

Kolloquium Luftqualität an Straßen 2013



bast

Forschungsgesellschaft
für Straßen- und
Verkehrswesen e.V.
FGSV

20. und 21. März 2013

Bergisch Gladbach

Kolloquium Luftqualität an Straßen 2013

**Tagungsbeiträge
vom 20. und 21. März 2013
Bergisch Gladbach
Bundesanstalt für Straßenwesen**

bast

Forschungsgesellschaft
für Straßen- und
Verkehrswesen e.V. 
FGSV

Herausgeber:

Bundesanstalt für Straßenwesen

Brüderstraße 53

51427 Bergisch Gladbach

Telefon 02204 / 43 – 0

Telefax 02204 / 43 – 673

E-Mail info@bast.de

Internet www.bast.de

Druck:

Druckerei des Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn

Bergisch Gladbach, März 2013



Vorwort

Der Verkehrsweg Straße bildet das Rückgrat eines vernetzten und intermodalen Verkehrssystems. Zugleich ist er Bestandteil des menschlichen Lebensraumes, weshalb die Verträglichkeit mit den Anforderungen des Immissionsschutzes maßgeblich zur Akzeptanz motorisierten Straßenverkehrs beiträgt.

Um in einer Balance zwischen ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekten des gesellschaftlichen Lebens die mit dem Straßenverkehr verbundenen Belastungen in den Lebensräumen der Menschen so gering wie möglich zu halten, bedarf es interdisziplinärer Anstrengungen zur Verbesserung der Luftqualität. Diesem Ziel dienen neben legislativen Vorgaben insbesondere auch innovative Bauweisen und verkehrsbezogene Maßnahmen.

Der Bundesanstalt für Straßenwesen und der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen ist es ein Anliegen, den interdisziplinären Dialog zwischen Politik, Verwaltung und Wirtschaft auf dem Gebiet der Luftreinhaltung an Verkehrswegen zu fördern. Unsere Veranstaltung soll daher ein Forum sein, auf dem Ideen und Lösungsstrategien auf dem Weg zu einer besseren Umwelt vorgestellt und diskutiert werden.

A handwritten signature in blue ink that reads "Stefan Strick". The signature is written in a cursive, flowing style.

Stefan Strick
Präsident der Bundesanstalt für Straßenwesen

Inhalt

Vorträge

Prof. Dr. Udo J. Becker

Luftqualität an Straßen: Wie kann man die Ziele der Verkehrsplanung und des Umweltschutzes tatsächlich in Einklang bringen? _____ Seite 8

Johanna Appelhans

Zukünftige Luftqualität in Deutschland – Emissions- und Immissionsprognosen bis zum Jahr 2030 _____ Seite 11

Rüdiger May

Luftqualitätsrichtlinien in der Straßenplanung _____ Seite 13

Volker Diegmann

Potenziale des Umweltorientierten Verkehrsmanagements – eine Übersicht _____ Seite 19

Daniel Krajzewicz, Yun-Pang Flötteröd

Simulative Untersuchung abstrakter und realer Verkehrsmanagementansätze zur Emissionsreduktion _____ Seite 42

Dr. Ditmar Hunger, Tobias Schönefeld

Geschwindigkeitsbeeinflussung als Maßnahme zur Luftreinhaltung _____ Seite 58

Dr. Nicola Toenges-Schuller, Dr. Christiane Schneider,

Arnold Niederau, Dr. Werner Scholz

Ersteinschätzung der Wirkungsrichtung von Tempo 30 auf Hauptverkehrsstraßen auf die NO_x-Emissionen _____ Seite 63

Dr. Ingo Düring, Anja Baum, Frank Dünnebeil

Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen RLuS 2012 – eine Übersicht _____ Seite 67

