspezifischen NO-Emissionen der einzelnen Fahrzeuge berechnet, die drei oder mehr Mal gemessen wurden, kombiniert mit zusätzlichen Filtern, um Ausreißer und den extremsten Bereich der VSP-Bedingungen zu entfernen.⁶

⁶ Der Median wurde gegenüber dem Mittelwert bevorzugt, da er weniger anfällig für Ausreißer ist. NO wurde allein als Näherungswert für NO analysiert, d. h. ohne primäres NO₂, was eine größere Unsicherheit für einzelne Messungen und eine geringere Anzahl gültiger Datensätze für die RSD5500-Geräte ergab. VSP, die niedriger als

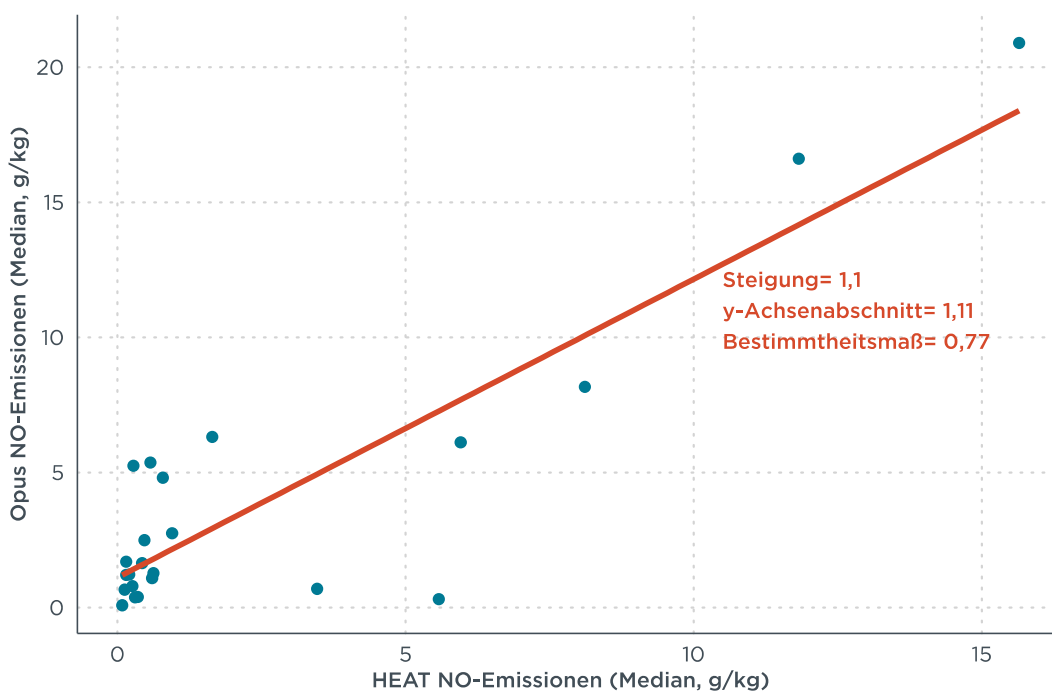


Abb. 75 Vergleich der mittleren Kraftstoff-spezifischen Emissionen einzelner Fahrzeuge, die von den Anbietern der beiden Instrumente während der Kampagne gemessen wurden. Dargestellt sind nur Fahrzeuge mit mindestens 3 Messungen.

3.2.7 Mögliche Schwellenwerte zur Bestimmung von «high emitters» hinsichtlich NO_x Emission

Was Lkw betrifft fasst die Tabelle 19. die Erkenntnisse aus dieser Messkampagne zusammen. Tab. 19 ist folgendermassen zu interpretieren: Würde man als Schwellenwert 3.3g/kWh NO_x festlegen, würde man bei Messungen mit dem RSD5500, 5% aller Fahrzeuge als «high emitters» aussondern, während bei Messungen mit dem EDAR ungefähr 2.5% der Fahrzeuge als «high-emitters» ausgesondert würden. Derselbe Schwellenwert auf Euro V Fahrzeuge würde etwas mehr als doppelt so viele Fahrzeuge als «high emitters» bezeichnen.

Betreffend Pws fasst die Tabelle 20 die Erkenntnisse dieses Projektes zusammen.

Tab. 20 95.-Perzentilwerte der kraftstoff- und distanzspezifischen NO_x-Emissionen nach Instrumenten und Euro-Normen, gemessen mit den beiden Instrumenten.

Kraftstoff	Emission Standard	Gerät	perc_95, gNO _x /kg Kraftstoff	Anz. gültiger Mess.	perc_95, gNO _x /km	Anz. gültiger Mess.
Diesel	Euro 6d	EDAR	4.36	248	0.294	162
Diesel	Euro 6d	RSD5500	7.06	197	0.613	118
Diesel	Euro 6d-TEMP	EDAR	5.13	2173	0.336	2059

3 kW/t und höher als 22 kW/t sind, wurden herausgefiltert, um Messungen innerhalb der üblichen Leistungsanforderungen im normalen Fahrbetrieb zu erhalten. Kraftstoffspezifische NO-Werte unter -1,65 g/kg Kraftstoff wurden herausgefiltert, um Fälle zu vermeiden, in denen die Abgasmessungen unter dem Hintergrundwert lagen, was bei Interferenzen durch die Abgasfahne eines vorausfahrenden Fahrzeugs mit hohem Schadstoffausstoß vorkommen kann.

Diesel	Euro 6d-TEMP	RSD5500	6.52	1505	0.416	1366
Benzin	Euro 6d	EDAR	4.02	445	0.284	239
Benzin	Euro 6d	RSD5500	5.62	458	0.253	254
Benzin	Euro 6d-TEMP	EDAR	4.27	2981	0.268	2498
Benzin	Euro 6d-TEMP	RSD5500	4.16	2605	0.233	2188

Zum besseren Verständnis sei an dieser Stelle die Beschreibung der ersten Zeile gegeben. Mit dem EDAR-Gerät wurden 248 gültige Messungen von Euro 6d Diesel Fahrzeugen registriert. Unter den gemessenen Fahrzeugen hatten 5% (also quasi 12 Fahrzeuge) eine NO_x Emission von 4.36gNO_x/kg Kraftstoff und höher. Ähnlich verhält es sich, wenn man sich auf die distanzspezifische Emission bezieht. Hier wurden 162 Messungen als gültig befunden und unter diesen hatten 5% der Fahrzeuge NO_x Emissionen von 294 mgNO_x/km und höher.

Zunächst muss man bedenken, dass die Anzahl der gemessenen und für gültig befundenen Euro 6 Fahrzeuge sehr gering ist. Somit sind auch die Werte mit Vorsicht zu benutzen. Würde man sich aber auf die Messungen verlassen, würde es bedeuten, dass bei einem Schwellenwert von z.B. 300mg NO_x/km, würden mit dem EDAR-Gerät etwas weniger als 5% aller Diesel Pws als «high emitters» bezeichnet, während mit dem RSD5500 deutlich mehr als 5%. Man soll dabei bedenken, dass 300mg/km das 3.75-fache des Grenzwertes (80mg NO_x/km) oder das 2.62-fache des Grenzwertes multipliziert mit dem Konformitätsfaktor beträgt. Hingegen würde derselbe Schwellenwert 300mg NO_x/km zur Aussoderung von weniger als 5% aller Benzinfahrzeuge führen (unabhängig vom Messgerät oder ob es sich um Euro 6 oder Euro 6d-TEMP Fahrzeuge handelt).

3.2.8 Zusammenfassung AP3.2

Die beiden kommerziellen Remote Emission Sensing-Messsysteme EDAR und RSD 5500 sammelten in einem Feldversuch rund 230'000 Messpunkte und lieferten Informationen über die Zusammensetzung und die Emissionen der Fahrzeugflotte in der Schweiz. In diesem Bericht wird nicht nur die Leistung der beiden RES-Systeme bewertet, sondern es werden auch Erklärungen für die ermittelten Trends gegeben, indem verschiedene Vergleichsgrößen herangezogen werden, wie z. B. die Messungen aus anderen Remote Emission Sensing-Messkampagnen und die HBEFA-Emissionsfaktoren mit unterschiedlichen Annahmen. Schließlich geben wir Empfehlungen, wie Remote Emission Sensing-Messungen durchgeführt werden sollten, um die Flottenemissionen besser zu erfassen.

- EDAR und RSD 5500 zeigen, obwohl die Messungen an verschiedenen Standorten durchgeführt wurden, eine ähnliche Zusammensetzung der Flotte. Darüber hinaus stimmt die von den beiden Instrumenten ermittelte Pw-Zusammensetzung gut mit der Zusammensetzung der in der Schweiz zugelassenen Pw überein, mit Ausnahme der alten Benzinfahrzeuge, die trotz ihrer Zulassung wahrscheinlich nicht häufig gefahren werden.
- Bei beiden Systemen wurde ein erheblicher Anteil von Fahrzeugen ermittelt, die nicht über die Schweizer Fahrzeugregisterdaten identifiziert werden konnten, was auf die starke Präsenz ausländischer Fahrzeuge an den Prüfstandorten hinweist. Um sicherzustellen, dass alle durchfahrenden Fahrzeuge geprüft und bewertet werden, ist es wichtig, dass die Länder sich gegenseitig ihre Fahrzeugregisterdaten für Forschungszwecke zur Verfügung stellen.
- EDAR und RSD 5500 erfassten Fahrzeuge unter verschiedenen Fahrbedingungen. Die größten Unterschiede wurden bei der fahrzeugspezifischen Leistung (VSP), der Geschwindigkeit und der Beschleunigung festgestellt, da ein EDAR-Gerät die Emissionen auf Autobahnen ermittelte, während alle RSD 5500-Geräte in eher ländlichen Gegenden eingesetzt wurden. Einflussfaktoren, die vom Betreiber des RES-Geräts kontrolliert werden können, wie z.B. der Einsatzort, sollten bei allen Instrumenten so einheitlich wie möglich sein, um die Leistung der verschiedenen Instrumente vergleichen zu können.

- Die mit EDAR und RSD 5500 gemessenen NO_x-Emissionen von Pw zeigen trotz der unterschiedlichen Fahrbedingungen eine relativ gute Übereinstimmung. Die Übereinstimmung verbesserte sich, wenn nur die NO-Ergebnisse verglichen wurden. Die Ergebnisse für NO₂ waren bei den Geräten desselben Anbieters stark unterschiedlich, was zum Teil auf niedrigen NO₂-Konzentrationen im Abgas, auf geringere Empfindlichkeit der NO₂-Detektion und technische Probleme bei den RSD 5500-Geräten zurückzuführen ist.
- Der Vergleich mit den HBEFA-Emissionsfaktoren 4.2 zeigt den Einfluss des Kaltstarts auf die NO_x-Emissionen von Euro-5- und Euro-6-Benzinfahrzeugen sowie Euro-6d-TEMP- und Euro-6d-Dieselfahrzeugen, die in ländlichen Gebieten getestet wurden. Auf Autobahnen, wo nur mit dem EDAR-System gemessen wurde, lagen die NO_x-Emissionen bei älteren Dieselfahrzeugen unter den HBEFA-Emissionsfaktoren, während alle Benzinfahrzeuge höhere Emissionen aufwiesen.
- Sowohl EDAR als auch RSD 5500 waren in der Lage, den signifikanten Rückgang der PM-Emissionen von Euro-4-Diesel-Pw auf Euro-5-Pw infolge der Einführung von Dieselpartikelfiltern zu erkennen. Beide ermittelten auch PM-Emissionen, die über den HBEFA-Emissionsfaktoren liegen, was auf einen kleinen Teil der Fahrzeuge mit hohen Emissionen zurückzuführen ist. Die Ergebnisse des RSD 5500, bei welchem die PM-Emissionen aus der Abgastrübung abgeleitet werden, scheinen eher mit den HBEFA-Emissionsfaktoren übereinzustimmen als dies beim EDAR-System der Fall ist.
- Bei den meisten Emissionsnormen wurden mit RSD 5500 höhere CO- und HC-Emissionen gemessen als mit EDAR, doch scheinen die beiden Instrumente bei Pw mit Benzinmotor besser übereinzustimmen, deren CO-Emissionen deutlich höher waren als die von Dieselfahrzeugen.
- Der Unterschied bei den durchschnittlichen NO_x-Emissionen von schweren Lkw (Kategorie N3) ist vermutlich auf die Fahrbedingungen zurückzuführen; Lkw mit niedrigeren Geschwindigkeiten, die mit RSD 5500 gemessen wurden, weisen höhere Emissionen auf als solche mit höheren Geschwindigkeiten, die meist mit EDAR gemessen wurden.
- 95.-Perzentil-Emissionswerte sind für die Festlegung von Schwellenwerten für die Durchsetzung der Vorschriften zur Ermittlung von Lkws mit hohem Schadstoffausstoß hilfreich sein. Diese Schwellenwerte dürften von den örtlichen Prüfbedingungen abhängen. Basierend auf die Messungen in diesem Projekt würde ein Schwellenwert von 3.5g NO_x/kWh dazu führen, dass etwas weniger als 5% aller Euro VI Fahrzeuge als «high emitters» bezeichnet würden
- Für Pws würde ein Schwellenwert von 300mg NO_x/km dazu führen, dass etwa 5% aller Diesel Euro 6 Fahrzeuge und deutlich weniger als 5% aller Benzin Euro 6 Fahrzeuge als «high emitters» bezeichnet würden. Dabei muss man bedenken, dass die Anzahl der gemessenen Euro 6 Fahrzeuge eher niedrig war und somit diese Werte statistisch nicht ganz gut abgesichert sind.
- Der Vergleich der mittleren NO-Emissionen von Fahrzeugen, die drei- oder mehrmals am gleichen Standort gemessen wurden, zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen den beiden Systemen. Allerdings standen nach der Harmonisierung der Fahrbedingungen, z. B. der fahrzeugspezifischen Leistung, nur etwa 20 Fahrzeuge für den Vergleich der gültigen Emissionen zur Verfügung. Dies unterstreicht den Bedarf an Fahrzeugen mit wiederholten Messungen sowie die Bedeutung der Harmonisierung der Testbedingungen für den Vergleich der Leistung von RES-Messsystemen

Die Arbeit von AP3 unterstreicht die Notwendigkeit einer verbesserten Qualitätssicherung durch die Anbieter von RES-Instrumenten. Insbesondere für kommerzielle Zwecke oder zur Durchsetzung von Vorschriften, müssen Kriterien für die Gültigkeitsprüfung festgelegt werden, und es sollte eine zuverlässige Nachbearbeitung erfolgen. Als Teil des Qualitätssicherungsprozesses wäre es ratsam, mehr als eine Messeinheit pro Kampagne einzusetzen, um die Überwachung und Erkennung größerer Diskrepanzen in den Messungen der Instrumente zu unterstützen.

4 Nachlaufströmungsanalyse AP4

4.1 Einleitung

Beim Fahren eines Fahrzeugs werden je nach Effizienz des Katalysators unterschiedliche Mengen an Schadstoffen ausgestossen. Diese Schadstoffe, wie Stickoxide (NO_x), haben negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Frühere Studien [1,2] haben eine übermässige Schadstoffemission festgestellt, die in vielen europäischen Städten zur Überschreitung der Grenzwerte für Konzentrationen in der Umgebungsluft führt. Seit 2017 [3] wird die Prüfung der Fahrzeugemissionen sowohl durch den Einbau eines portablen Emissionsmesssystems (PEMS) in das Testfahrzeug als auch in einem Labor auf einem Rollenprüfstand durchgeführt, während das Fahrzeug in einem festgelegten Testzyklus gefahren wird. Beide Ansätze sind jedoch nicht in der Lage, alle realen Bedingungen widerzuspiegeln. Aus diesem Grund ist das Remote Emission Sensing (RES) auf grösseres Interesse gestossen, welches ermöglicht, eine grosse Anzahl von Fahrzeugen unter realen Bedingungen zu testen.

RES wird direkt neben der Strasse platziert, wobei das Testfahrzeug vollständig von der Emissionsprüfeinrichtung getrennt ist. Neben der Möglichkeit, die Flotte der Schweiz durch statistische Auswertungen zu charakterisieren, ist die Idee hinter RES, Fahrzeuge mit zu hohen Emissionen unter realen Bedingungen (Pannen, Manipulationen) zu identifizieren.

RES misst im Wesentlichen das Verhältnis

$$\frac{\text{Konzentration eines Schadstoffes (hier NO}_x\text{) in der Nachlaufströmung}}{\text{Konzentration von CO}_2\text{ in der Nachlaufströmung}} \propto \frac{c_{\text{NO}_x}}{c_{\text{CO}_2}}$$

Um eine Antwort auf die Frage zu finden, inwieweit RES vertrauenswürdig für die Messung von einem einzelnen Fahrzeug ist, muss das turbulente Strömungsverhalten des Fahrzeugnachlaufs und dessen Einfluss auf die Verteilung der Abgaswolke verstanden werden. Die numerische Strömungsmechanik (Computational Fluid Dynamics, CFD), ein sehr leistungsfähiges Werkzeug zur Analyse von Fluidströmungen, kann für eine solche Analyse verwendet werden. In Arbeitspaket 4 (AP4) wird daher die Verteilung einer Abgaswolke hinter einem Fahrzeug mit Hilfe von CFD untersucht.

Es wurde eine Parameterstudie durchgeführt, um verschiedene Eigenschaften der Abgaswolke mit den gegebenen Umständen zu verknüpfen. Bei den gewählten Parametern handelt es sich zum einen um fahrzeugbezogene Merkmale wie die Position und Ausrichtung des Abgasendrohrs. Um sicherzustellen, dass das Verhalten der Abgaswolke unabhängig von der Motorlast ist, ist die Menge der austretenden Schadstoffe für jede Geschwindigkeit und Beschleunigung des Fahrzeuges gleich. Zusätzlich wird der Wind als allgemeiner externer Effekt in die Studie aufgenommen, wobei zwischen Ausrichtung und Geschwindigkeit unterschieden wird. Letztlich wird ein Ausblick auf den Einfluss von vorausfahrenden Fahrzeugen gegeben.

Die Schlussfolgerungen dieser Parameterstudie helfen, einige der Grenzen von RES zu verstehen.

4.1.1 Remote Emission Sensing

Remote Emission Sensing (RES) misst Abgasemissionen durch Absorptions-spektroskopie, ohne den Verkehr zu beeinträchtigen. Die Absorptionsspektroskopie ist eine Technik, die auf der unterschiedlichen Absorption bei einer bestimmten Wellenlänge eines Laser-

UV- oder IR-Strahls durch eine Probe, in diesem Fall die Abgaswolke, beruht. Das Erfassungssystem besteht aus drei Einheiten: Die erste ist der Sensor, der Informationen über die Schadstoffmenge pro Kraftstoffverbrauch erfasst. Die zweite Einheit ist ein Geschwindigkeits-/Beschleunigungssensor, der mit der Emission gekoppelt werden kann, um die Motorlast zu bestimmen. Die letzte Einheit ist eine Kamera, die das Nummernschild aufzeichnet, um später auf zusätzliche Informationen aus der Fahrzeugdatenbank zuzugreifen. Dazu gehört die zertifizierte Abgasnorm, das Jahr der Erstzulassung, die Kraftstoffart, die Motornennleistung, das Gesamtgewicht des Fahrzeugs, die Fahrzeugmarke und das Modell. Zusammen ergeben diese drei Einheiten die verbrauchsabhängige Emission in Gramm Schadstoff pro Kilogramm verbrauchtem Kraftstoff bei einer bestimmten Motorlast.

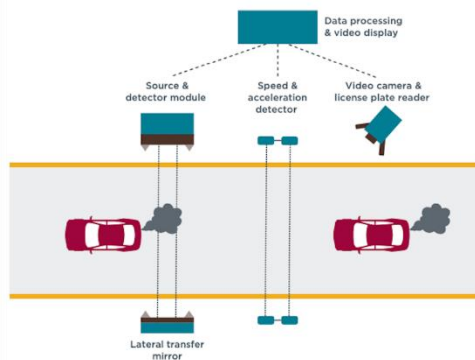


Abb. 76 OPUS RSD 5500
Messeinrichtung [3,4].

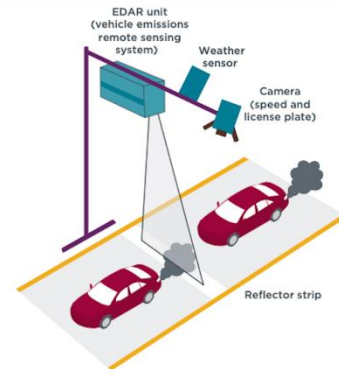


Abb. 77 EDAR-Messeinrichtung [3,5].

Auf dem Markt gibt es zwei Haupttechnologien OPUS RSD 5500 [6] und Emission Detector and Reporting (EDAR) [7]. Bei OPUS RSD 5500 werden die Emissionssensoren neben der Strasse platziert und ihre Strahlen in einer Höhe über die Strasse gerichtet. Das Licht wird von einem Spiegel auf der anderen Strassenseite zurückgeworfen und auf einen Detektor fokussiert (Abb. 77). Während OPUS RSD 5500 in 1D misst, erfasst EDAR die Schadstoffe in der gesamten zweidimensionalen Ebene, wie in Abb. 76 dargestellt. Es verwendet eine Laserlichtquelle, die die Messung selektiver und präziser für den/die untersuchten Schadstoff(e) macht, und ist über der Strasse angebracht, wobei der Strahl nach unten und nicht über die Strasse gerichtet ist. Der Laserstrahl wird von einem auf der Fahrbahnoberfläche installierten Reflektorstreifen zurückgestreut. In beiden Fällen wird davon ausgegangen, dass die Messschwächung des Strahls proportional zur Schadstoffkonzentration ist. Da diese Schadstoffe sowohl aus den Abgasen des gerade vorbeifahrenden Fahrzeugs als auch aus der Hintergrundbelastung der Umgebungsluft stammen können, wird die Schadstoffkonzentration, die gemessen wurde, bevor das Fahrzeug den Strahl kreuzte, als Hintergrundbelastung angenommen.

4.1.2 Spektroskopie – das Messprinzip

Um den kraftstoffspezifischen Emissionsfaktor zu ermitteln, misst die Technologie [8] auf welcher OPUS RSD 5500 basiert, die Konzentration der einzelnen Spezies in Form einer Spannung. Ausserdem können die Detektoren zwischen der Gasabsorption und der physikalischen Blockade durch ein Fahrzeug unterscheiden. Sie werden in einem Labor kalibriert, um die invers-proportionale Beziehung zwischen der gemessenen Spannung und der Absorption zu bestimmen. Im Allgemeinen ist die Ausgangsspannung mit der gemessenen Temperatur korreliert, so dass die Ausgangsspannung steigt, wenn die Temperatur steigt. Die Temperatur steigt, wenn die (optische) Absorption A_λ kleiner wird und mehr vom Laser-, UV- oder IR-Strahl auf den Sensor trifft und diesen somit erwärmt. Bei Kenntnis der Absorption und dem molaren Dämpfungskoeffizienten ϵ_λ der Spezies λ kann die Konzentration c mit Hilfe des Beer-Lambert-Gesetzes,

$$A_\lambda = \epsilon_\lambda \cdot c \cdot l$$

ermittelt werden. Unter der Annahme, dass die Abgaswolke gut durchmischt ist, kann die optische Weglänge l für jede Spezies als gleich angesehen werden, sodass zum Beispiel für NO_x und CO_2

$$l_{\text{NO}_x} = l_{\text{CO}_2}$$

gilt und das Konzentrationsverhältnis als

$$\frac{c_{\text{NO}_x}}{c_{\text{CO}_2}} = \frac{A_{\text{NO}_x} \cdot \epsilon_{\text{CO}_2}}{A_{\text{CO}_2} \cdot \epsilon_{\text{NO}_x}}$$

umgeschrieben werden kann. In Abb. 78 ist die aus einer Beispieldatenbank [9] gemessene Spannung für CO_2 , HC und CO über der Zeit aufgetragen, wobei CO und HC andere Schadstoffe sind, die neben NO_x auftreten. Da CO_2 ein starker Absorber ist, ist auf dieser Skala leicht zu erkennen, dass sich die Abgase mit der Verdünnung der Abgaswolke hinter dem Fahrzeug in den Strahl der Fernsensoren hinein- und wieder herausbewegen und sich die Spannungen entsprechend ändern. Die Spannung des CO-Detektors ändert sich ebenfalls geringfügig, aber das HC-Signal reagierte nur auf Millivolt-Ebene.

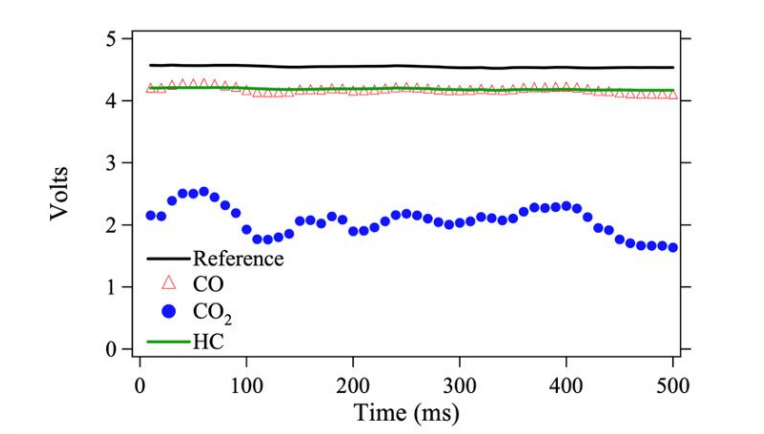


Abb. 78 Spannungen der Infrarotdetektoren in Abhängigkeit von der Zeit hinter einem leichten Nutzfahrzeug [9].

Auf der Grundlage der kalibrierten Ansprechkurve des Detektors können die in Abb. 78 beobachteten Spannungen in Konzentrationswerte umgerechnet werden. Die CO- und CO_2 -Konzentrationen sind auf der linken Achse in Prozent und die HC-Konzentrationen auf der rechten Achse in ppm aufgetragen. In Abb. 79 ist zu erkennen, dass sich alle Spezies im Laufe der Zeit mit der gleichen Schwingung bewegen, da das Gas aus einer einzigen Quelle stammt und gut vermischt ist. Um auf absolute Konzentrationen zu kommen wird eine Zelle (8 cm) benutzt, sodass die Weglänge bekannt ist und Ansprechkurven für die verschiedenen Spezies ermittelt werden können.

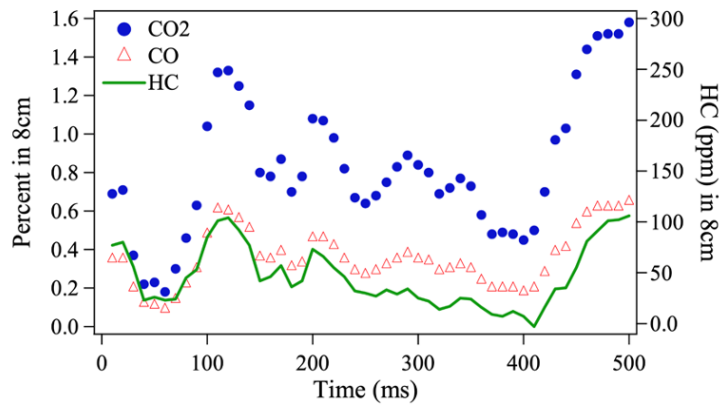


Abb. 79 Die Spannungen aus Abb. 78 wurden anhand der vom Labor ermittelten Ansprechkurven der einzelnen Detektoren in Konzentrationen umgerechnet. CO_2 und CO sind auf der linken y-Achse in Prozent und HC-Emissionen auf der rechten y-Achse in ppm dargestellt [9].

Aus den gemessenen Konzentrationswerten wird das Verhältnis von CO und HC zu CO_2 berechnet (siehe Abb. 80).

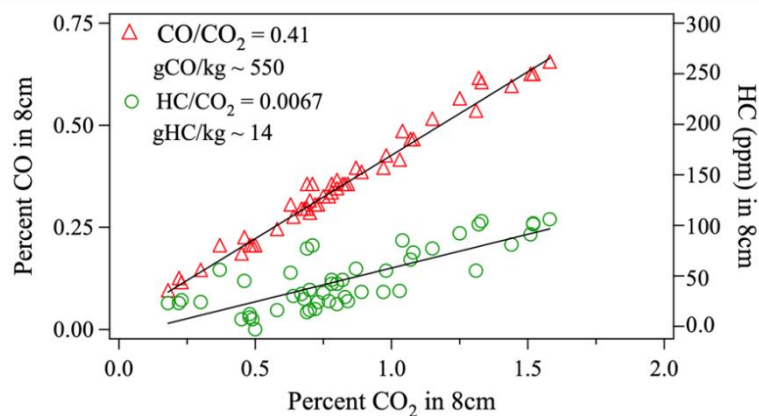


Abb. 80 Korrelationsdiagramme für die CO- und HC-Konzentrationsdaten aus Abb. 79 gegen die CO_2 -Konzentrationen aus derselben Abbildung. Die durchgezogenen Linien sind die besten Anpassungen nach der Methode der kleinsten Quadrate, wobei die Steigung und der ungefähre kraftstoffspezifische Emissionsfaktor in der oberen linken Ecke der Grafik angegeben sind [9].

Das angegebene Beispiel [9] zeigt Messungen eines Fahrzeugs mit hohem Kohlendioxid-ausstoss (550 g CO/kg Kraftstoff) und Kohlenwasserstoffausstoss (14 g HC/kg Kraftstoff). Heutige Strassenflotten haben dagegen einen Ausstoss von etwa 11 g CO/kg Kraftstoff und 1,4 g HC/kg Kraftstoff [9].

Folglich werden bei einer klassischen RES-Messung basierend auf [9] alle gegebenen Informationen wie Datum und Uhrzeit der Messung, die normalisierte Spannung (zur Korrektur der Hintergrundkonzentrationen), 50 Spannungen (alle 10 ms) für den IR-Referenz-, CO-, CO_2 - und HC-Kanal, 50 molare Konzentrationen für CO, CO_2 und HC sowie die 50 Konzentrationen und Unsicherheitsschätzungen für die von den beiden Ultraviolett-Spektrophotometern gemessenen Spezies gespeichert. An dieser Stelle ist zu erwähnen, dass OPUS RSD 5500 inzwischen eine Frequenz von 200 Hz bei einer Messdauer von 0,5 s benutzt und daher 100 Messpunkte pro RES-Messung besitzt. Das EDAR-Messsystem hingegen hat eine Frequenz von 20.000 Hz, wobei unklar ist inwiefern eine Schadstoffkonzentration mittels der spektroskopischen Messung ermittelt wird.

4.2 Vorgehensweise

Die Strömung von Luft um das Fahrzeug bei austretenden Schadstoffen aus dem Abgasrohr ist turbulent, instationär und aufgrund des heissen Abgases durch Spezies- und Wärmetransport gekennzeichnet. Zur Beschreibung einer solchen Strömung werden die dichteabhängigen Navier-Stokes Gleichungen herangezogen, welche jedoch keine analytische Lösung besitzen. Daher wird durch eine Diskretisierung in Zeit und Raum mittels der Finite-Volumen-Methode die Möglichkeit einer numerischen Lösung geschaffen. Aufgrund der Turbulenz ergeben sich jedoch diverse Schwierigkeiten, welche durch verschiedene Lösungsansätze behandelt werden können. Im Folgenden wird auf eben diese verschiedenen Ansätze eingegangen und die Wahl für dieses Projekt begründet.

4.2.1 Direkte Numerische Simulation (DNS)

Das Ziel der DNS ist die numerische Lösung der Navier-Stokes-Gleichungen auf allen Zeit- und Längenskalen. Dies bedeutet, dass alle Längenskalen, von den kleinsten Kolmogorov-Skalen bis zu den größten integralen Längenskalen L , die oft problemabhängig sind, berücksichtigt werden. Daher muss die Gesamtzahl der Knoten, die erforderlich ist, um die grössten Turbulenzskalen zu erfassen, folgende Bedingungen erfüllen [10].

$$N_i \Delta x_i > L,$$

wobei Δx_i die Zellgrösse ist. Die Kolmogorov-Längenskala muss ebenfalls in der kleinsten Zellengrösse enthalten sein, was bedeutet

$$\Delta x_i \leq l_K.$$

Daher skaliert N_i unter Berücksichtigung der Reynoldszahl wie folgt

$$N_i \propto \frac{L}{l_K} \propto Re^{3/4}$$

und somit für den dreidimensionalen Raum

$$N = N_i^3 \propto Re^{9/4}.$$

Unter Berücksichtigung des CFL-Stabilitätskriteriums beträgt die Gesamtzahl der Zeitschritte M , die zur Abdeckung einer bestimmten Zeitspanne erforderlich sind

$$M \propto Re^{3/4}$$

was bedeutet, dass die Gesamtzahl der Operationen N_{op} oder äquivalent dazu die Rechenzeit für eine gegebene 3D-Strömung von der Reynoldszahl abhängt als

$$N_{op} = N \cdot M \propto Re^3.$$

Durch den sehr hohen numerischen Aufwand ist diese Methode eher als ein Forschungswerkzeug für einfache Strömungen mit niedriger Reynoldszahl zu betrachten und für praxisrelevante Simulationen nicht geeignet. Daher wird sie hier nicht weiter diskutiert.

4.2.2 Large Eddy Simulation (LES)

Die Grobstruktur- oder Large Eddy Simulation löst die räumlich gefilterten Navier-Stokes-Gleichungen. Somit werden alle Turbulenzelemente aufgelöst, die grösser sind als die gewählte räumliche Filterweite. Die Vernachlässigung der herausgefilterten kleineren Turbulenzelemente (siehe Abb. 81) muss daher durch ein geeignetes Turbulenzmodell approximiert werden.

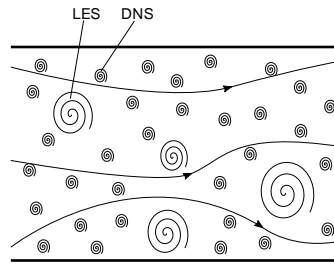


Abb. 81 Schematische Darstellung der Fluidbewegung zum Vergleich von LES mit DNS in Anlehnung an [11].

Der zeitliche Aufwand für eine LES ist geringer als bei einer DNS, jedoch erfordert sie ebenfalls, eine dreidimensionale, zeitabhängige Berechnung.

Bei Strömungen mit hohen Reynoldszahlen und komplizierter Geometrie, bei denen der Einsatz von DNS nicht geeignet ist, stellt die LES insbesondere für Strömungen mit freier Scherung, bei denen der Rechenaufwand der LES nur schwach von der Reynoldszahl ($Re^{0.4}$) abhängig ist [12,13], einen guten Kompromiss dar. Auf einem durchschnittlichen Arbeitsplatzrechner ist eine LES-Simulation jedoch oftmals nicht möglich, aufgrund der benötigten Rechenressourcen insbesondere bei wandbegrenzten Strömungen, bei denen der Rechenaufwand von LES mit $Re^{1.8}$ skaliert, ähnlich wie bei der direkten numerischen Simulation (DNS), die mit $Re^{9/4}$ skaliert.

4.2.3 Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS)

Da DNS und LES für diese Anwendung zu rechenintensiv sind, werden die Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS) Gleichungen verwendet. Auf diese Weise werden die turbulenten Skalen modelliert, jedoch grosse, kohärente Wirbelstrukturen durch eine zeitliche Komponente simuliert. Diese Strukturen sind kohärent, da sie in einer gewissen Regelmässigkeit auftreten. Das heisst, dass durch die Ablösung der Strömung entlang des Fahrzeuges nicht nur sehr viele kleine turbulente Wirbel, sondern auch wiederkehrende grosse Wirbel entstehen (siehe Abb. 82).

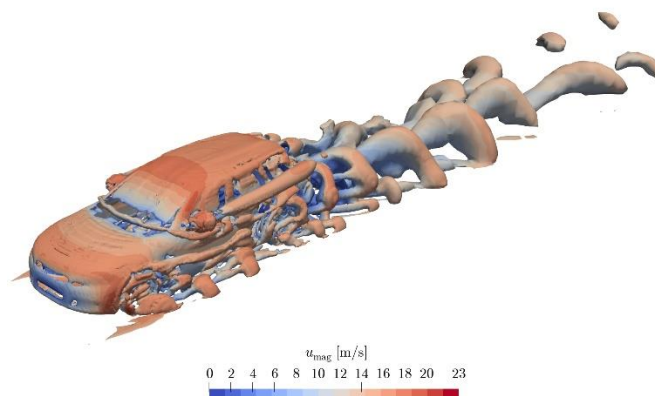


Abb. 82 ISO-Flächen des Q-Kriteriums mit der Geschwindigkeitsgrösse farbkodiert.

Die Strömung wird dennoch nur im Mittel betrachtet, sodass jegliche, turbulente Fluktuationen der Strömung im Turbulenzmodell zusammengefasst sind. In Abb. 82 ist ein Vergleich zwischen den verschiedenen Turbulenzmodellen dargestellt. RANS wäre nur in der Lage, eine statistisch stationäre Strömung zu beschreiben, und ist daher nicht wirbelaflösend. Zudem resultiert RANS bei der Umströmung eines Fahrzeuges in Schwierigkeiten zur Konvergenz gebracht zu werden, da die Strömung sich nicht im statistisch stationären Zustand befindet [14].

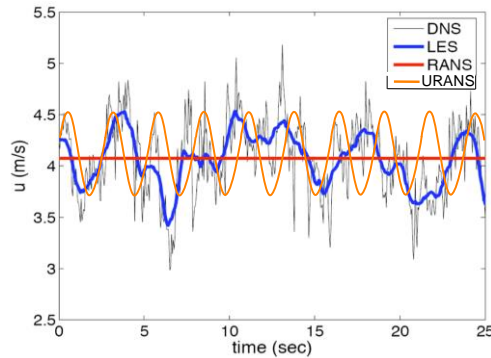


Abb. 83 Vergleich von DNS, LES, URANS und RANS in Bezug auf die zeitliche Beschreibung einer Strömungsvariable (hier Geschwindigkeit) basierend auf [15].

Eine weitere Möglichkeit der Turbulenzmodellierung wären die sogenannten hybriden LES/RANS Modelle. Diese nutzen die Stärken von LES im Bereich der freien Scherung (also im Kernströmungsbereich) und greifen auf (U)RANS-Modelle in Wandnähe zurück, um die Rechenzeit zu senken. Ein Vorteil wäre die genauere Beschreibung der Strömung im Fahrzeugnachlauf wobei die Rechenzeit je nach hybridem Modell noch deutlich höher ist als die von URANS. Im Fokus des AP4 stand die Durchführung einer umfassenden Parameterstudie, teils präsentiert in [16], welche letztlich ca. 150 Simulationen umfasste. Die durchschnittliche totale CPU-Zeit pro Simulation betrug dabei ca. 240 CPU-Stunden, welche bspw. 20 Stunden auf 12 CPU's entsprechen. Daher wurde auf den Einsatz von hybriden LES/RANS Modellen verzichtet, wobei diese momentan ein grosses Forschungsthema darstellen.

Ensemble Mittelung

Für vollständig instationäre Phänomene bietet die Ensemble-Mittelung eine Möglichkeit für die Mittelung einer instationären Strömungsvariable durch Mittelung über n Experimente mit nominell identischen Rand- und Anfangsbedingungen. Sie ist definiert als

$$\bar{f}^n(x_i, t) = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n f^{(j)}(x_i, t).$$

wobei der über das Ensemble gemittelte Wert von f

$$\bar{f}(x_i, t) = \lim_{n \rightarrow \infty} \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n f^{(j)}(x_i, t)$$

ist. Um die URANS-Gleichungen zu erhalten, werden die momentanen Eigenschaften in eine mittlere Komponente und eine fluktuierende Komponente aufgeteilt

$$f = \tilde{f} + f''.$$

Auch wenn die Mach-Zahl kleiner als 0,3 ist und das Fluid als inkompressibel betrachtet werden kann, werden die kompressiblen Navier-Stokes-Gleichungen verwendet, da die Dichte variiert. Daher wird der dichtegewichtete Favre-Durchschnitt

$$\tilde{f} = \frac{\overline{\rho f}}{\bar{\rho}}$$

benutzt. Da die Favre-Mittelung zwar Dichtefluktuationen aus den gemittelten Gleichungen eliminiert, aber nicht die Wirkung, die Dichtefluktuationen auf die Turbulenz haben, wird sie als mathematische Vereinfachung definiert, aber nicht als physikalische. Dieser Ansatz führt zu einem Schliessungsproblem, was bedeutet, dass mehrere Variablen nicht bekannt

sind und die Gleichungen «geschlossen» werden müssen, um sie zu lösen. Dadurch wird die Wirbelviskositätshypothese (Boussinesq-Hypothese) für Impuls

$$\overline{\rho u_i'' u_j''} = \underbrace{\mu_t \left(\frac{\partial \tilde{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \tilde{u}_j}{\partial x_i} - \frac{2}{3} \frac{\partial \tilde{u}_k}{\partial x_k} \delta_{ij} \right)}_{\text{anisotrop}} - \underbrace{\frac{2}{3} \bar{\rho} k \delta_{ij}}_{\text{isotrop}}$$

Spezies

$$\overline{\rho u_i'' Y_k''} = \frac{\mu_t}{\bar{\rho} \cdot Sc_t} \frac{\partial \tilde{Y}_k}{\partial x_i}$$

und Enthalpie

$$\overline{\rho u_i'' h''} = \frac{\mu_t}{\bar{\rho} \cdot Pr} \frac{\partial \tilde{h}}{\partial x_i}$$

implementiert, um die Anzahl der Unbekannten auf eine (μ_t) zu reduzieren [17]. Die Wirbelviskosität μ_t ist keine Fluideigenschaft, sondern eine Strömungsgrösse, die modelliert werden muss. Es gibt eine grosse Anzahl von Modellen zur Berechnung der Wirbelviskosität, die sich nach der Anzahl der zusätzlich zu lösenden Transportgleichungen einteilen lassen. In diesem Projekt wird das Zwei-Gleichungsmodell $k - \omega$ SST verwendet. Die Aufnahme all dieser Annahmen führt zu den URANS Gleichungen, wobei die Erhaltung der Masse durch

$$\frac{\partial \bar{\rho}}{\partial t} + \frac{\partial (\bar{\rho} \tilde{u}_i)}{\partial x_i} = 0$$

repräsentiert wird. Zudem kann die Gleichung für die Impulserhaltung im Fall von URANS als

$$\frac{\partial (\bar{\rho} \tilde{u}_i)}{\partial t} + \frac{\partial (\bar{\rho} \tilde{u}_i \tilde{u}_j)}{\partial x_j} = - \frac{\partial \left(\bar{p} + \frac{2}{3} \bar{\rho} k \right)}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\mu_{\text{eff}} \left(\frac{\partial \tilde{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \tilde{u}_j}{\partial x_i} - \frac{2}{3} \frac{\partial \tilde{u}_k}{\partial x_k} \delta_{ij} \right) \right]$$

geschrieben werden, sodass zusammen mit der Gleichung für Energie

$$\frac{\partial}{\partial t} \left[\bar{\rho} \left(\tilde{e} + \frac{1}{2} \tilde{u}_i \tilde{u}_i + k \right) \right] + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\bar{\rho} \tilde{u}_j \left(\tilde{h} + \frac{1}{2} \tilde{u}_i \tilde{u}_i + k \right) \right] = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\alpha_{\text{eff}} \frac{\partial \tilde{h}}{\partial x_j} \right)$$

und Spezies

$$\frac{\partial (\bar{\rho} \tilde{Y}_k)}{\partial t} + \frac{\partial (\bar{\rho} \tilde{u}_i \tilde{Y}_k)}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\bar{\rho} D_{\text{eff}} \frac{\partial \tilde{Y}_k}{\partial x_i} \right)$$

das komplette Gleichungssystem aufgestellt ist. Die effektiven Variablen in obigen Gleichungen sind

$$\begin{aligned} \mu_{\text{eff}} &= \mu + \mu_t, \\ D_{\text{eff}} &= \frac{\mu}{\bar{\rho} \cdot Sc} + \frac{\mu_t}{\bar{\rho} \cdot Sc_t}, \text{ und} \\ \alpha_{\text{eff}} &= \frac{\mu}{\bar{\rho} \cdot Pr} + \frac{\mu_t}{\bar{\rho} \cdot Pr_t} \end{aligned}$$

wobei die Schmidt-Zahlen $Sc = 1$ und $Sc_t = 0,7$ und die Prandtl-Zahlen $Pr = Pr_t = 0,9$ sind. Aufgrund der starken Turbulenz, welche durch μ_t, D_t und α_t beschrieben wird, sind eben

diese Parameter im Verhältnis zu den molekularen Gegenstücken sehr gross. Daher ist der Einfluss von leicht unterschiedlichen molekularen Diffusionskoeffizienten für die verschiedenen Abgase, wie CO₂ und NO vernachlässigbar. Folglich werden alle Spezies bis auf O₂ und N₂ als Abgas zusammengefasst.

4.2.4 Rechengebiet und Randbedingungen

Zur Simulation der Fahrzeugumströmung sowie insbesondere der Schadstoffausbreitung im Fahrzeugnachlauf wurde das in Abb. 84 dargestellte Rechengebiet erstellt. Damit die numerische Simulation möglichst unabhängig von den Rändern bzw. den Randbedingungen ist, wurde eine Grösse von (26 x 6 x 6) m gewählt. Wird das Rechengebiet in Transversal- bzw. Longitudinalrichtung zu klein konstruiert, machen sich schnell Ein- und Ausflussbedingungen (Einlass und Auslass) sowie Bedingungen zur Beschreibung der atmosphärischen Umgebung für die Seiten (Links, Rechts und Oben) bemerkbar und das Strömungsfeld wäre physikalisch inkorrekt beschrieben.

Als Fahrzeug wurde das speziell für CFD-Anwendungen entwickelte Modell DrivAer gewählt, da es sehr detailliert modelliert wurde und somit nah an einem echten Fahrzeug ist. Ausserdem ist die Form des Fahrzeuges sehr typisch für ein durchschnittliches Fahrzeug auf Schweizer Strassen. Der modulare Aufbau bietet zudem die Möglichkeit, verschiedene Heckgeometrien zu simulieren.

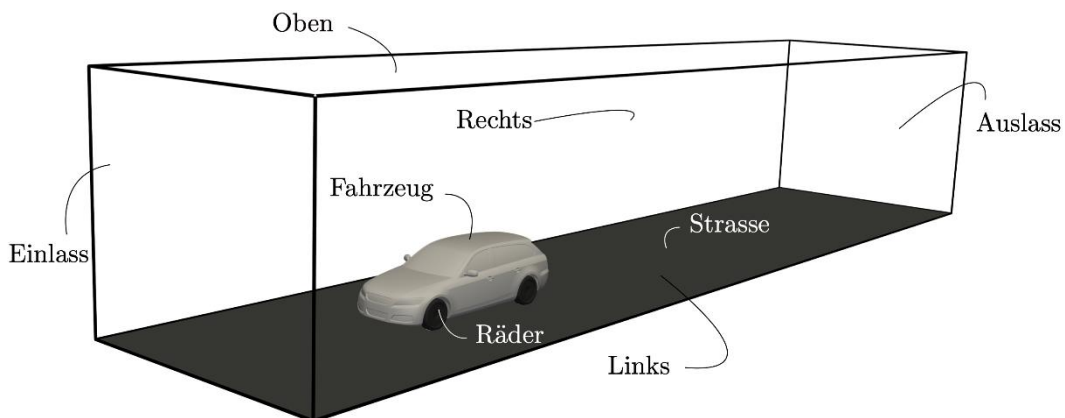


Abb. 84 Rechengebiet zur Simulation der Fahrzeugumströmung mit den entsprechenden Rändern.

Folglich wurden die in Tab. 21 aufgelisteten Bedingungen für die äusseren Ränder verwendet.

Tab. 21 Randbedingungen der Strömungs- und Turbulenzgrössen für die äusseren Ränder des Rechengebietes.

Variable	Einlass	Auslass	Links	Rechts	Strasse	Oben
u_i	Dirichlet (50 0 0) km/h	Neumann	Slip	Slip	Dirichlet (50 0 0) km/h	Slip
p	Neumann	Dirichlet 1,013 bar	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann
k, ω	Dirichlet	Dirichlet	Wandfunktion	Wandfunktion	Wandfunktion	Wandfunktion
T	Dirichlet 300 K	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann
Y_{O_2}	Dirichlet 0.23	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann
Y_{N_2}	Dirichlet 0.77	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann
Y_p	Dirichlet 0.0	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann

Die Rotationsgeschwindigkeit der Räder wurde entsprechend dem Reifenradius und der Fahrgeschwindigkeit gewählt, wie in Abb. 85 dargestellt.



Abb. 85 Fahrzeugmodell DrivAer mit Rotation der Räder.

Gleichermassen sind die Randbedingungen für das Fahrzeug, die Räder und das Abgasendrohr in Tab. 22 zusammengefasst.

Tab. 22 Randbedingungen der Strömungs- und Turbulenzgrössen für das Fahrzeug, die Räder und das Abgasendrohr.

Variable	Fahrzeug	Räder	Endrohr
u_i	Dirichlet (0 0 0) km/h	Rotierend (0 -31,387 0) 1/s	Dirichlet (18 0 0) km/h
p	Neumann	Neumann	Neumann
k, ω	Wandfunktion	Wandfunktion	Dirichlet
T	Neumann	Neumann	Dirichlet 450 K
Y_{O_2}	Neumann	Neumann	Dirichlet 0.000506
Y_{N_2}	Neumann	Neumann	Dirichlet 0.6916
Y_p	Neumann	Neumann	Dirichlet 0.3079

Dabei sind alle Massenanteile der Spezies im Abgas bis auf Sauerstoff und Stickstoff unter Y_p zusammengefasst. Die jeweiligen Anteile sind in folgender Tabelle aufgeschlüsselt.

Tab. 23 Massenanteile aller unter Abgas zusammengefasster Spezies.

Spezies	Massenanteile
CO ₂	22,73 %
CO	105,81 ppm
NO	0,038 ppm
NO ₂	0,00648 ppm
H ₂ O	8,04 %
THC	18,47 ppm

Diese Werte entstammen einer Rollenprüfstandsmessung bei 50 km/h eines häufig verkauften Benzin-Fahrzeuges der Kompaktklasse.

4.2.5 Abgasendrohr

Je nach Fahrzeugmodell befindet sich das Abgasendrohr an einer anderen Stelle. In der Schweiz häufig sind sechs Hauptabgasendrohrvarianten. Sie unterscheiden sich voneinander durch ihre Lage und Ausrichtung. In dieser Studie sind drei mögliche Standorte definiert: Links, in der Mitte oder zwei Abgasendrohre, wobei sich eines links und das andere rechts befindet. Für jede Position wird ein horizontal ausgerichtetes Rohr und ein nach unten ausgerichtetes Rohr definiert, wobei das nach unten ausgerichtete Rohr unterhalb des Fahrzeuges angeordnet ist. Zur Vereinfachung werden die Abgasendrohre als Quadrate simuliert, wie in Abb. 86 dargestellt. Die Lage des Mittelpunkts des Abgasrohrs wurde auf der Grundlage der durchschnittlichen Flotte in der Schweiz festgelegt.

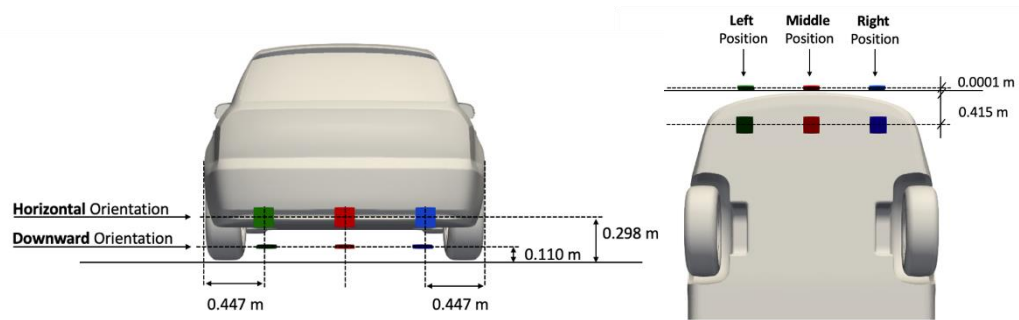


Abb. 86 Abgasrohrposition aus Sicht von hinten (links) und von unten (rechts).

4.2.6 Rechengitter

Bei der Erstellung des Rechengitters wurde insbesondere auf eine Balance zwischen notwendiger Rechenzeit und Genauigkeit im Sinne einer ausreichend hohen Auflösung geachtet. Für die Untersuchung mehrerer Einflussparameter wurden mehr als 100 Simulationen durchgeführt, sodass die Rechenzeit pro Simulation beschränkt werden musste. Nach mehreren Iterationen der Gittererstellung ist das in Abb. 87 dargestellte Netz entstanden und ausgewählt worden.

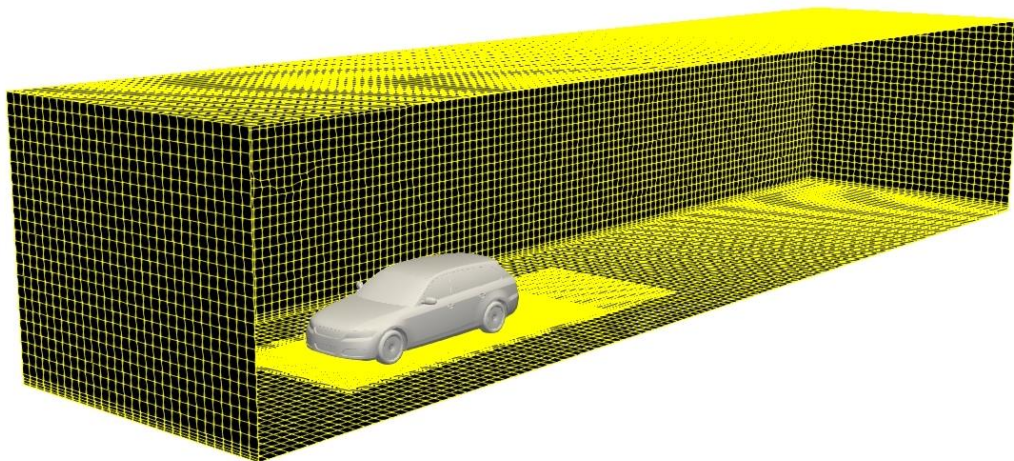


Abb. 87 Rechengitter zur Simulation der Fahrzeugumströmung und Schadstoff-Verteilung.

Zwei weitere Aspekte standen im besonderen Fokus bei der Netzgenerierung. Zum einen der dimensionslose Wandabstand, welcher zwischen

$$30 < y^+ < 300$$

liegen sollte. Diese Anforderung gewährleistet den Einsatz von Wandfunktionen zur Berechnung der turbulenten kinetischen Energie sowie der turbulenten Dissipationsrate. Die andere Möglichkeit wäre die Grenzschicht bishin zur viskosen Unterschicht aufzulösen ($y^+ < 1$) und auf Wandfunktionen zu verzichten. Dadurch entstehen jedoch eine Vielzahl an Gitterzellen, die die Rechenzeit enorm erhöhen, wiederum die Genauigkeit der Schadstoffdispersion nicht substantiell verbessern. Daher wurde auf die Wandfunktionen zurückgegriffen und somit Rechenzeit eingespart. Um dennoch eine ausreichend hohe Auflösung der Strömung in Wandnähe zu gewährleisten, wurden Prismenschichten um das Fahrzeug und auf der Strasse, wie in Abb. 88 und 89 ersichtlich, hinzugefügt.

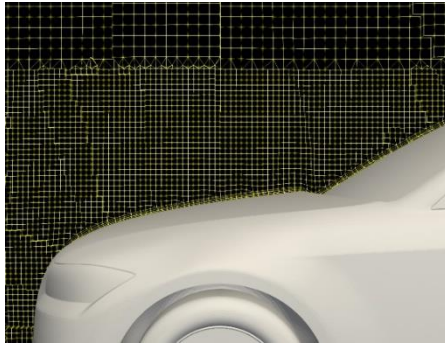


Abb. 88 Verfeinerung des Rechengitters in Fahrzeugnähe.

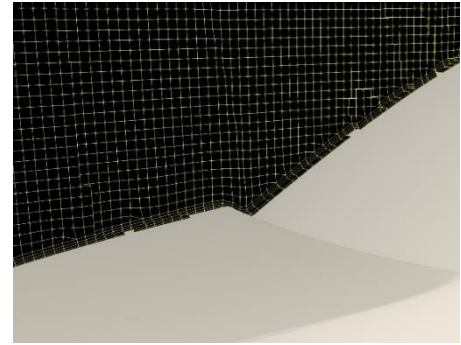


Abb. 89 Prismenschicht um das Fahrzeug.

Für die Beschreibung der Dispersion und der allgemeinen Ausbreitung der Schadstoffe wurde zum anderen eine genauere Auflösung im Fahrzeugnachlauf gewählt. Speziell im nahen Fahrzeugnachlauf (Abb. 90) ist die Auflösung deutlich erhöht worden um sich mit zunehmendem Abstand vom Fahrzeug graduell zu verringern.

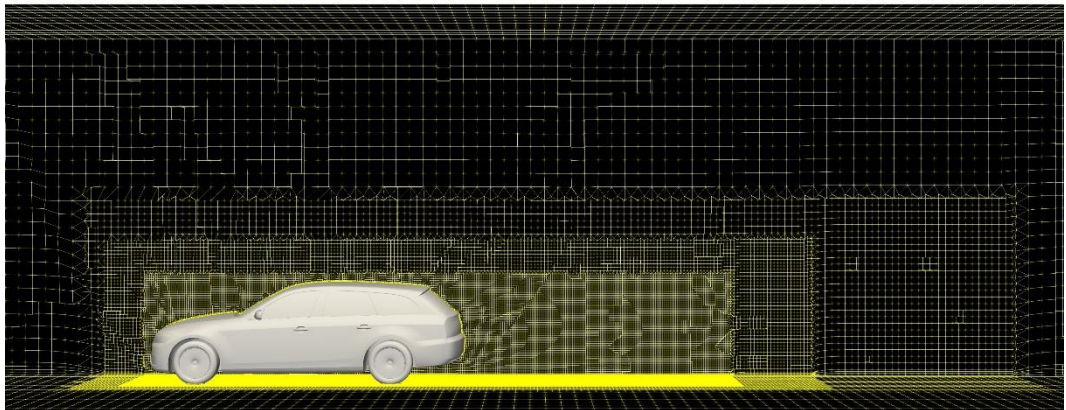


Abb. 90 Verfeinerung des Rechengitters im Fahrzeugnachlauf sowie in allgemeiner Fahrzeugnähe.

Das bisher beschriebene Rechengitter dient als Grundlage für die meisten Simulationen, jedoch wurden ebenso Veränderungen für die Simulation von Seitenwind vorgenommen. Aufgrund der erhöhten Geschwindigkeit durch die zusätzliche Windgeschwindigkeit unter dem Einfluss von verschiedenen Windeinfallswinkeln wurde das Gitter extra verfeinert und das Rechenggebiet vergrössert. In Tab. 24 sind die Netzkriterien des Standard- und Windrechengitters aufgelistet.

Tab. 24 Rechengittereigenschaften und Qualitätskriterien.

Rechengitter	# Zellen	Max. Schiefe	Max. Seitenverhältnis	Max. Nicht-Orthogonalität	Mittlere Nicht-Orthogonalität
Standard	1.232.617	2,52	18,42	64,68	5,52
Wind	2.896.884	5,58	14,56	64,81	4,49

Die maximale Nicht-Orthogonalität oder Zellschiefe mag zuerst relativ hoch erscheinen, jedoch betrifft dieser Wert nur ganz wenige Zellen. Die meisten Zellen haben eine sehr hohe Orthogonalität zueinander und sind wenig verzerrt. Die wenigen Zellen, bei denen es zu schlechterer Qualität kommt, sind in Fahrzeugnähe, da das Vernetzen der komplexen Geometrie eben diese Zellen zwingt, sich an die abrupt ändernde Kontur des Fahrzeuges anzupassen.

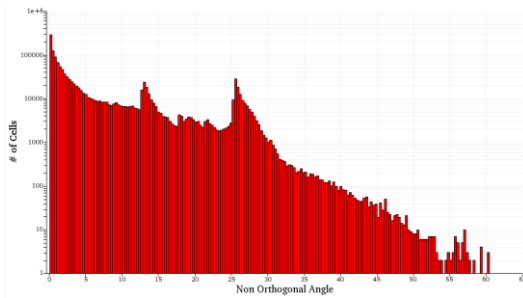


Abb. 91 Histogramm der Nicht-Orthogonalität.

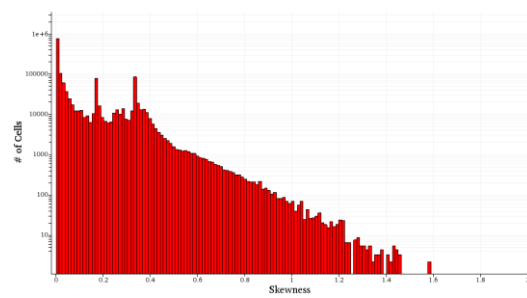


Abb. 92 Histogramm der Zellschiefe.

4.3 Ergebnisse

Für die Simulation der in Abschnitt 4.2 beschriebenen Strömung wurde der entsprechende Löser in der Software OpenFOAM implementiert und getestet. Beispielhaft sind nachfolgend typische Resultate einer solchen Strömungssimulation illustriert. Für die Geschwindigkeit ergibt sich eine in Abb. 93 dargestellte Kontur.

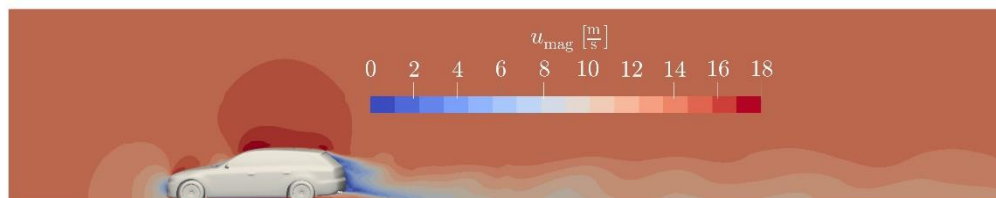


Abb. 93 Geschwindigkeiten im Strömungsfeld bei einer konstanten Fahrgeschwindigkeit von 50 km/h.

Es lassen sich deutlich die klassischen Aspekte einer Fahrzeugumströmung erkennen, wie z.B. der Staupunkt vor dem Fahrzeug, bei dem die Strömung abgebremst wird. Des Weiteren die Beschleunigung entlang der Ober- und Unterseite des Fahrzeugs mit anschließender Ablösung, wodurch das Totwassergebiet im Fahrzeugnachlauf entsteht.

Der Stofftransport und insbesondere die vorherrschende Dispersion ist deutlich in Abb. 94 erkennbar.

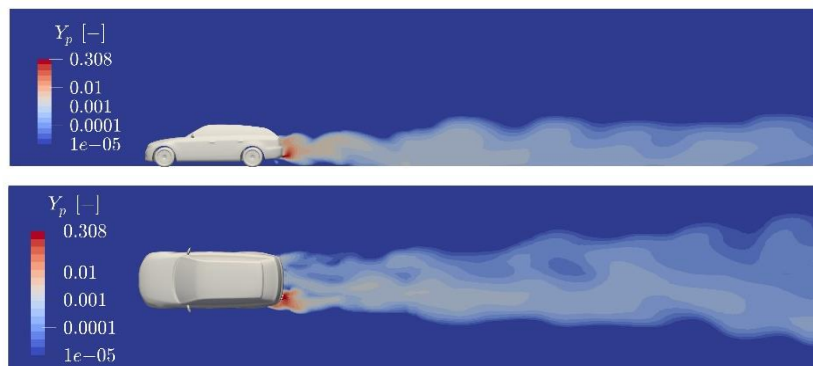


Abb. 94 Abgaswolke bei $y = -0,6$ m (oben) und $z = 0,3$ m (unten) für ein Fahrzeug mit dem Abgasrohr auf der linken Seite, horizontal ausgerichtet, Fahrgeschwindigkeit 50 km/h.

Generell ist deutlich, dass die Abgaswolke sehr schnell verdünnt und sich in alle Richtungen ausbreitet.

Für die folgende Analyse der Abgaswolkenausbreitung im Fahrzeugnachlauf wird ein Volumen von Interesse mit einem entsprechenden Koordinatensystem am Heck des Fahrzeugs definiert, siehe Abb. 95

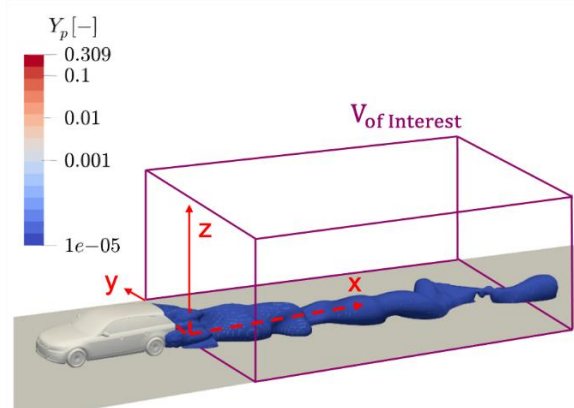


Abb. 95 Veranschaulichung der Position des Koordinatensystems. Die Darstellung zeigt die farbkodierte Schadstoffkonzentration in jeder Gitterzelle.

In Abb. 95 ist der Massenanteil des Schadstoffs Y_p in jeder Gitterzelle farbkodiert dargestellt. Es sind nur Gitterzellen sichtbar, die mehr als den minimalen Schwellenwert von 10^{-5} Schadstoffmassenanteilen enthalten. Um den Ort im Fahrzeugnachlauf zu finden, an dem sich die Schadstoffkonzentrationsspitze (Pollutant Concentration Peak, PCP) befindet, werden die Schadstoffe in der Ebene senkrecht zur interessierenden Richtung aufsummiert, siehe Abb. 96. Um keine Informationen zu verlieren, werden diese Ebenen als sehr dünne, nebeneinanderliegende Volumina definiert. Dieses Volumen ist durch alle Zellen, die mit der entsprechenden Ebene im Nachlauf zusammenfallen, gegeben.

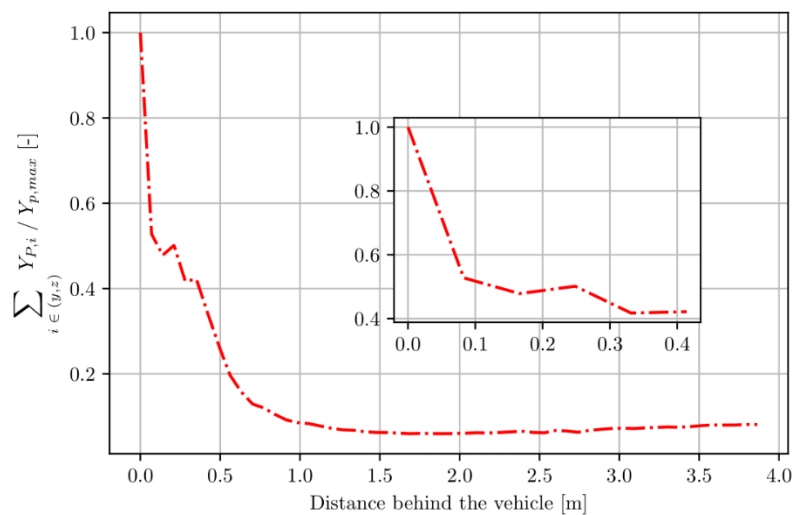


Abb. 96 Summierung der Schadstoffe in den Ebenen, die senkrecht zur Strömungsrichtung stehen. Beispielfall: Fahrzeug, das mit einer Geschwindigkeit von 50 km/h fährt und einem horizontalen Abgasendrohr (zweiflutig) auf der linken Seite, wo das Abgas mit 18 km/h ausströmt.

In Abb. 96 ist die Verteilung der Abgaswolke hinter dem Fahrzeug in x-Richtung dargestellt. Hierbei steht

$$\sum_{i \in (y,z)} Y_{P,i} / Y_{P,max}$$

für den normierten Massenanteil der untersuchten Spezies aufsummiert über jede Zell-Koordinate, welche auf der Ebene liegt. Der Index i gibt dabei in den folgenden Grafiken, die jeweilige Ebene oder Linie an.

Es ist zu erkennen, dass sich der grösste Teil der Schadstoffe in der Nähe des Fahrzeughecks befindet. In diesem Beispiel ist die Schadstoffkonzentration um ungefähr 90 % nach 1 m gefallen. Das Vakuum, das dazu führt, dass die Schadstoffe in der Nähe des Fahrzeugs verbleiben, wird durch den Tiefdruckbereich um das Fahrzeug herum verursacht. Die dadurch entstehende Rezirkulation findet in einem sehr kurzen Bereich in der Nähe des Fahrzeugs statt. Die Form des Bereichs, in dem die niedrige Geschwindigkeit in x-Richtung gemessen wird, nimmt ab und ändert ihre Form innerhalb der ersten 0,5 m drastisch.

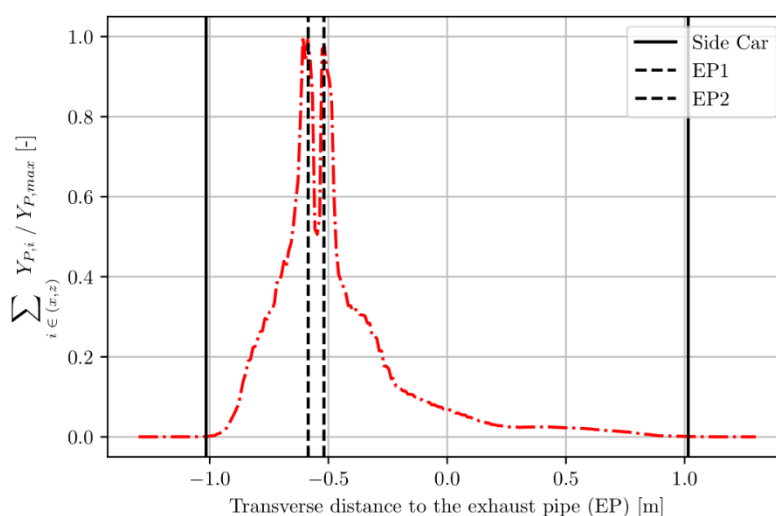


Abb. 97 Summierung der Schadstoffe in den Ebenen, die in Strömungsrichtung stehen. Beispielfall: Fahrzeug, das mit einer Geschwindigkeit von 50 km/h fährt und einem horizontalen Abgasendrohr (zweiflutig) auf der linken Seite, wo das Abgas mit 18 km/h ausströmt.

In Abb. 97 ist die Schadstoffkonzentration über die Breite der Strasse dargestellt. In diesem Beispiel liegt die Spitze der Schadstoffkonzentration sehr nahe an dem Abgasendrohr, was zu einem Parameter der Studie führte (siehe Abschnitt 4.3.4). Zweitens verbleibt der grösste Teil der Schadstoffe innerhalb der Fahrzeugbreite, was darauf hindeutet, dass die Abgaswolke durch die Wirbel beeinflusst wird.

4.3.1 RES Messungen im Nachlauf

In Abb. 98 sind die beiden RES-Technologien für den gleichen Fall miteinander verglichen. Diese Grafik zeigt wiederum, was die beiden Messinstrumente optimalerweise messen sollten. Dabei ist zu erkennen, dass EDAR immer einen höheren Anteil vom ursprünglichen Abgas erkennt. Dies ergibt Sinn, da die Spektroskopie auf Basis einer Ebene im Fahrzeugnachlauf geschieht. Da OPUS RSD 5500 in diesem Fall auf der genauen Höhe des Abgasendrohrs misst, ist die Adsorption direkt nach dem Abgasendrohr hoch, nimmt dann aber deutlich schneller ab. Das liegt daran, dass die Abgaswolke über und unter dem Lichtstrahl von OPUS RSD 5500 wandert und so nur ein Bruchteil wahrgenommen wird. Abb. 99 verdeutlicht, wie die Abgaswolke immer wieder in den Lichtstrahl von OPUS RSD 5500 rein- und rauswandert, da das Verhältnis nie konstant ist.

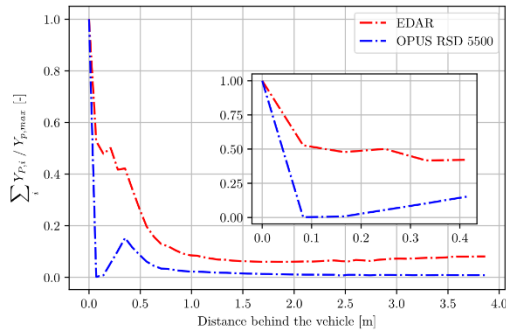


Abb. 98 Vergleich zwischen EDAR und OPUS RSD 5500. OPUS RSD 5500 misst auf der Höhe des Abgasdrohrs.

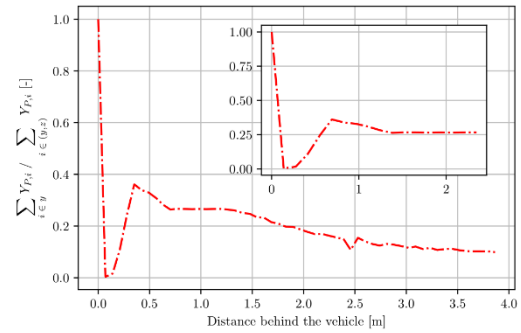


Abb. 99 Verhältnis von OPUS RSD 5500 zu EDAR. OPUS RSD 5500 misst auf der Höhe des Abgasdrohrs.

Daraus lässt sich schliessen, dass theoretisch gesehen, EDAR deutlich im Vorteil bei der Erkennung vom Abgas im Fahrzeugnachlauf ist. Da absoluten Sensitivitäten für keine der beiden Technologien bekannt sind, ist es schwierig zu sagen, ab wann die Absorption einer entsprechenden Spezies zu klein ist um eine gültige Messung zu erzeugen. Wahrscheinlich ist jedoch, dass einzelne Messpunkte einer gesamten OPUS RSD 5500 Messung kaum etwas aufnehmen und es daher öfter zu ungültigen Messungen kommen kann, da kein Konzentrationsverhältnis nach dem Prinzip aus Abschnitt 4.1.2 berechnet werden kann.

4.3.2 Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit

Nachdem im vorherigen Abschnitt festgestellt wurde, dass der Kern der Abgaswolke in der Nähe des Fahrzeughecks verbleibt, wird die Form der Abgaswolke weiter analysiert, um aufzuzeigen, wie das Streuverhalten der Abgaswolke durch die gegebenen Umstände beeinflusst wird. In Abb. 100 ist die Abgaswolke für ein mit 50 km/h fahrendes Fahrzeug dargestellt. Es zeigt sich, dass die Gitterzellen, die den grössten Teil der Abgaswolke einschliessen, in der Nähe des Fahrzeugs liegen. Daher wird daneben eine Kernabgaswolke mit ihrem Streuverhalten definiert.

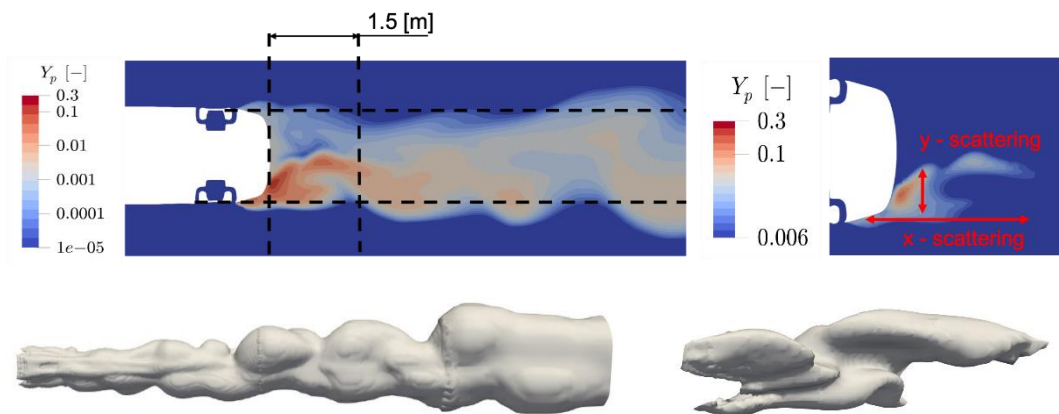


Abb. 100 Abgaswolke bei $z = 0,39$ m für ein Fahrzeug mit dem Abgasendrohr auf der linken Seite, horizontal ausgerichtet, Fahrgeschwindigkeit 50 km/h.

Aus Abb. 101 lassen sich folgende Schlüsse ziehen: Erstens, dass bei steigenden Fahrgeschwindigkeiten des Fahrzeugs die Kernabgaswolke in alle Richtungen kleiner wird. Zweitens, dass horizontal gerichtete Endrohre eine kürzere Kernabgaswolke aufweisen als die entsprechenden, abwärtsgerichteten Endrohre. Drittens ist die Kernabgaswolke bei allen horizontalen Endrohren kleiner als die jeweiligen bei abwärts gerichteten Rohren. Befindet sich das Abgasendrohr in der Mitte, sind die Abgaswolken am wenigsten kompakt

und die abwärts gerichteten am kompaktesten in y-Richtung. Viertens: Die Ausbreitung in z-Richtung ist gering.

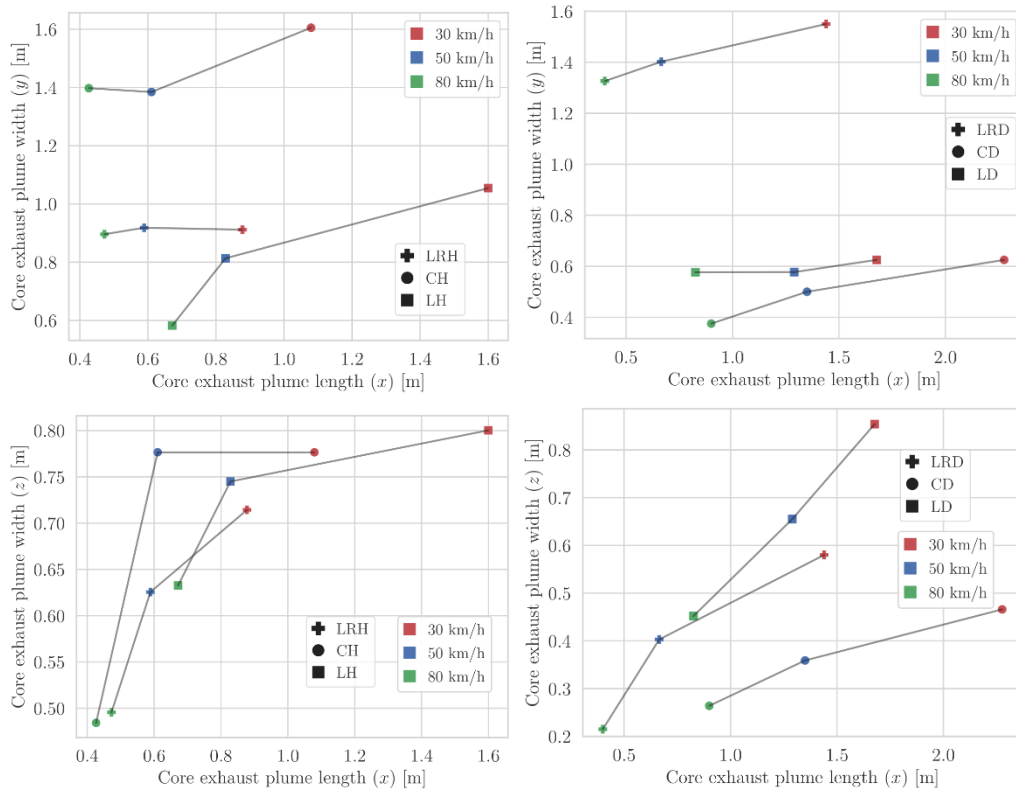


Abb. 101 Streuverhalten der zeitlich gemittelten Kernabgaswolke, definiert als Schadstoffwolke, die nur Zellen mit mehr als 0,003 Massenanteilen an Schadstoffen enthält.

4.3.3 Einfluss der Änderung der Fahrzeuggeschwindigkeit

Um den Einfluss der Beschleunigung zu analysieren, wird zwischen drei Beschleunigungen unterschieden: (3 km/h)/s, (6 km/h)/s und (-3 km/h)/s. In Abb. 102 sind die Spitzenwerte der Schadstoffkonzentration für ein Fahrzeug, das aus 50 km/h mit (3 km/h)/s beschleunigt, für jede Sekunde aufgetragen. Das Beispielfahrzeug hat ein nach unten gerichtetes Abgasrohr auf der linken Seite. Die Zahl eins im Diagramm zeigt die PCP vor der Beschleunigung und die Zahl zwölf nach der Beschleunigung. Es wird deutlich, dass sich der PCP über die Beschleunigungszeit weiter unter das Fahrzeug verschiebt. In y- und z-Richtung ist die Veränderung der PCP-Position vor und nach der Beschleunigung nicht signifikant.

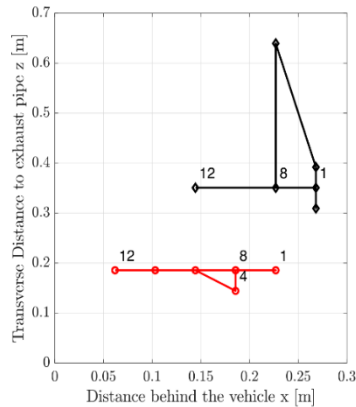


Abb. 102 Beschleunigung/ Bremsen eines Fahrzeugs von 50 km/h mit (3 km/h)/s für 12 Sekunden auf eine finale Geschwindigkeit von 86 km/h.

4.3.4 Einfluss der Endrohrposition

Um die Auswirkungen verschiedener Abgasendrohrpositionen miteinander vergleichen zu können, wird in den Abbildungen dieses Kapitels eine formkodierte Beschreibung zur Definition der Rohrposition verwendet (siehe Abb. 103). Die Lage des Rohrs wird durch die Form und die Ausrichtung durch die Füllung der Symbole bestimmt. Die Quadrate auf der rechten Seite des Fahrzeugs zeigen eine Rohrkonstruktion mit einer Kombination aus zwei Abgasendrohren an.

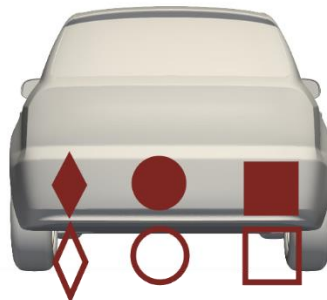


Abb. 103 Definition der Formen, die in diesem Bericht verwendet werden, um die Lage der Abgasendrohre der Fahrzeuge zu bestimmen.

In Abb. 104 ist der Ort der Schadstoffkonzentrationspitze (PCP) in x- und z-Richtung für jede Rohrkonstruktion dargestellt, wenn das Fahrzeug mit 50 km/h fährt. Daraus geht hervor, dass die Konzentrationsspitze bei einem horizontal ausgerichteten Abgasendrohr an einer höheren Position liegt. Bei allen Rohrkonstruktionen befindet sich der PCP direkt am Heck des Fahrzeugs, mit Ausnahme des nach unten gerichteten Abgasendrohrs, das in der Mitte liegt. Dies könnte auf die höhere Geschwindigkeit in x-Richtung im unteren mittleren Bereich hinter dem Fahrzeug zurückzuführen sein. Diese schnelle Strömung transportiert Schadstoffe weiter stromabwärts, zumindest für die Auswertung zu diesem Zeitpunkt.

Abb. 105 zeigt, dass der PCP in y-Richtung stark mit der Position des Abgasendrohrs korreliert. Bei quadratischen Abgasendrohren, bei denen das Fahrzeug über ein linkes und ein rechtes Abgasendrohr verfügt, ist die aus den Abgasendrohren austretende Schadstoffmenge an beiden Stellen gleich und daher zu einem Symbol zusammengefasst. Das Quadrat als PCP in y-Richtung könnte daher genauso gut doppelt aufgeführt werden (links und rechts), ist aber einfachheitshalber hier nur einmal markiert.

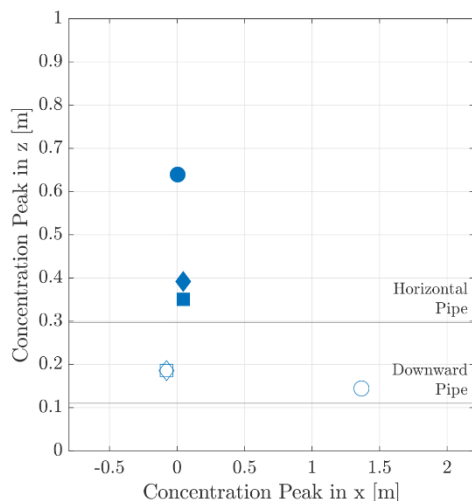


Abb. 104 Spitzenwert der Schadstoffkonzentration in x- und z-Richtung am Beispiel eines Fahrzeugs, das mit 50 km/h fährt.

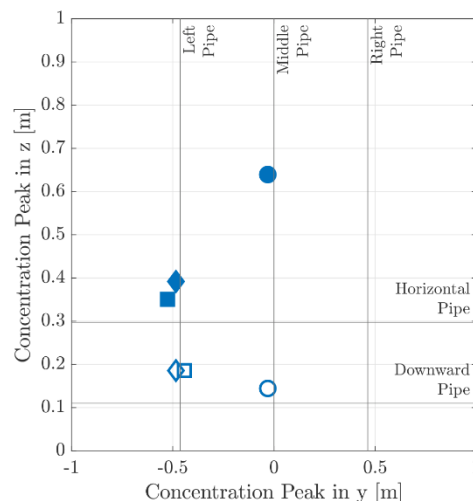


Abb. 105 Spitzenwert der Schadstoffkonzentration in y- und z-Richtung am Beispiel eines Fahrzeugs, das mit 50 km/h fährt.

4.3.5 Einfluss vom Seitenwind

Basierend auf den Windmessungen in der Schweiz liegt die durchschnittliche Windgeschwindigkeit bei 8,14 km/h [18]. Beschreibt man diese (8 km/h) mit der Beaufort-Windskala, so entspricht das einer leichten Brise mit einer Beaufort-Zahl von zwei. Um auch zu sehen, was bei höheren möglichen Windgeschwindigkeiten passiert, werden die Simulationen auch für 26 km/h Windgeschwindigkeit durchgeführt, was einer mässigen Brise mit einer Beaufort-Zahl von vier entspricht.

Zusätzlich wird zwischen drei verschiedenen Winkeln unterschieden: 30°, 60° und 90°. Um den Extremfall zu analysieren, bei dem das Abgasrohr horizontal auf der linken Seite positioniert ist, werden Simulationen mit rechten Winden mit dieser speziellen Konfiguration hinzugefügt.

Der Wind hat einen Einfluss auf die allgemeine Strömungsrichtung der Abgaswolke, wie in Abb. 106 dargestellt. Je stärker die Windgeschwindigkeit, desto ausgeprägter ist die Wirkung der Wirbelablösung. Wirbelablösung ist ein Phänomen, bei dem die Wirbel abwechselnd von einer Seite zur anderen abgeworfen werden, was zu der wellenförmigen Abgaswolke führt. Im Allgemeinen werden sie durch wechselnde Tiefdruckgebiete verursacht, die eine schwankende Kraft erzeugen, welche quer zur Windrichtung wirkt.

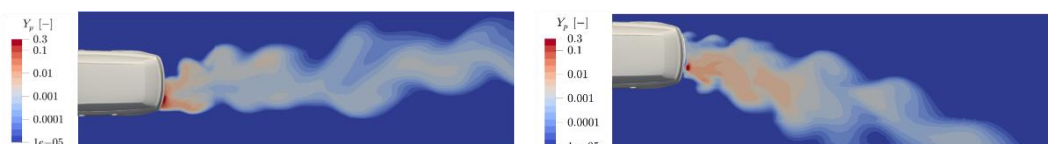


Abb. 106 Die Windrichtung beeinflusst die allgemeine Ausbreitung der Abgaswolke. Links: Wind von links kommend unter 60° Einfallswinkel und 26km/h. Rechts: Wind von rechts kommend unter 60° Einfallswinkel und 26km/h.

Endrohrposition

Hinsichtlich der Auswirkung des Windes auf die Spitzenwerte der Schadstoffkonzentration wird kein signifikantes und auch kein konstantes Verhalten festgestellt. In Abb. 107 und

108 sind die Spitzenwerte der Schadstoffkonzentration für ein Fahrzeug mit einer Geschwindigkeit von 50 km/h und einem mittig angeordneten Abgasrohr dargestellt. Die Formen stehen für die Windrichtung und die Farben für die verschiedenen Windgeschwindigkeiten. Was den Einfluss der Windgeschwindigkeit betrifft, so zeigt Abb. 106 kein nachvollziehbares Verhalten. Es wird erwartet, dass bei stärkeren Windgeschwindigkeiten von links der Wind die Konzentrationsspitze weiter nach rechts bläst. In dieser Abbildung ist jedoch das Gegenteil zu beobachten. Bei stärkerem Wind liegt der PCP weiter links. Der Wind in x-Richtung hat einen noch geringeren Einfluss, so dass alle PCP-Punkte um dieselbe x-Position herumliegen. Das einzige Muster, das in den Abbildungen zu sehen ist, ist, dass bei einer Windausrichtung von 60° der PCP an der höchsten z-Position liegt. Es wird jedoch angenommen, dass das beobachtete Verhalten durch die oszillierende Strömung verursacht wird und nicht auf eine tatsächliche Tendenz hinweist. Einzelne Zeitinstanzen in den Simulationen zeigen, dass der PCP aufgrund der starken Wirbelablösungen hin- und herwandert. Folglich kann keine verallgemeinerte Aussage über die Verschiebung des PCP bei Wind getroffen werden.

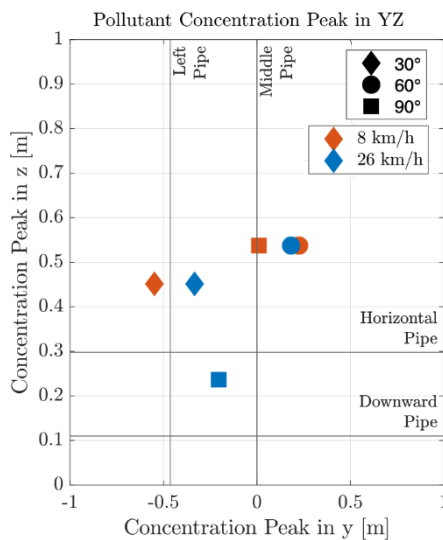


Abb. 107 Spitzenwerte der Schadstoffkonzentration für ein Fahrzeug, das mit 50 km/h fährt mit einem mittigen horizontal ausgerichteten Endrohr ausgestattet ist.

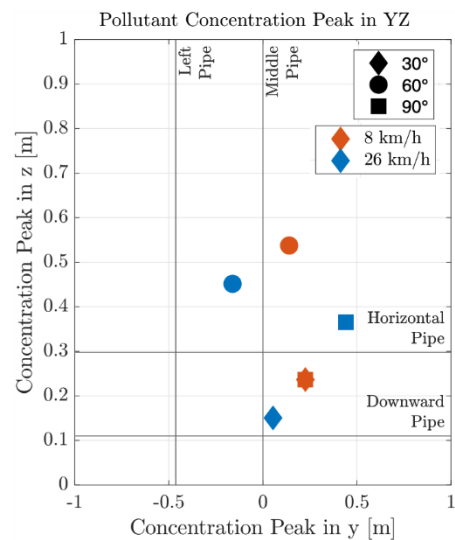


Abb. 108 Spitzenwerte der Schadstoffkonzentration für ein Fahrzeug, das mit 50 km/h fährt mit einem mittigen abwärts ausgerichteten Endrohr ausgestattet ist.

Beschleunigung

Wenn das Fahrzeug entweder negativ oder positiv um (3 km/h)/s beschleunigt, ist der Einfluss des Windes besser zu erkennen. Insgesamt zeigt sich, dass sich der PCP bei positiver Beschleunigung immer noch dem Fahrzeug nähert. Zusätzlich ist jedoch zu beobachten, dass auch der PCP in Windrichtung leicht nach rechts vom Fahrzeug verschoben ist. Das Gleiche ist bei der Verzögerung zu beobachten: Der PCP nähert sich dem Fahrzeug und ist leicht in y-Richtung verschoben.

Messfrequenz und Strassenbreite

Wie schon in Abschnitt 4.1.2 erwähnt, tasten die Instrumente EDAR und OPUS die Abgaswolke mit unterschiedlichen Frequenzen. Je nachdem werden daher mehr oder weniger Punkte über eine gewisse Dauer entnommen. Bei der auf [8] basierenden Technologie, wie die von OPUS RSD 5500, wurden ursprünglich 50 Messpunkte mit 100 Hz über 0,5 s entnommen. Dadurch wurde schlussendlich, wie in Abb. 109 dargestellt, die Konzentrationsverhältnisse über ein Least-Squares-Fit ermittelt. Das bedeutet im Umkehrschluss wiederum, dass ein korrektes Konzentrationsverhältnis nicht nur von den Messungen nahe dem Abgasrohr, sondern auch von den Messungen weiter entfernt vom Fahrzeug abhängt.

Bei einer Frequenz von 100 Hz und einer Messdauer von 0,5 s ergeben sich bei einer Fahrgeschwindigkeit von 50 km/h eine Distanz von 6,95 m über welche 50 Absorptionen im Fahrzeugnachlauf gemessen werden. Dabei wird angenommen, dass direkt ab dem Abgasrohr gemessen wird. Für einen extremen Fall, dass Wind mit 50 km/h von der Seite (90°) wirkt, bleibt die Kernabgaswolke zwar hinter dem Fahrzeug. Weiter entfernt vom Fahrzeug wird die Abgaswolke jedoch abgelenkt und befindet sich nicht mehr im Messbereich, wie Abb. 106 schon für den Fall von 60° andeutet. Diese Windgeschwindigkeit entspricht einem starken Wind auf der Beaufortskala (6-7 Bft) und ist durchaus denkbar in der Schweiz auch wenn, wie zuvor erwähnt, die durchschnittliche Windgeschwindigkeit niedriger ist. Folglich wird in Abb. 109 der Einfluss der Messfrequenz dargestellt. Hier lässt sich erkennen, dass es keinen grossen Unterschied macht, mit welcher Frequenz gemessen wird, bis auf die ersten 20 cm nach dem Abgasrohr. Aufgrund der niedrigen Frequenz von 100 Hz liegt der nächste Messpunkt 13,89 cm entfernt vom Abgasrohr (für eine Geschwindigkeit von 50 km/h) und die Verdünnung der Abgaswolke bis dahin beträgt schon ungefähr 40 % der Austrittskonzentration.

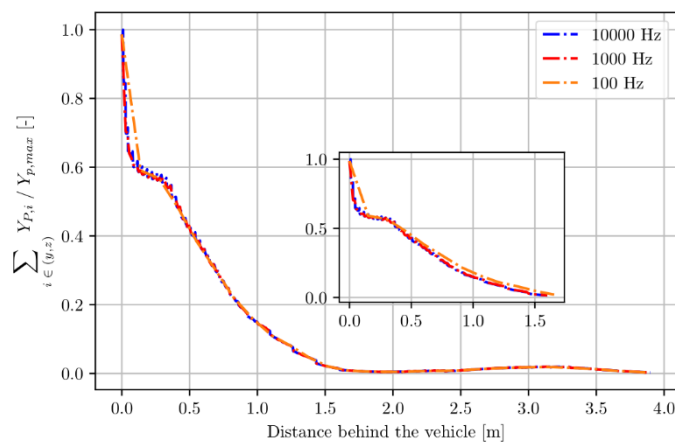


Abb. 109 Einfluss der Messfrequenz bei der Erfassung der Dispersion des Abgases im Fahrzeugnachlauf. Simuliert wurde eine Fahrzeuggeschwindigkeit von 50 km/h bei einer Windgeschwindigkeit von 50 km/h und 90° Einfallswinkel.

Dies unterstreicht, dass OPUS RSD 5500 für grössere Geschwindigkeiten (> 80 km/h) eher ungeeignet ist, da der erste Messpunkt nach dem Fahrzeug mehr als 22,22 cm entfernt liegt. In dieser Spanne hat ein Grossteil der Dispersion schon stattgefunden. Folglich ergeben sich allfällige Messprobleme durch die Tatsache, dass die Messgeräte (hier OPUS) zu langsam messen und damit einen zu hohen Anteil zu stark verdünnter Messpunkte mit in die Ergebnisberechnung nehmen. Für den Fall von Seitenwind, wie hier betrachtet, hat ein Messsystem mit geringer Frequenz jedoch noch weitere Schwierigkeiten. In Abb. 110 ist die Dispersionskurve der zuvor besprochenen Windsimulation für verschiedene Strassenbreiten dargestellt. Im Fall von einer Strassenbreite von 6 m (rot) wird ein Teil der Abgaswolke noch aufgenommen, welcher bei einer engeren Strasse von 3 m (blau) nicht mehr erfasst werden kann. Zwar zeigt Abb. 109, dass die verschiedenen Frequenzmessungen dort übereinstimmen, jedoch sind für höhere Frequenzen keine Messpunkte so weit stromabwärts notwendig. Im Fall von 1000 Hz und der Annahme, dass 50 Messpunkte ausreichen, ist eine Messung nur bis 0,695 m (oder äquivalent für 0,05 s) hinter dem Fahrzeug notwendig.

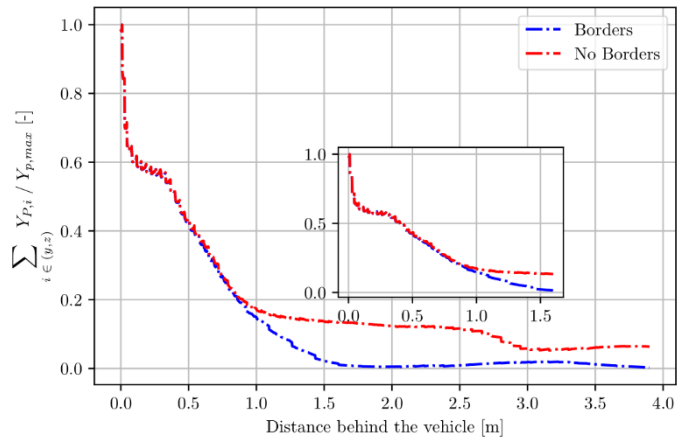


Abb. 110 Einfluss der Strassenbreite bei der Erfassung der Dispersion des Abgases im Fahrzeugnachlauf. Simuliert wurde eine Fahrzeuggeschwindigkeit von 50 km/h bei einer Windgeschwindigkeit von 50 km/h und 90° Einfallswinkel. Verglichen wird eine Strassenbreite von 3 m (Borders) und 6 m (No Borders).

Wie Abb. 111 gut zeigt, hat bis zu dieser Distanz hinter dem Fahrzeug noch keine signifikante Ablenkung der Abgaswolke erfolgt. Somit kann bei dieser Frequenz, einer Strassen- und Messbreite von 3 m und dem betrachteten Grenzfall von 50 km/h Windgeschwindigkeit von der Seite nahezu 100 % des Abgases erfasst werden. Dies gilt natürlich nur für den Fall, dass die Messungen auf Basis von Ebenen und nicht Linien/Strahlen erfolgen. Für noch grössere Frequenzen wie 10000 Hz stellt der Wind noch weniger Probleme dar, solange 50 oder ähnlich viele Messpunkte zur Rekonstruktion des Konzentrationsverhältnisses ausreichen. In dieser Frequenzgrössenordnung liegt jene von EDAR, jedoch ist unklar inwiefern diese Technologie die Konzentrationsverhältnisse ermittelt.

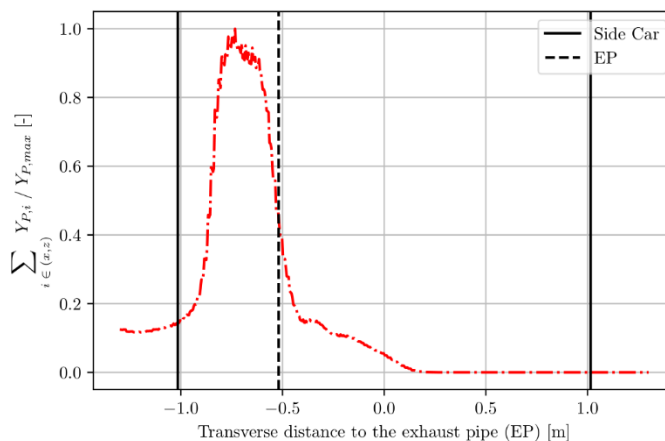


Abb. 111 Summierung der Schadstoffe in den Ebenen, die in Strömungsrichtung stehen. Beispielfall: Fahrzeug, das mit einer Geschwindigkeit von 50 km/h fährt und einem horizontalen Abgasrohr (zweiflutig) auf der linken Seite, wo das Abgas mit 18 km/h auströmt. Windgeschwindigkeit beträgt 50 km/h bei 90° Einfallswinkel von rechts.

Abb. 111 zeigt ebenso deutlich, dass die Abgaswolke zur linken Seite abgelenkt wird, da der Wind von rechts kommt. Daher ist noch ein Teil vom Abgas weiter weg von der linken Seite des Fahrzeugs vorhanden und tendiert (noch) nicht Richtung Null, wie es auf der gegenüberliegenden Seite der Fall ist.

4.3.6 Einfluss von einem vorausfahrenden Fahrzeug

Um den Einfluss der Abgaswolke eines vorausfahrenden Fahrzeugs zu evaluieren, wurde ein Rechengebiet ähnlich zu dem aus Abschnitt 4.2.6 erstellt. Hierbei wurden zwei identische Fahrzeuge 10 m weit (in Fahrtrichtung) voneinander entfernt platziert, wie in Abb. 112 illustriert.

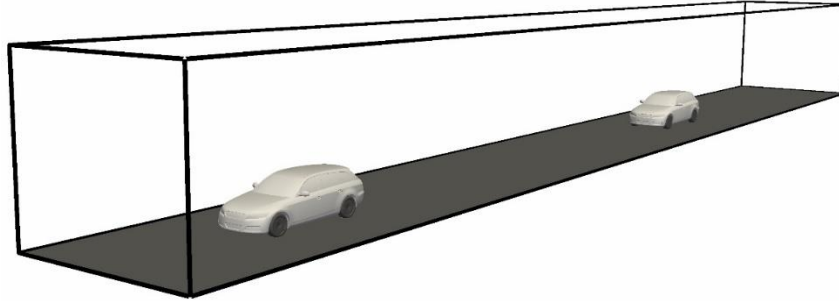


Abb. 112 Zwei aufeinanderfolgende Fahrzeuge in einem Abstand von 10 m.

Die beiden Fahrzeuge stossen demnach die gleiche Menge an Abgas aus, wie in Abschnitt 4.2.4 zusammengefasst. In folgender Abbildung ist der Einfluss des vorherigen Fahrzeuges deutlich erkennbar. Die Abgaswolke trifft auf das folgende Fahrzeug und wird dann um das Fahrzeug abgelenkt.

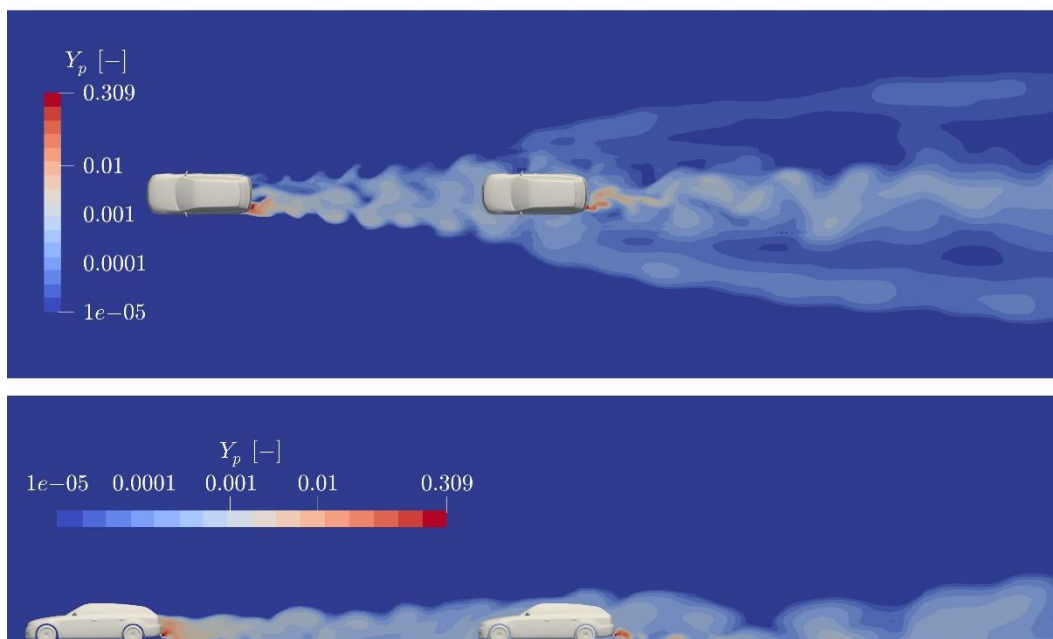


Abb. 113 Zwei Fahrzeuge die im Abstand von 10 m mit einer Geschwindigkeit von 50 km/h fahren, $Y_p = 0,309$ am Abgasendrohr. Die Schadstoffverteilung ist in der $z = 0,3$ m Ebene (oben) und $y = -0,6$ m Ebene (unten) dargestellt.

Da das Abgasendrohr wiederum links vom Auto sitzt, scheint die Ablenkung der Abgaswolke etwas mehr nach links zu erfolgen. Ebenso zu erkennen ist, dass die Kernabgaswolke des zweiten Fahrzeuges sich anders ausbreitet als das vorherige Fahrzeug. Um den Einfluss der Interferenz mehrerer Abgaswolken auf die Messung besser interpretieren zu

können, ist in Abb. 114 und 115 wiederum die Dispersion des Schadstoffes in Fahrtrichtung dargestellt.

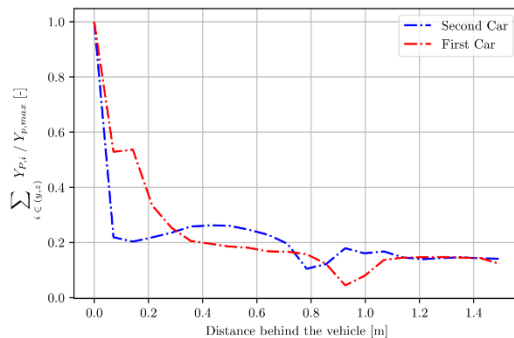


Abb. 114 Schadstoffverteilung im Fahrzeugnachlauf des ersten und zweiten Fahrzeugs unter Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration.

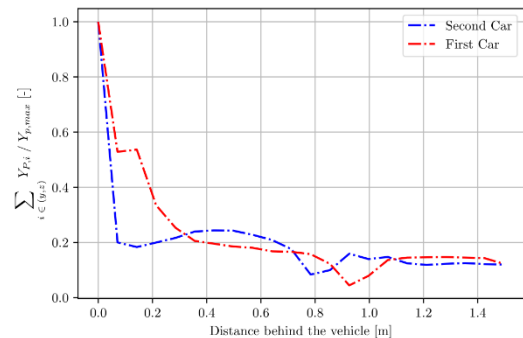


Abb. 115 Schadstoffverteilung im Fahrzeugnachlauf des ersten und zweiten Fahrzeugs ohne Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration.

Ungleich der ersten Erwartung befindet sich nicht mehr Abgas im Fahrzeugnachlauf des zweiten Fahrzeugs. Dies liegt aber auch daran, dass für die obigen Grafiken wiederum eine limitierte Strassenbreite gewählt wurde und der links und rechts am Fahrzeug vorbeigelenkte Teil der Abgaswolke nicht berücksichtigt wurde. In Abb. 114 ist ebenso ersichtlich, dass die Kernabgaswolke für das zweite Fahrzeug kompakter ist, insbesondere in y- und z-Richtung. Dafür wird ein grösserer Teil stromabwärts transportiert. Der grössere Sprung in der Schadstoffverteilungskurve des zweiten Fahrzeugs ist daher auf die stärkere Turbulenz vor dem zweiten Fahrzeug (im Vergleich zum ersten Fahrzeug) zurückzuführen. Durch kontinuierliche Wirbelablösungen des ersten Fahrzeugs ist die Strömung vor dem zweiten Fahrzeug chaotischer und grosse Wirbel transportieren das Abgas des zweiten Fahrzeugs schneller stromabwärts. Folglich ist die Hintergrundkonzentration, welche vor dem zweiten Fahrzeug entnommen wurde sehr klein, da die Abgaswolke des vorausfahrenden Fahrzeugs bis dorthin (10 m stromabwärts) sehr verdünnt ist. Der Abstand von 10 m ist bei 50 km/h knapp (strassenverkehrsrechtlich sogar sehr knapp, soll man doch mit rund 2 s Abstand fahren, d.h. ungefähr 20 - 25 m). Die Simulation in Bezug auf den Abstand wurde bewusst eng gestaltet, da die Wirkung des vorfahrenden Fahrzeugs mit grösser werdendem Abstand abnimmt.

Zusammenfassend lässt sich daher sagen, dass die Interferenz von mehreren Abgaswolken einen kleineren Einfluss auf die Genauigkeit hat, als die stärker verwirbelte Strömung, welche die generelle Entwicklung und Verteilung der zweiten Abgaswolke drastisch verändert. Folglich sind das Mischen sowie der Transport vom Abgas des zweiten Fahrzeugs deutlich verstärkt. Es ist jedoch anzumerken, dass die dargestellten Dispersionskurven einen zeitlich abhängigen Mittelwert darstellen. Aufgrund der URANS Simulationen werden grosse Wirbel (kohärente Strukturen) simuliert, welche mit einer relativ geringen Frequenz wiederholt am Fahrzeug ablösen. Diese alternierenden Strukturen transportieren einen grossen Teil der Abgaswolke, sodass unter den gleichen Bedingungen, aber zu verschiedenen Zeitpunkten, eine andere Dispersionskurve aufgenommen wird.

4.4 Zusammenfassung AP4

Die grösste Annahme, die bei RES getroffen wird ist, dass die Abgaswolke homogen ist und somit jede Spezies sich gleich verteilt. Diese Annahme musste seitens der Hersteller getroffen werden, da die optische Weglänge des Messfeldes oder Messstrahls durch die Abgaswolke unbekannt ist und sich daher zur Berechnung des Konzentrationsverhältnisses (siehe Abschnitt 4.1.2) herauskürzt. Aufgrund der sehr hohen Turbulenz wird das Abgas stark gemischt und das molekulare Mischen ist vernachlässigbar klein. Somit konnte die Annahme durch Betrachtung der mittleren Strömung bestätigt werden. Folglich kann

jede Schadstoffkomponente zur Ermittlung von High-Emittern herangezogen werden. Es sollte jedoch sichergestellt sein, dass die Menge jener Schadstoffkomponente die Sensitivitätsgrenze der Messsysteme übersteigt.

Es bietet sich an, für Fahrzeuge verschiedener Euro-Normen, verschiedene Grenzwerte auf Basis eines lokalen Mittelwerts zu definieren. Als lokaler Mittelwert ist jener eines festen Standorts bei kontrollierten Umgebungsbedingungen (Fahrzeuge fahren mit ähnlicher Geschwindigkeit usw.) gemeint, sodass eine statistische Gruppierung in die Euro-Normen vorgenommen werden kann. Sollte ein Fahrzeug substanziell höhere Emissionswerte als der Mittelwert der entsprechenden Euro-Norm-Flotte haben, kann dieser als «High-Emitter» kategorisiert werden. Die genaue Grenze (zweimal oder fünfmal mehr Emissionen als der Durchschnitt) müsste noch festgelegt werden. Dieser Ansatz macht insbesondere Sinn, weil unterschiedliche Mengen an Abgas (z.B. 50 ppm NO oder 500 ppm NO-Endrohrkonzentration) sich gleichermaßen verdünnen. Das bedeutet, dass im Fall von 500 ppm NO, überall im Fahrzeugnachlauf zehnmal mehr NO als im Fall von 50 ppm NO zu finden ist.

Aus der umfassenden Parameterstudie konnten einige weitere Erkenntnisse über die Möglichkeit und Rahmenbedingungen Abgasemissionen mittels RES zu messen gewonnen werden. Generell verdünnt sich die Abgaswolke sehr stark im nahen Fahrzeugnachlauf, was genauer bedeutet, dass 1,5-3 m stromabwärts des Fahrzeuges kein signifikanter Anteil an Abgas messbar ist. Für alle verschiedenen Fahr- und Umgebungsbedingungen konnte die höchste Konzentration vom Abgas bzw. Schadstoff in weniger als 0,5 m stromabwärts vom Fahrzeug gefunden werden.

Bezüglich der Endrohrposition, brachten die Simulationen die folgende Erkenntnis. In y-Richtung, also in horizontaler Querrichtung, ist die Schadstoffkonzentrationspitze mit der Position des Abgasendrohrs übereinstimmend.

Simulationen, bei denen die Fahrzeuggeschwindigkeit variiert wurde haben gezeigt, dass die Streuung des wesentlichen Teils des Abgases (Kernabgaswolke) von der Geschwindigkeit abhängt. Mit steigender Geschwindigkeit wird die Kernabgaswolke in alle Richtungen kompakter. Im Hinblick auf RES, verdünnt sich für alle untersuchten Geschwindigkeiten zwischen 30 km/h und 80 km/h die Abgaswolke jedoch relativ identisch, sodass nach 1,5 - 3 m stromabwärts und 0,5 m seitlich (je nach Konfiguration) des Endrohrs der grösste Teil der Verdünnung stattgefunden hat.

Windsimulationen haben verdeutlicht, dass die Kernabgaswolke nur wenig vom Wind betroffen ist. Bei sehr hohen Seitenwindgeschwindigkeiten verschiebt sich die Konzentrationspitze in die entsprechende Richtung, jedoch ist vielmehr der weiter stromabwärts liegende Teil der Abgaswolke von dem Wind beeinflusst. Je weiter stromabwärts gegangen wird, desto grösser ist die Auslenkung der Abgaswolke. Messinstrumente mit geringeren Frequenzen, die über eine normale Strassenbreite messen, haben daher Probleme, genügend Messpunkte (während einer Fahrzeugmessung) zur Rekonstruktion des entsprechenden Konzentrationsverhältnisses zu erfassen. Generell hat das Messsystem EDAR hier Vorteile, da die Messfrequenz höher ist und mehr Abgas erfasst werden kann, da zusätzlich in Ebenen gemessen wird.

Die Beschleunigung des Fahrzeuges ist oft wichtig, damit genug Abgas aus dem Endrohr austritt. Dennoch hat eine Beschleunigung ebenso den Effekt, dass die Abgaswolke sich mit der Zeit verkürzt und daher wiederum Probleme für eine gültige Messung (z.B. bei geringer Messfrequenz) birgt. Andersherum verlängert sich die Abgaswolke beim Bremsen, wobei in den Simulationen angenommen wurde, dass noch genug Abgas aus dem Endrohr austritt.

Folglich erfüllt RES die generellen Voraussetzungen zur Ermittlung von korrekten Emissionswerten. Dennoch hat die Parameterstudie aufgezeigt, dass äussere Einflüsse wie Wind oder Fahreigenschaften wie Geschwindigkeit und Beschleunigung, Schwierigkeiten für die RES mit niedrigen Messfrequenzen erzeugt. Dies kann entweder zu einem falschen oder gar ungültigen Messergebnis führen.

Im Hinblick auf den Einfluss mehrerer hintereinander fahrender Fahrzeuge ergibt sich, dass in der Abgaswolke des hinteren Fahrzeugs keine signifikante Konzentrationserhöhung aufgrund der Emissionen des ersten Fahrzeuges ermittelt wurde. Dafür aber beeinflusst das Strömungsfeld hinter dem ersten Fahrzeug die Schadstoffverteilung stromab vom zweiten Fahrzeug stark und somit die durch ein RES Instrument ermittelte Schadstoffkonzentration. Die gegenseitige Beeinflussung ist umso stärker, je geringer der Abstand zwischen den Fahrzeugen ist.

Vielmehr liegt das Problem in der Anströmung vom nachfolgenden Fahrzeug, da die Luft stark verwirbelt ist und im Vergleich zum vorherigen Fahrzeug eine komplett andere Messung ergeben würde, obwohl die Umgebungs- und Fahrbedingungen dieselben sind. Einzelmessungen von diesen zwei Fahrzeugen wären daher nicht vergleichbar. Diesbezüglich wäre ein grösserer Abstand zum vorherigen Fahrzeug zu empfehlen. Wie gross dieser sein soll, hängt stark von den üblichen Parametern, wie Geschwindigkeit, Relativgeschwindigkeit der Fahrzeuge, Beschleunigung usw. ab und müsste in einer weiteren Studie genauer ermittelt werden. Gleiches gilt für mehrere Messgeräte: Sollte das Interesse bestehen, mehrere Messungen in Serie durchzuführen, sollten diese nicht zu nah voneinander positioniert werden. Beispielsweise sind 10 m bei 50 km/h Fahrgeschwindigkeit deutlich zu nah. Eine genaue Distanz anzugeben ist jedoch wiederum nicht möglich, da o.g. Parameter einen grossen Einfluss haben.

5 Schlussfolgerungen

5.1 Executive summary

Die wesentlichen Ergebnisse der Arbeiten sind die gewonnenen Erkenntnisse, wie die RES-Geräte eingesetzt werden können und welche Anforderungen der Messbetrieb stellt. Die umfangreichen Forschungsarbeiten und Messungen haben gezeigt, dass RES eine verlässliche Methode ist, um die Emissionen der Fahrzeuge am Strassenverkehr zu überwachen. Es wurden aber auch ein paar Schwachstellen identifiziert, die bei den vorhandenen Instrumenten behoben werden können.

Den verlässlichen Einsatz von RES unterstreichen die folgenden in diesem Projekt herausgearbeiteten Aspekte:

- Physikalisch und theoretisch ist die Information der Fahrzeugemission in den ersten 1-3 m hinter dem vorbeifahrenden Fahrzeug (im Falle von Pws) in der Nachlaufströmung vorhanden,
- Die Schadstoffkonzentrationen in diesem fahrzeugnahen Bereich wird nur schwach von fahrerspezifischen und Umgebungsparametern beeinflusst,
- Bei optimaler Aufstellung des einen RES-Messsystems, EDAR, konnte eine nahezu ideale Korrelation zwischen RES Ergebnis und anderer etablierter Messsysteme (SEMS in unserem Fall) festgestellt werden.

Folgende waren die festgestellten Schwachstellen:

- Physikalisch und theoretisch ist nicht klar, ob für Lastwagen mit grösseren Abständen zwischen dem Abgasrohr und dem Fahrzeugende die tatsächliche Emission mit RES ermittelt werden kann,
- Die Messgeräte stellen hohe Ansprüche an die Betreiber. Im aktuellen Stand müssen sie von spezialisierten Messtechnikern betrieben werden, bzw. sie könnten nach entsprechenden Schulungen durch spezialisierte Vollzugsbehörden angewendet werden. Der Stand der Messgeräte ist zudem so, dass diese noch nicht METAS-geprüft sind,
- Der Kalibrationsaufwand der RES-Geräte ist sehr hoch und die Kalibration nicht immer verlässlich,
- Die Messung von NO₂ mit den RES ist ungenau,
- PM-Messung basiert auf Opazität und ist somit ungeeignet für die niedrigen Emissionen aktueller Fahrzeuge,
- Die Messdaten mussten von den Instrumentenherstellern nach den Messkampagnen basierend auf Hinweisen der Projektteilnehmer mehrfach auf Fehler überarbeitet werden.

Zur Anwendung von RES im Vollzug, um «High-Emitters» im Verkehr festzustellen, kann Folgendes zusammengefasst werden:

- Das Rohergebnis einer RES-Messung ist in g Schadstoff/g CO₂ geben. Mit lediglich einem Faktor kann man dieses Ergebnis in g Schadstoff/g Treibstoff umrechnen, solange die Treibstoffe Benzin oder Diesel sind (Erdgas oder andere zukünftige Treibstoffe bedingen einen anderen Faktor). Zum Vergleich mit den Grenzwerten muss dieses Ergebnis in g Schadstoff/km (Pw) oder in g Schadstoff/kWh (Lkw) umgerechnet werden. Dafür muss man einen momentanen Treibstoffverbrauch (in g/km oder g/kWh) abschätzen. Diese Schätzung ist mit Unsicherheit behaftet.
- Lediglich Fahrzeuge mit einer Strassentypenprüfung, d. h. RDE (Euro 6-dtemp, Euro VI und neuer) können somit verfolgt werden, da nur für diese Strassengrenzwerte existieren.

- Für die Feststellung eines «High-Emitters» wird als Schwellenwert der aktuelle Grenzwert, multipliziert mit dem dreifachen Konformitätsfaktor empfohlen.

Mit diesen Arbeiten konnten Vorschläge für Schwellenwerte für die fraglichen Stickoxide entwickelt werden. Zu unterscheiden sind einerseits manipulierte Abgasreinigungssysteme, die nahezu Rohemissionen verursachen und andererseits normal funktionierende Motoren, die durch den Gebrauch und durch die Alterung höhere Emissionen verursachen als im Typengenehmigungsprozess. Vor einem praktischen Einsatz müssen diese Schwellenwerte nun durch weitere Messserien verifiziert werden. Gleichzeitig muss die praktische Handhabung des ganzen Messprozesses weiterentwickelt werden. Die erfolgreiche Weiterentwicklung würde es erlauben, die RES-Messtechnik zur Erkennung von «High-Emittern» im Sinne einer Vorselektion im rollenden Strassenverkehr einzusetzen sowie zur Erkennung von auffälligen Fahrzeugtypen, die statistisch signifikant hohe Emissionen verursachen. Als «High-Emitter» erkannte Einzelfahrzeuge müssten sodann durch eine zweite Kontrolle belastbar geprüft werden. Dabei stehen entweder die Messungen zur Verfügung, die im Rahmen der Typengenehmigung eingesetzt werden oder es wäre zu prüfen, ob die Software solcher Fahrzeuge dem Originalzustand entspricht.

5.2 Zusammenfassung der Resultate der Arbeitspakete

Hinsichtlich der leichten Fahrzeuge soll in diesem Projekt die Tauglichkeit des Messverfahrens für Personen- (M1) und Lieferwagen (N1) bei unterschiedlichen Geschwindigkeiten zur Entdeckung von Fahrzeugen mit Tuning, Manipulationen oder Defekten überprüft werden, ggf. als Vorselektionskriterium. In Bezug auf schwere Fahrzeuge soll die Tauglichkeit des Messverfahrens als Vorselektionskriterium für die Kontrolle von schweren Nutzfahrzeugen (AdBlue-Kontrollen) in den Schwerverkehrszentren überprüft werden, damit diese den Prüfaufwand gezielter auf hochemittierende Fahrzeuge legen können.

Zusätzlich soll überprüft werden, ob das RES für die sogenannte Marktüberwachung eingesetzt werden kann. Die Messung mittels RES als Instrument der Marktüberwachung könnte dazu dienen, verdächtige Fahrzeugtypen zu erkennen. Mittels RES können in relativ kurzer Zeit grosse Fahrzeugmengen gemessen werden. Diese Ergebnisse können Indizien über das relevante Emissionsverhalten von spezifischen Gruppen, z.B. einzelner Fahrzeug- oder Motortypen beinhalten. Sollten solche Indizien vorliegen, könnten sie in der Folge vertiefte Prüfungen mit vorschriftkonformen Messverfahren unterzogen werden.

Das vorliegende Projekt war in 4 Arbeitspakete (APs) gegliedert.

5.2.1 Arbeitspaket 1 (AP1)

Für eine grosse Anzahl verlässlicher Messungen ist der Messort so auszuwählen, dass

- Die Motoren der Fahrzeuge unter Last (d.h. leichter bis mittlerer Anstieg) betrieben werden,
- Fahrzeuge im für die Messgeräte optimalen Geschwindigkeitsbereich sind, (Staubstrecken vermeiden, Geschwindigkeitsbeschränkung einführen),
- tunnelähnliche Verhältnisse vermieden werden,
- eine genügend lange Vorlaufstrecke vorhanden ist, so dass die zu messenden Fahrzeuge auch bei kalter Witterung möglichst betriebswarm sind.

In Bezug auf die Sicherheit und die Praxistauglichkeit der Messorte ist auf Folgendes zu achten:

- Externer Stromanschluss vorhanden – oder Möglichkeit zum Betrieb mit Batterie und Generator,
- genügend Platz seitlich neben der Fahrbahn vorhanden, um die Messgeräte sicher aufzustellen (evtl. Messfahrzeug sicher abstellen),
- Zugänglichkeit für das Messpersonal wie auch für Kalibriergasflaschen (Kalibriergasbedarf kann für die OPUS-Geräte erheblich sein),

- vertikal messende EDAR-Geräte benötigen zusätzlich einen Reflexionsstreifen, der sicher auf der Fahrbahn aufgebracht werden muss. Bei etablierter Messpraxis wäre es ideal, wenn an den Messorten der Reflexionsstreifen im Strassenbelag eingelassen werden kann,
- Messungen über Nacht, die mit dem EDAR-Gerät möglich sind, erfordern eine stationäre Beleuchtung der Messstelle, damit die irritierende Wirkung der Blitzlichter zur Nummernschilderkennung abgemildert wird.

5.2.2 Arbeitspaket 2 (AP2)

Zur Messung der NO_x-Emissionen wurden sensorbasierte Emissionsmesssysteme des Typs Smart Emission Measurement System (SEMS) verwendet. Die Tauglichkeit der SEMS wurde jeweils mit Vergleichsmessungen auf dem Rollenprüfstand und der dort verfügbaren CVS-Anlage (Constant Volume Sampling) gemäss geltender Vorschriften überprüft. Die Auswahl fiel auf SEMS und nicht auf PEMS, da diese ohne Unterbrechung eingesetzt werden können und keine Batterieladungen oder Kalibrierungen zwischen den Messungen erfordern. PEMS-Messsysteme haben einen erheblichen Energieverbrauch, dafür sind sie bei der Emissionsanalyse genauer. Ein weiterer Vergleich betraf die NO_x-Messungen derjenigen zwei Fahrzeuge, die in den vorgängigen Versuchen mit SEMS die je tiefsten und höchsten NO_x-Emissionen aufgewiesen hatten. Diese Fahrzeuge wurden zusätzlich mit einem PEMS-Messsystem geprüft. Diese nach den geltenden Genehmigungsvorschriften durchgeführten Messungen sind als Möglichkeit einer Vollzugsmessung zu verstehen. Eine solche vorschriftskonforme RDE-Messung stellt eine Vorgehensvariante dar, die durchzuführen wäre, wenn ein Fahrzeug mittels RES-Messung als «High-Emitter» erkannt würde. Eine Alternativvariante wäre die Prüfung des Softwarestands, ein Vorgehen, welches nicht Gegenstand dieses Forschungsprojekts war. Der letzte Teil dieser Zusammenfassung befasst sich mit der Definition von «High-Emitters». Damit soll im Rahmen des Forschungsprojekts geprüft werden, ob eine Grundlage geschaffen werden kann, um Fahrzeughalter bei illegal manipulierten Fahrzeugen belastbar zu belangen.

Die nach RDE durchgeführten Nachmessungen ergaben folgende interessante Punkte:

- Das höher emittierende Euro 5-Fahrzeug hat Emissionen über dem Euro 5-Grenzwert erzeugt.
- Die Unterschiede der NO_x-Emissionen von diesem Fahrzeug zwischen wiederholten Messungen waren erheblich (dies war auch der Fall bei Messungen mit dem SEMS und der CVS-Anlage unter dem WLTP-Zyklus).
- Das niedrig emittierende Euro 6d-Fahrzeug hat sehr stabile und niedrige Emissionen erzeugt.

5.2.3 Arbeitspaket 3 (AP3)

AP3.1: Bei den durchgeführten Vergleichsmessungen auf der abgesperrten Strecke wurde keine Synchronisation der RES und der SEMS-Geräte eingestellt. Dies bewirkte einige Schwierigkeiten bei der Auswertung der Resultate. Als sehr wichtig für Vergleiche zwischen verschiedenen Instrumenten erwies sich für die Zukunft die Benutzung einer gemeinsamen, exakt definierten Zeitbasis.

Die Messwerte von den OPUS-Geräten zeigten:

- Sehr sichere Bestimmung der NO_x-Emissionskonzentration und der Trends beim Pw Euro 5, also bei relativ hohen Emissionen.
- Tendenzielle Überschätzung um ca. 0,5-0,75 g NO_x je kg Kraftstoff bei niedrigen Emissionen, manchmal jedoch auch eine ebensolche Unterschätzung. Vermutlich hängt das von der exakten Kalibrierung an dem jeweiligen Messtag ab.
- Die ermittelte Unsicherheit ist ca. ±0.75 g NO_x je kg Kraftstoff. Vermutlich stammt diese Unschärfe aus der ungenauen Messung des NO₂.
- Die Messung von Lastwagen erscheint möglich, wie das Beispiel des Euro VI-Lkw zeigt, aber die Erfassung ist noch nicht zuverlässig, wie die Fehlmessungen am Sattelzug zei-

gen. Ob diese Unterschiede auf einen unterschiedlichen Abgasstrom oder vom bei Anhängerzügen relativ weit entfernten Ort der Probenahme beruhen, sollten weitere Untersuchungen zeigen.

- In den vorliegenden Messungen erscheint kein systematischer Unterschied (offset) zwischen den beiden untersuchten OPUS RSD 5500-Messgeräten.

Über die Messwerte von den EDAR-Geräten kann zusammengefasst werden:

- Beide EDAR-Geräte messen beim Euro V-Sattelzug (MAN TGA) mittlere NO_x-Konzentrationen innerhalb einer Marge von $\pm 10\%$ im Vergleich zu den SEMS Werten.
- Das etablierte EDAR #1-Gerät, das von oben nach unten misst, zeigt an einem Messtag eine nahezu perfekte Korrelation mit den instantanen SEMS-Messwerten. Diese Übereinstimmung kann kein Zufall sein und zeigt das Potenzial, das bei korrekter Aufstellung und Betrieb in der Messtechnik steckt.
- Der Prototyp EDAR #2, seitliche Ausrichtung, misst die NO_x-Emissionen am zweiten Messtag deutlich zu niedrig bei gleichzeitig größerer Streuung als beim SEMS.
- Beim Euro 6d-Pw (Renault Megane) liegen die EDAR-Mittelwerte um einen Faktor 10 höher als die SEMS-Werte. Die Mittelwerte der beiden EDAR-Geräte stimmen am ersten Messtag innerhalb einer Marge von $\pm 10\%$ überein; am zweiten Tag beträgt der mittlere Unterschied jedoch $\pm 40\%$, ohne dass ein Grund ersichtlich wäre.

AP3.2: Die Auswertungen der Messungen auf offeneren Strassen führte zu einer weiteren Reihe von Erkenntnissen. Die verschiedenen Messorte hatten zur Folge, dass die EDAR- und die OPUS-Geräte die Fahrzeuge bei unterschiedlichen Motorlasten gemessen haben. Die EDAR-Geräte waren eher bei den Autobahnen im Einsatz, hier sind höhere Motorlasten und Abgastemperaturen, besser funktionierende Abgasreinigungsanlagen und eher tiefere Emissionen zu erwarten.

Die Analyse der NO_x-Messungen für Personenwagen und leichte Lieferwagen zeigten:

- Beide Instrumente haben vergleichbare NO_x-Werte für die gemessenen Fahrzeuge gezeigt.
- NO_x-Werte der gemessenen Dieselfahrzeuge waren erheblich tiefer als bei anderen Messkampagnen in Zürich (2020, 2021) und Flandern (2019). Die unterschiedliche Motorlast der Fahrzeuge bei diesen Messkampagnen ist ein plausibler Grund dafür.
- NO_x-Werte der gemessenen Benzinfahrzeuge waren in guter Übereinstimmung mit den Werten der Messung in Zürich 2021. Sie waren deutlich niedriger als diejenigen von den Messungen in Zürich 2020 und Flandern 2019, möglicherweise eine Folge der zunehmenden Anzahl Euro 6d Fahrzeuge in der Fahrzeugflotte.
- NO₂-Messungen zeigten hohe Variabilität.
- Die Übereinstimmung der Messwerte mit den HBEFA- (Handbuch Emissionsfaktoren 4.2) Emissionsfaktoren war gut, insbesondere, wenn man mit den HBEFA-Werten ohne Kaltstart vergleicht. Da die RES-Messungen grösstenteils an Fahrzeugen mit betriebswarmen Motoren erfolgten, ist es korrekt, die Kaltstartwerte auszunehmen.
- Bei den schweren Nutzfahrzeugen (N2, N3) haben die EDAR-Geräte deutlich tiefere NO_x-Emissionen im Vergleich zu den OPUS-Geräten registriert. Dies könnte eine Folge der höheren Motorlasten in den Einsatzorten der EDAR-Geräte sein, was die Betriebstemperatur der Abgasreinigungssysteme erhöht und deren Wirksamkeit verbessert. Es wurden keine signifikanten NO_x-Emissionsunterschiede zwischen schweren Nutzfahrzeugen aus der Schweiz, Deutschland, Italien, Polen und Litauen festgestellt.

Beide Instrumente haben auch Partikel gemessen, dabei konnte die Reduktion der Partikelemission der Dieselfahrzeuge von Euro 4 bis Euro 6 klar gezeigt werden. Die Werte sind jedoch nicht verlässlich, da auf Opazitätsmessung basierend. Die heute etablierte und verlässliche Partikelquantifizierung beruht auf Messung der Partikelanzahl. Es gab:

- Erhebliche Unterschiede zwischen den Ergebnissen von OPUS und EDAR.
- Höhere Messwerte im Vergleich zu den HBEFA 4.2-Emissionsfaktoren.

Die gemessenen CO- und HC-Emissionen zeigten auch erhebliche Unterschiede:

- CO-Emissionen mit OPUS RSD5500 gemessen waren stets höher als mit EDAR, und beide waren signifikant höher als nach HBEFA 4.2.

- HC-Emissionen wiederum waren höher gemäss den Messungen von EDAR und niedriger mit OPUS, beide waren aber höher als die Emissionsfaktoren nach HBEFA 4.2.
- Die Übereinstimmung war für Benzinfahrzeuge etwas besser, die CO- und HC-Emissionen der Benzinfahrzeuge sind deutlich höher als diejenigen der Dieselfahrzeuge.

5.2.4 **Arbeitspaket 4 (AP4)**

Wichtigste Erkenntnisse aus den Ergebnissen der Simulationen können wie folgt zusammengefasst werden:

- Die Abgaswolke verdünnt sich sehr stark im nahen Fahrzeugnachlauf, was genauer bedeutet, dass 1,5-3 m stromabwärts des Fahrzeuges kein signifikanter Anteil an Abgas messbar ist.
- Lateral verteilt sich das Abgas innerhalb der Fahrzeugbreite, darüber hinaus sind die Abgaskonzentrationen sehr klein.
- Alle Abgaskomponenten verdünnen sich im Nachlauf gleichmässig, da die turbulente Vermischung (=Diffusion), auch bei tiefsten Fahrzeuggeschwindigkeiten um Grössenordnungen stärker als die molekulare Diffusion ist. Dies ist sehr wichtig für Remote Emission Sensing, denn es bedeutet, dass der Quotient von Schadstoff zu CO₂ im Mittel konstant ist, egal wo und wann er in der Abgaswolke gemessen wird.
- Für alle verschiedenen Fahr- und Umgebungsbedingungen bildet sich eine Konzentrationsspitze vom Abgas bzw. Schadstoff weniger als 0,5 m stromabwärts vom Fahrzeug entfernt.
- Die RES-Messungen basieren auf der Messung dieser Kernabgaswolke.
- Prinzipbedingt (weil Messung entlang ganzer Ebenen) sind die EDAR-Geräte besser geeignet, diese Konzentrationsspitze zu erfassen.
- Höhere Fahrzeuggeschwindigkeiten führen zu kürzeren/kompakteren Kernabgaswolken, die Unterschiede sind jedoch relativ gering.
- Die Position der horizontalen Abgasendrohre am Fahrzeugheck hat nur einen kleinen Einfluss auf die Verteilung der Abgase im Nachlauf.
- Abwärts gerichtete Abgasendrohre führen zu einer breiter verteilten Kernabgaswolke.
- Ein Fahrzeug unter Beschleunigung hat eine kürzere Abgaswolke, umgekehrt verhält es sich beim Bremsen.
- Seitenwind beeinflusst die Verbreitung der Abgaswolke stark, aber die Verbreitung der Kernabgaswolke kaum.

Im Hinblick auf den Einfluss mehrerer hintereinanderfahrender Fahrzeuge ergibt sich, dass:

- in der Abgaswolke des hinteren Fahrzeuges keine signifikante Konzentrationserhöhung aufgrund der Emissionen des ersten Fahrzeuges stattfindet,
- das Strömungsfeld hinter dem ersten Fahrzeug aber die Schadstoffverteilung stromabwärts des zweiten Fahrzeuges stark beeinflusst,
- somit die durch ein RES-Instrument ermittelte Schadstoffkonzentration auch beeinflusst wird und
- die gegenseitige Beeinflussung umso stärker ist, je geringer der Abstand zwischen den Fahrzeugen ist.

Folglich erfüllt RES die generellen Voraussetzungen zur Ermittlung von korrekten Emissionswerten. Dennoch hat die Parameterstudie aufgezeigt, dass äussere Einflüsse wie Wind oder Fahreigenschaften wie Geschwindigkeit und Beschleunigung, Schwierigkeiten für die RES mit niedrigeren Messfrequenzen erzeugt. Dies kann entweder zu einem falschen oder gar ungültigen Messergebnis führen.

5.2.5 **Zur definition von «High Emitters»**

Ein generell hohes Emissionsniveau bei Lambda 1 geregelten Motoren (v.a. Benzinmotoren) deutet mit hoher Wahrscheinlichkeit auf einen nicht oder schlecht funktionierenden Drei-Wege-Katalysator hin. Für Fahrzeuge mit Dieselmotoren, d.h. Motoren mit Luftüberschuss, können NO_x und NH_3 als Indikator für die korrekte Funktion des aktiven Reduktionssystems (SCR) dienen. Für Benzinfahrzeuge mit Schichtladung liefert der NO_x -Wert einen ähnlichen Hinweis für die Funktion des Speicherkatalysators.

Für die Definition eines Schwellenwertes, der die Einordnung des Emissionsverhaltens erlaubt, ergeben sich aus den Erkenntnissen der vorliegenden Studie zwei Gruppen von Fahrzeugen: Fahrzeuge homologiert mit Realdrivemessung (RDE) und Fahrzeuge homologiert ohne RDE auf einem Prüfstand. Für den europäischen Markt entspricht dies Fahrzeugen vor bzw. nach Euro 6 d-temp / VI.

Für Fahrzeuge nach Euro 6 d-temp /VI oder neuer ist ein verbindlicher Wert für Real Driving Emissions definiert. Für diese Gruppe ist demnach eine technische Referenz/Schwellenwert vorstellbar, der zulässige Grenzwert der entsprechenden Vorschriften bei der Zulassung. Für gewöhnlich handelt es sich um den zulässigen Grenzwert, erweitert um einen in der Richtlinie definierten Korrekturfaktor, dieser sollte dann um die Messunsicherheit der RES-Messgeräte erweitert werden. Um eine hohe Anzahl von «false positives» zu vermeiden, sollte der Korrekturfaktor einiges höher sein als der in der entsprechenden EU-Verordnung. In diesem Projekt wird ein Korrekturfaktor um 3 als sinnvoll erachtet.

Für ältere Fahrzeuge, Euro 5/V und davor, ergibt sich keine direkte Referenz, da die Gesetzmässigkeit des Emissionsverhaltens ausschliesslich auf dem Rollenprüfstand ermittelt wird. Soll für diese Klasse an Fahrzeugen ein Schwellenwert erstellt werden, muss dieser statistisch je Fahrzeugtyp bestimmt werden. Dazu empfiehlt sich entweder das Heranziehen von Emissionsdatenbanken wie z.B. der ERMES HBEFA oder alternativ ein eigenständiges längerfristiges Monitoring durch RES-Messungen zur statistischen Erhebung eines Schwellenwerts je Fahrzeugtyp durch die Bildung von lokalen Mittelwerten. Als lokaler Mittelwert ist jener eines festen Standorts bei kontrollierten Umgebungsbedingungen (Fahrzeuge fahren mit ähnlicher Geschwindigkeit usw.) gemeint. Sollte ein Fahrzeug substantiell höhere Emissionswerte als der Mittelwert der entsprechenden Euro-Norm-Flotte haben, kann dieses als «High-Emitter» kategorisiert werden. Ebenfalls sollte die statistische Überwachung Hinweise liefern können, um die Eignung des Messortes selbst für RES-Messungen zu analysieren, um damit die Fehlerquellen durch ungünstige Verkehrssituationen und die Messtechnik selbst noch einmal weiter zu minimieren. Dieser Ansatz macht insbesondere Sinn, weil unterschiedliche Mengen an Abgas (z.B. 50 ppm NO oder 500 ppm NO-Endrohrkonzentration) sich gleichermassen verdünnen. Das bedeutet, dass im Fall von 500 ppm NO, überall im Fahrzeugnachlauf zehnmal mehr NO als im Fall von 50 ppm NO zu finden ist.

Dabei ist die Möglichkeit von sogenannten «False-positives», also Fahrzeuge die von RES mit hohen Emissionen detektiert wurden, aber doch keine zu hohen Emissionen bei einer Nachprüfung haben, nicht auszuschliessen. Wahrscheinlichste «False-positive» Fälle sind zu erwarten entweder wegen abschaltbaren, unerlaubten Tunings oder wegen ungenügend aufgewärmten SCR-Systemen oder einer zufälligen Messung während einer Dieselpartikelfilter-Regeneration.

Es wird empfohlen, bei allen Strassenmessungen mit dem Ziel der Identifikation von «High-Emittern» mindestens zwei RES-Messgeräte hintereinander zu betreiben, also zwei oder mehr in einer Reihe, entlang derselben Wegstrecke aufzubauen. Das erscheint besonders wichtig bei OPUS RSD-Geräten, um:

- Drift (zeitliche Messwertverschiebung) zu erkennen,
- Korrelation zwischen den Messgeräten beurteilen zu können,
- einschätzen zu können, ob die Höhe der Emission plausibel ist oder nicht.

Ausserdem bietet die serielle Anordnung von RES-Messgeräten den grossen Vorteil, dass man mehrere Messpunkte pro vorbeifahrendes Fahrzeug erhält. Damit wird eine Identifikation möglicher «High Emitters» zuverlässiger und es können sogenannte «false positive»-Ergebnisse weitgehend vermieden werden, also vermieden werden, dass Fahrzeug einer vertieften Kontrolle unterzogen werden, die gar keine «High-Emitter» sind.

Zudem notwendig ist die Definition des Begriffs «High-Emitter». Einzelfahrzeuge mit defektem/ausgebauten Katalysator/defektem SCR-System haben sehr hohe Emissionen, weit über den Euro 6-Grenzwerten. Der Schwellenwert könnte entsprechend hoch angesetzt werden, um «false positive» Fahrzeuge zu vermeiden. Basierend auf den Erkenntnissen dieses Projektes und weiteren publizierten Ergebnissen, ist unser Vorschlag:

- Basierend auf den Messungen in diesem Projekt würde für Lkws ein Schwellenwert von 3.5 g NO_x/kWh dazu führen, dass etwas weniger als 5% aller Euro VI Fahrzeuge als «High Emitters» bezeichnet würden
- Für Pws würde ein Schwellenwert von 300 mg NO_x/km dazu führen, dass etwa 5% aller Diesel Euro 6 Fahrzeuge und deutlich weniger als 5% aller Benzin Euro 6 Fahrzeuge als «High Emitters» bezeichnet würden.
- Für Lieferwagen sollte der Schwellenwert eher etwas höher angesetzt werden, einerseits sind die RDE Homologationswerte höher und andererseits sind diese Fahrzeuge mit höheren Lasten unterwegs.

«High-Emitters» im Sinn von Fahrzeugen, welche die Abgasvorschriften bzw. RDE-Anforderungen über die vorgeschriebene Lebensdauer nicht einhalten ohne aber manipuliert zu sein, können als Teil der Marktüberwachung / In-use-Kontrolle interessant sein. Dazu müssten auch der Kilometerstand und das Datum der ersten Inverkehrsetzung berücksichtigt werden um den Effekt der Alterung berücksichtigen zu können. Auffällige Fahrzeugtypen werden einen deutlich höheren Emissionsmittelwert aufweisen.

6 Offene Fragen, Forschungsbedarf

Die Grenzwerte für den Ausstoss von Schadstoffen sind entweder in g Schadstoff pro km (Pw) oder in g Schadstoff pro kWh (Lkw) angegeben. Um das Ergebnis der RES-Messung eines Fahrzeuges mit dem Grenzwert vergleichen zu können, muss dieses entsprechend umgerechnet werden. Dazu muss man das Ergebnis der RES-Messung mit dem während der Messung aktuellen Treibstoffverbrauch (in g Treibstoff pro km für Pws und in g Treibstoff per kWh für Lkws) multiplizieren. Dieser ist nicht bekannt, kann jedoch mit Hilfe der Fahrparameter (Fahrzeuggeschwindigkeit, Fahrzeugbeladung, Steigung der Strasse) abgeschätzt werden. Diese Abschätzung ist mit einiger Unsicherheit behaftet, bei Pws hauptsächlich durch die aktuelle Beschleunigung, resp. Verzögerung, und bei Lkws durch die aktuelle Beladung.

Eine systematische Untersuchung der möglichen Fehler ist von grosser Bedeutung. Berücksichtigt sollten die Fehler sowohl bei der RES Messung (nach den in diesem Projekt ermittelten Toleranzen der Geräte) wie auch bei der Bestimmung der Fahrparameter (Geschwindigkeit, Beschleunigung, Last) die dann auf dem ermittelten, emittierten Schadstoffwert in g pro km oder g pro kWh schliessen lassen. Eine solche Untersuchung, im Rahmen eines kleinen Projektes, hat keine weiteren Messungen nötig. Entsprechende Werte von Fahrzeugen sind in der Literatur sehr gut dokumentiert und können daraus entnommen werden.

Die in diesem Projekt ausgeführten Simulationen der Nachlaufströmung an Pws haben gezeigt, dass physikalisch und theoretisch die Information der Fahrzeugemission in den ersten 1-3 m hinter dem vorbeifahrenden Fahrzeug (im Falle von Pws) in der Nachlaufströmung vorhanden ist. Bei Lastwagen ist das Abgasrohr in den meisten Fällen nicht am Fahrzeugheck. Insbesondere bei Zugmaschinengespanne ist das Abgasendrohr im vorderen Drittel des Fahrzeugs. Die aufgebauten Simulationen könnten relativ leicht im Rahmen eines kleinen Projektes für Lastwagen ausgebaut werden. Wichtige Voraussetzung dafür ist das Vorhandensein von digitalen Versionen solcher Fahrzeuge, dies sollten aber sicherlich vorhanden sein.

In Bezug auf die Bestimmung von Fahrzeugen, die als «High-Emitter» definiert werden können, ist eine detaillierte Auswertung von neueren RES-Messkampagnen von Vorteil. Bei der Anwendung von RES sollte man möglichst die echten «High-Emitter» ausfiltern und keine «false positives» haben. In diesem Projekt wurden Grenzwerte (siehe Abschnitt 5) für die Definition von «High-Emitter» vorgeschlagen. Dies geschah basierend auf die eingegangenen Messungen, sicherlich auch von den Messorten beeinflusst. Diese sollten mit Daten aus neueren Messkampagnen verglichen werden, so dass man in der Lage sein kann den Anteil abzuschätzen der Fahrzeuge, die als «High-Emitter» bezeichnet würden. Man soll sich auf neueste Messkampagnen beschränken, so dass man lediglich Euro 6 bzw VI Fahrzeuge in Betracht nimmt. In CH macht das AWEL solche Messungen auch in den letzten Jahren. Dabei sollte die Motorlast der Fahrzeuge bestmöglich mit in Betracht gezogen werden.

Anhänge

I.1	Validity rates of emission measurements	159
I.2	Reported instrument accuracy levels	159

I.1 Validity rates of emission measurements

The tables below present validity rates by instruments, vehicle type, and road type.

Tab. 1 Validity rates of emission measurements of the two instruments by pollutant type. The EDAR system uses one validity flag for all pollutants, whereas the RSD5500 system uses it for each pollutant.

Instrument	NO	NO ₂	NO _x	PM	CO	HC
EDAR				99.8%		
RSD5500	64%	49%	49%	78%	60%	59%

Tab. 2 Validity rates of emission measurements of the two instruments by vehicle type. Validity rates of the RSD5500 are given as ranges as they varied across different pollutant types.

Instrument	Passenger car	Light-commercial vehicles	Trucks	Buses	Light wheelers	2/3/4
EDAR	99.8%	99.7%	100%	100%	n/a	
RSD5500	75-91%	78-89%	80-89%	83-93%	49-84%	

Tab. 3 Validity rates of emission measurements of the two instruments by rural and motorway speed bins. Validity rates of the RSD5500 are given as ranges as they varied across different pollutant types.

Instrument	Rural speeds (<= 80km/h)	Motorway speeds (>80km/h)
All	63-84%	97-98%
EDAR	99%	99%
RSD5500	48-78%	26-58%

I.2 Reported instrument accuracy levels

Instrument providers were asked to report the accuracy of their systems. For EDAR, those were expressed in tailpipe concentration equivalent, for the RSD5500 in molar ratios to CO₂. Conversions were made using standard diesel and petrol fuels for comparison purposes.⁷

Tab. 4 Instrument accuracy levels of the EDAR system as reported by the provider (HEAT). Metrics are shown in *italic*.

Pollutant	«accuracy/sensitivity»	«-/+» concentration (ppm)	«-/+» Ratio (mole/mole)	to CO ₂ Ratio to fuel burnt (g/kg) ⁸
NO		10	6.67E-05	0.22
NO ₂		10	6.67E-05	0.22

⁷ Conversions assume a dry CO₂ concentration of 15 % at stoichiometry and a generic diesel and gasoline fuel formula of CH₂

⁸ For NO expressed in NO₂ equivalent

CO	20	1.33E-04	0.27
HC	100	6.67E-04	4.20

Tab. 5 Instrument accuracy levels of the RSD5500 system as reported by the provider (OPUS). Metrics are shown in *italic*.

Pollutant <i>«precision»</i>	<i>«-/+»</i> concentration (ppm)	<i>«-/+»</i> Ratio to CO ₂ Ratio to fuel burnt (mole/mole)	Ratio to fuel burnt (g/kg) ⁹
NO	38.4	2.56E0-04	0.84
NO ₂	150	1.00E-03	3.30
CO	510	3.40E-03	6.82
HC	25.05	1.67E-04	1.05

⁹ For NO expressed in NO₂ equivalent

Glossar

Begriff	Bedeutung
ASTRA	Bundesamt für Strassen
BAFU	Bundesamt für Umwelt, Swiss Federal Office for the Environment
CFD	Computational Fluid Dynamics
CVS	Constant Volume Sampling, heute die genaueste Methode das Abgas eines Fahrzeuges zu analysieren, bis Euro 6b die einzige Standardmethode für Homologation von leichten Fahrzeugen (Pkw und leichte Nutzfahrzeuge). Dabei muss das Fahrzeug auf dem Rollenprüfstand betrieben werden
EDAR	Markenname der RES-Geräte der Firma HEAT
HEAT	Hersteller von RES-Geräten mit Markennamen EDAR (USA)
OPUS	Hersteller von RES-Geräten mit Markennamen OPUS RSD (E)
PEMS	Portable Emission Measurement System, portable auf einem Fahrzeug montierbare Instrumente zur Abgasanalyse, seit 2016 und Euro 6c Bestandteil der Homologation eines Fahrzeugs mittels sog. RDE-Messung. Das Abgas wird vom Auspuff direkt in das Geräte eingeführt
RDE	Real Driving Emissions, Emissionsmessung von einem Fahrzeug auf realen Strassen mittels PEMS. Seit 2016 und Euro 6c Bestandteil der Homologation eines Fahrzeugs.
RES	Remote Emission Sensing
RSD	Remote Sensing Device: Gerät zur Messung der Emissionen eines Fahrzeugs in dem man die Emissionskonzentrationen im Nachlauf eines Fahrzeuges misst
SEMS	Smart Emission Measurement System, vergleichbar mit PEMS aber einfacher und weniger genau

Literaturverzeichnis

Referenzen AP2

- | | |
|-----|---|
| [1] | Europäische Union, (2018). Verordnung (EU) Nr. 2018/1832. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32018R1832 |
| [2] | Europäische Union, (2009). Verordnung (EU) Nr. 595/2009. https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:188:0001:0013:DE:PDF |
| [3] | Handbook of Emission Factors for Road Transport (HBEFA) 4.1, (2022). https://www.ermes-group.eu |
| [4] | VERT-Verein, 20221. «VERT initiative: «New periodic technical inspection» (NPTI)» https://www.vert-dpf.eu/j3/index.php/projects/retrofit-projects?view=article&id=50:inspection-diesel-and-gasoline-motors&catid=9 |
| [5] | Engelmann, Danilo; Zimmerli, Yan; Czerwinski, Jan (2021). Real Driving Emissions in Extended Driving Conditions Energies, 14(21), p. 7310. MDPI 10.3390/en14217310 |
| [6] | Engelmann, Danilo; Comte, Pierre; Czerwinski, Jan; Mayer, Andreas (2019). Considerations of Periodical Technical Inspection of Vehicles with deNO _x Systems; WCX SAE World Congress. DOI:10.4271/2019-01-0744 |

Referenzen AP3

- | | |
|-----|---|
| [1] | Nils Hooftman, Norbert E., and Akshay (2020), „ Analysis of the 2019 Flemish Remote Sensing Campaign “. |
| [2] | Yoann Bernard et al. (2021), „ Evaluation of Real-World Vehicle Emissions in Brussels “, https://theicct.org/publication/evaluation-of-real-world-vehicle-emissions-in-brussels/ . |
| [3] | Gruening, C., P. Bonnel, M. Clairotte, B. Giechaskiel, V. Valverde, A. Zardini, and M. Carriero. Potential of Remote Sensing Devices (RSDs) to Screen Vehicle Emissions: Assessment of RSD Measurement Performance. EUR 29871 EN. LU: Publications Office, 2019. https://data.europa.eu/doi/10.2760/277092 . |
| [4] | Minghao Qiu and Jens Borken-Kleefeld, 'Using Snapshot Measurements to Identify High-Emitting Vehicles', Environmental Research Letters, March 2022, https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac5c9e . |
| [5] | https://www.zh.ch/content/dam/zhweb/bilder-dokumente/themen/umwelt-tiere/luft-strahlung/luftschadstoffquellen/verkehr/abgasmessungen-rsd/rsd_bericht_2021.pdf), see also here: https://www.zh.ch/de/umwelt-tiere/luft-strahlung/luftschadstoffquellen/emissionen-verkehr/abgasmessungen-rsd.html |

Referenzen AP4

- | | |
|-----|---|
| [1] | Anenberg, S.C.; Miller, J.; Minjares, R.; Du, L.; Henze, D.K.; Lacey, F.; Malley, C.S.; Emberson, L.; Franco, V.; Klimont, Z.; et al. Impacts and Mitigation of Excess Diesel-Related NO _x Emissions in 11 Major Vehicle Markets. <i>Nature</i> 2017 , <i>545</i> , 467–471, doi:10.1038/NATURE22086 Schweizerischer Ingenieur- und Architektenverein SIA (2004), „ Projektierung Tunnel - Strassentunnel “, <i>Norm SIA 197/2</i> . |
| [2] | Jonson, J.E.; Borken-Kleefeld, J.; Simpson, D.; Nyíri, A.; Posch, M.; Heyes, C. Impact of Excess NO _x Emissions from Diesel Cars on Air Quality, Public Health and Eutrophication in Europe. <i>Environ. Res. Lett.</i> 2017 , <i>12</i> , 94017, doi:10.1088/1748-9326/aa8850. |
| [3] | Borken-Kleefeld, J.; Dallmann, T. <i>Remote Sensing of Motor Vehicle Exhaust Emissions</i> ; 2018. |
| [4] | Systems, E. The Colorado Remote Sensing Program January – December 2011 The Colorado Department of Public Health and Environment. 2012 . |
| [5] | Ropkins, K.; DeFries, T.H.; Pope, F.; Green, D.C.; Kemper, J.; Kishan, S.; Fuller, G.W.; Li, H.; Sidebottom, J.; Crilley, L.R.; et al. Evaluation of EDAR Vehicle Emissions Remote Sensing Technology. <i>Sci. Total Environ.</i> 2017 , <i>609</i> , 1464–1474, doi:10.1016/j.scitotenv.2017.07.137 |
| [6] | OPUS Remote Sensing Europe The Remote Sensing Device: OPUS RSD 5500 Available online: https://www.opusrse.com/technology/remote-sensing-device/ . |
| [7] | Hager Environmental & Atmospheric Technologies EDAR Available online: https://www.heatremotesensing.com/edar . |

-
- [8] Bishop, G.A.; Starkey, J.R.; Ihlenfeldt, A.; Williams, W.J.; Stedman, D.H. In Long-Path Photometry: A Remote Sensing Tool for Automobile Emissions. *Anal. Chem.* **1989**, *61*, 671A-677A, doi:10.1021/ac00185a002.
-
- [9] Bishop, G. *Analyze Existing West LA Data Set for On-Road Evaporative Emissions*; 2018.
-
- [10] Pope, S.B. *Turbulent Flows*; Cambridge University Press, 2000; ISBN 9780521591256.
-
- [11] Ferziger, J.H.; Perić, M.; Street, R.L. *Numerische Strömungsmechanik*; 2020; ISBN 9783662465431.
-
- [12] Chapman, D.R. Computational Aerodynamics Development and Outlook. *AIAA J.* **1979**, *17*, 1293–1313, doi:10.2514/3.61311.
-
- [13] Piomelli, U. Wall-Layer Models for Large-Eddy Simulations. *Prog. Aerosp. Sci.* **2008**, *44*, 437–446, doi:10.1016/j.paerosci.2008.06.001.
-
- [14] Schwarze, R. *CFD-Modellierung: Grundlagen Und Anwendungen Bei Strömungsprozessen*; 2013; ISBN 978-3-642-24377-6.
-
- [15] Soria, M.; Cadafalch, J.; Consul, R.; Claramunt, K.; OLIVA, A. A Parallel Algorithm for the Detailed Numerical Simulation of Reactive Flows. In; 2000; pp. 389–396 ISBN 978-0-44-482851-4.
-
- [16] Plogmann, J.; Gubser, A.; Dimopoulos Eggenschwiler, P. Remote Sensing Measurements and Simulations for Real Driving Emission Characterization of Vehicles.; 2022; pp. 277–291.
-
- [17] Boussinesq, J. Théorie de l'Écoulement Tourbillant. *Mém. prés. Acad. Sci.* **1877**.
-
- [18] Swisenergy; Meteotest The Swiss Wind Power Data Website Available online: <https://wind-data.ch/windkarte/index.php?lng=en>.
-

Projektabschluss



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK
Bundesamt für Strassen ASTRA

FORSCHUNG IM STRASSENWESEN DES UVEK

Version vom 09.10.2013

Formular Nr. 3: Projektabschluss

erstellt / geändert am: 31.10.2022

Grunddaten

Projekt-Nr.: ASTRA 2019/003
Projekttitel: ReMOVES - Überwachung der Emissionen von Strassenfahrzeugen in der Schweiz
Enddatum: 30.11.2022

Texte

Zusammenfassung der Projektergebnisse:

Die umfangreichen Forschungsarbeiten und Messungen haben gezeigt, dass RES eine verlässliche Methode ist, um die Emissionen der Fahrzeuge am Strassenverkehr zu überwachen. Wichtigste Projektergebnisse sind:

- Physikalisch und theoretisch ist die Information der Fahrzeugemission in den ersten 1-3 m hinter dem vorbeifahrenden Fahrzeug (im Falle von Pws) vorhanden,
- Die Schadstoffkonzentrationen in diesem fahrzeugnahen Bereich wird nur schwach von fahrerspezifischen und Umgebungsparametern beeinflusst,
- Bei optimaler Aufstellung des einen RES-Messsystems, EDAR, sei eine nahezu ideale Korrelation zwischen RES Ergebnis und anderer etablierter Messsysteme erreichbar.

Somit können RES für die Überprüfung der Emissionen von Fahrzeugen nach Euro 6 bzw. VI (wofür Grenzwerte für die Emissionen auf realen Strassenfahrten existieren) eingesetzt

werden. Für die Überwachung der Emissionen älterer Fahrzeuge wird vom Einsatz von RES abgeraten. Mit folgenden Schwierigkeiten ist aktuell bei Einsatz von RES zu rechnen:

- Die Messgeräte stellen hohe Ansprüche an die Betreiber. Im aktuellen Stand müssen sie von spezialisierten Messtechnikern betrieben werden, bzw. sie könnten nach entsprechenden Schulungen durch spezialisierte Vollzugsbehörden angewendet werden. Der Stand der Messgeräte ist zudem so, dass diese noch nicht METAS-geprüft sind,
- Die Messdatenverarbeitung ist noch nicht robust und Messgeräte sowie -daten sollten zertifiziert sein.

Die erfolgreiche Weiterentwicklung würde es erlauben, die RES-Messtechnik zur Erkennung von «High-Emittern» im Sinne einer Vorselektion im rollenden Strassenverkehr einzusetzen sowie zur Erkennung von auffälligen Fahrzeugtypen, die statistisch signifikant hohe Emissionen verursachen. Als «High-Emitter» erkannte Einzelfahrzeuge müssten sodann durch eine zweite Kontrolle belastbar geprüft werden.



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK
Bundesamt für Strassen ASTRA

Zielerreichung:

Die wesentlichen Ergebnisse der Arbeiten sind die gewonnenen Erkenntnisse, wie die RES-Geräte eingesetzt werden können und welche Anforderungen der Messbetrieb stellt. Mit diesen Arbeiten konnten Vorschläge für Schwellenwerte für die fraglichen Stickoxide entwickelt werden. Für die Feststellung eines «High-Emitters» wird als Schwellenwert der aktuelle Grenzwert, multipliziert mit dem dreifachen Konformitätsfaktor empfohlen. Vor einem praktischen Einsatz müssen diese Schwellenwerte nun durch weitere Messserien verifiziert werden.

Folgerungen und Empfehlungen:

Der direkte Vergleich des Messergebnisses von einem RES zu dem Emissionsgrenzwert kann lediglich durch eine Annahme bezüglich dem momentanen Verbrauch des vermessenen Fahrzeuges stattfinden. Die Sensitivität des Ergebnisses auf diese Annahme sollte für verschiedene Fahrzeugklassen (und unter verschiedenen, sinnvollen Fahr- und Lastzuständen) untersucht werden.

Physikalisch und theoretisch ist nicht klar, ob für Lastwagen, mit grösseren Abständen zwischen dem Abgasrendrohr und dem Fahrzeugende, die tatsächliche Emission mit RES ermittelt werden kann. Dazu kann die in diesem Projekt entwickelte Simulation erweitert werden.

Sollten mehrere RES Systeme hintereinander für eine Kontrollstelle in Betracht gezogen werden, so sollten die optimalen Abstände dazwischen herausgearbeitet werden.

Publikationen:

J. Plogmann, C. Stauffer, P. Dimopoulos Eggenschwiler and P. Jenny
URANS simulations of the exhaust plume in the vehicle wake with insights on remote emission sensing to be submitted in Atmospheric Environment, October 2022.

J. Plogmann, A. Gubser, and P. Dimopoulos Eggenschwiler
Remote Sensing Measurements and Simulations for Real Driving Emission Characterization of Vehicles
M. Bargende et al. (Hrsg.): 22. Internationales Stuttgarter Symposium, Proceedings, S. 277–291, 2022.
https://doi.org/10.1007/978-3-658-37011-4_23

Der Projektleiter/die Projektleiterin:

Name: Dimopoulos Eggenschwiler

Vorname: Panayotis

Amt, Firma, Institut: Empa, 504

Unterschrift des Projektleiters/der Projektleiterin:



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK
Bundesamt für Strassen ASTRA

FORSCHUNG IM STRASSENWESEN DES UVEK

Formular Nr. 3: Projektabschluss

Beurteilung der Begleitkommission:

Beurteilung:

Ein zentrales Ziel dieser Forschungsarbeit war die Erkennung von einzelnen, hoch NO_x-emittierenden Dieselfahrzeugen. Im Zuge des Dieselgates und der AdBlue-Manipulationen wurde erkannt, dass eine Lücke im Vollzug besteht, die mit dieser Forschungsarbeit geschlossen werden soll.

Für Fahrzeuge ab den Emissionsvorschriften Euro 6/VI konnte eine erste Grundlage für die Nutzung von Remote Sensing Detection (RSD) zur Vorselektion verdächtiger Fahrzeuge geschaffen werden. Für ältere Fahrzeuge erscheint RSD nicht zielführend zu sein. Ein weiteres Ziel war zu prüfen, ob die RSD-Messgeräte für die Vollzugskräfte einsetzbar sind. Die Geräte, die ursprünglich für Forschungszwecke konzipiert wurden, müssen von Spezialisten betrieben werden. Dies könnte z. B. im Rahmen der technischen Unterwegskontrolle erfolgen, d.h. durch Spezialisten, welche sogenannte «gründliche Kontrollen» durchführen oder durch spezialisierte Firmen, welche RSD-Messungen im Auftrag der Behörde betreiben. Als nicht realistisch hat es sich erwiesen, dass mittels solcher Messungen gerichtsbelastbare Nachweise möglich sind. Der Grund für hohe Emissionen können normale Defekte sein, genauso wie illegale Manipulationen, z.B. zur Vermeidung von teuren Reparaturen. Weiter wäre auch der Einsatz bei periodischen Kontrollen denkbar. Dem steht entgegen, dass gerade die manipulierten Fahrzeuge bei den Strassenverkehrsämtern in konformem Zustand vorgeführt werden. Zudem müssten die Geräte zertifiziert sein. Ein weiteres Ergebnis aus den Messungen zeigt, dass hoch emittierende Fahrzeuge relativ selten sind, vor allem bei den schweren Fahrzeugen. Die gute Qualität des Zustands ist vielleicht auch eine Folge der hochwertigen Kontrollen der Fahrzeuge und insbesondere des Schwerverkehrs in der Schweiz.

Umsetzung:

Die vorerwähnte Umsetzung muss im Rahmen praktischer Versuchsanlagen vertieft werden, bevor ein allfälliger Rollout - zum Beispiel als Erweiterung der gründlichen Kontrolle im Rahmen der TUK - umsetzbar wird. Die praktischen Anforderungen sind dabei im Bericht detailliert erwähnt, v.a. im Arbeitspaket eins.

Weiter sollte im Austausch mit den Herstellerfirmen die Vollzugstauglichkeit der Geräte weiter verbessert werden, selbst wenn diese, wie vorgeschlagen, als Vorselektionsinstrumente eingesetzt werden können. Soll das Messkonzept für gerichtsbelastbare Ergebnisse weiterentwickelt werden, z.B. für den Einsatz in den Strassenverkehrsämtern für periodische Kontrollen, müsste im Rahmen weiterer Forschungsarbeiten die fehlenden Grundlagen erarbeitet werden. Angesichts der Entwicklung der Antriebskonzepte scheint eine relativ rasche, eher niederschwellige Anwendung sinnvoller als die Verfolgung hochwertiger Ziele, bei denen die Gefahr besteht, dass sie durch die Entwicklung hin zu fossilfreien Antriebskonzepten obsolet werden könnten. Ergänzend ist der Einsatz als Instrument der Immissionsüberwachung denkbar, wobei die Ergebnisse in Relation zum bestehenden Messnetz des BAFU zu stellen wäre.

weitergehender Forschungsbedarf:

Die notwendigen weiterführenden Arbeiten sind vorerwähnt und im Bericht detailliert beschrieben.

Einfluss auf Normenwerk:

Im Rahmen der weiterführenden Arbeiten ist nebst den technischen und prozesstechnischen Weiterentwicklungen zu klären, inwieweit die bestehenden rechtlichen Grundlagen anzupassen wären.

Der Präsident/die Präsidentin der Begleitkommission:

Name: *Wysshaar* Vorname: *Niklaus*
Amt, Firma, Institut: *Bundesamt für Strassen*

Unterschrift des Präsidenten/der Präsidentin der Begleitkommission:

N. Wysshaar