Dr. Stefan Balla, Helmut Lorentz, Rudolf Uhl, Dr. Angela Schlutow

Beurteilung von Stickstoffeinträgen in der FFH-

Verträglichkeitsprüfung für Straßenbauvorhaben

und

Modellierung verkehrsbedingter Stickstoffeinträge in FFH-Gebiete _____ Seite 75

Prof. Dr. Detlef Bahnemann, Dr. Ralf Dillert, Astrid Engel

Photokatalytischer NO_x-Abbau: Von den wissenschaftlichen

Grundlagen zur Anwendung im Straßenverkehr _____ Seite 100

Dr. Anne Beeldens, Dr. Elia Boonen

Photocatalytic materials in Belgium: From laboratory to on site applications _____ Seite 106

*Sylvia Uehlendahl, Siegfried Riffel, Dr. Ralf Kurtenbach,
Dr. Thomas Flassak*

Dortmunder Pilotprojekt Park der Partnerstädte / Leonie-Reygers-Terrasse mit photokatalytisch aktiver Betonoberfläche _____ Seite 119

Stephan Hedt, Dr. Knut Johannsen

NOxer® – Eine Lösung für photokatalytische Straßenbeläge unter hoher Verkehrsbelastung _____ Seite 130

Anja Baum

Vorstudie Schadstoff-Längsprofilmessungen zur Anwendung photokatalytischer Oberflächen in Tunneln _____ Seite 141

Poster

Christian Ostermair, Dr. Silke Schädel, Dr. Jürgen Diemer

NO₂-Konzentrationen – Messungen und Berechnungen nach RLuS und MLuS 02 _____ Seite 154

Dr. Christiane Schneider, Sabine Turhan, Anja Baum, Bertil Surkus

MARLIS – Maßnahmen zur Reinhaltung der Luft in Bezug auf Immissionen an Straßen – Kontinuierliche Dokumentation von Maßnahmen zur Luftreinhaltung _____ Seite 157

Dr. Ingo Düring, Tilo Hoffmann, Helmut Lorentz, Dr. Thomas Flassak

Luftschadstoffprognosemodelle als Umweltmodule für umweltorientiertes Verkehrsmanagement – Erfahrungen mit ProFet und PROKAS^{online} _____ Seite 159

Dr. Hans Jungelen, Heribert Rückewold

Moosmatten-Immissionsschutzwand – Aufrüstung einer vorhandenen Lärmschutzwand zum verbesserten Schutz der anliegenden Bebauung vor Feinstaub _____ Seite 165

Vorträge

Luftqualität an Straßen: Wie kann man die Ziele der Verkehrsplanung und des Umweltschutzes tatsächlich in Einklang bringen?

Prof. Dr. Udo J. Becker,
Institut für Verkehrsplanung und Straßenverkehr,
Technische Universität Dresden

Das Problem ist altbekannt: Umweltschutz und Verkehrswachstum sind Widersprüche. Auch die Einladung zum Kolloquium „Luftqualität an Straßen“ 2013 formuliert:

„Mobilität ist eine zentrale Voraussetzung für wirtschaftliches Wachstum, Beschäftigung und Teilnahme am gesellschaftlichen Leben. Hierfür sind leistungsfähige und optimal vernetzte Verkehrswege unabdingbar. Zunehmende Verkehrsleistungen sind aber auch steigenden Umweltbelastungen ... verbunden“ (Einladung zum Kolloquium, Seite 1, erster Absatz, BAST 2012)

Unbedingt zuzustimmen ist dem ersten Teil der Aussage: Ja, Mobilität, also das Erreichen von Zielen und Diensten, genauer die Befriedigung menschlicher Bedürfnisse mittels Ortsveränderungen, ist „zentrale Voraussetzung“, ja sogar ein Menschenrecht. Aber wieso sind deshalb „leistungsfähige und optimal vernetzte Verkehrswege“ sowie „zunehmende Verkehrsleistungen“ „unabdingbar“? Wird mehr Mobilität erzeugt, wenn man für dieselben menschlichen Bedürfnisse einfach doppelt so weit fahren muss? Wie kommen die Autoren zu solchen Aussagen? Die Erklärung ist einfach: „Weil Verkehr ja doch wohl dasselbe wie Mobilität ist: Wer doppelt soweit fährt, hat vermutlich auch doppelt so viele Bedürfnisse befriedigt!“. Der Beitrag will aufzeigen, dass diese Auffassungen weder zielführend noch sinnvoll noch richtig sind:

Man kann nämlich sehr wohl „viel Mobilität mit wenig Verkehr haben“: In einer nutzerorientierten, multifunktionalen, nahräumlichen Raumstruktur mit kostenwahren Preisen ist es möglich, alle für menschliche Bedürfnisse notwendigen Ziele mit wenig Geld, wenig Zeit, wenig Erdöl, wenig Stahl, wenig Unfällen, wenig Abgasen, wenig Lärm, wenig Fläche,

wenig Bodenbelastung, wenig Treibhausgasen und wenig Abfällen: sprich mit wenig Einsatz des Instrumentes „Verkehr“ zu erreichen.

Man kann aber auch durchaus das Gegenteil anstreben: Natürlich kann jede Gesellschaft „viel Verkehr für wenig Mobilität“ erzwingen: Man muss dann nur das dienende Instrument „Verkehr“ in den Vordergrund stellen und Verkehrswege und Verkehre attraktiv und billig machen (möglichst von anderen Menschen, Ländern oder Generationen subventioniert), man muss Zersiedelung, Pendlerpauschalen, Zuschüsse zum Fahrzeugkauf und solche Raumordnungen wählen, die Verkehr attraktiv machen: Dann werden in Marktwirtschaften die Nachfragen danach steigen, die Raum- und Verhaltensstrukturen passen sich an: Und am Ende muss man für jedes kleine Bedürfnis weit reisen, und alle müssen das: Mit viel Erdöl, Unfällen, Umweltbelastungen und Aufwänden, für wenig Mobilität.

Mobilität und Verkehr sind also nicht dasselbe, sondern zwei Seiten einer Medaille.

Diese Trennung beider Begriffe hat Folgen für den obigen Konflikt „Umweltschutz oder Verkehrswachstum“. Wären Verkehr und Mobilität Synonyme, dann könnte man Umweltentlastung nur durch Technik erreichen: Man muss noch einen Filter in den Abgasstrang einbauen, und dann noch einen, und höhere Lärmschutzwände, und die auch noch aufwendig für Stickstoffkonzentrationsreduktionen beschichten, und alles wird die Kosten für die Gesellschaft immer mehr erhöhen. Entzerrt man aber beide Begriffe, dann wird diese Technikstrategie ineffizient: Jetzt wird es viel sinnvoller, viele Mobilitätsbedürfnisse (für alle Gesellschaftsschichten) abzudecken, aber in der Nähe, mit Rad und Fuß, CarSharing und RideSharing, per Bus und Bahn, vernetzt und ressourcensparsam und umweltfreundlich und kostengünstig.

Diese Entzerrung hat auch Folgen für die Themen des Workshops:

- Erst dann, wenn technische Lösungen und Verhaltensänderungen zusammenkommen, können die zukünftigen Luftqualitäten grundlegend besser werden: Erst dann muss der Umweltschutz nicht immer dem Verkehrswachstum hinterherhecheln.
- Erst dann, wenn die Straßenplanung als Ziel „die Vermeidung von Verkehr“ verfolgt, kann mehr Mobilität zu denselben oder sinkenden Kosten erreicht werden.

- Erst dann, wenn die sich in einer Marktwirtschaft ergebenden dynamischen Veränderungen dieser Entzerrung einbezogen werden (dynamische Veränderungen beziehen die Nutzerreaktionen nach einer Intervention mit ein), können Ansätze des Verkehrsmanagements reale Emissionsreduktionen mit sich bringen: Wer einfach nur den Verkehrsfluss beschleunigt und attraktiver macht, wird im ceteris-paribus-Fall ohne restriktive Maßnahmenpakete am Ende nur noch mehr Stau und Umweltbelastungen erzeugen. Dies fehlt zurzeit in Deutschland noch manchen Ansätzen zur „Reduktion von PKW-Haltevorgängen“ oder zur Abschätzung von Tempo 30.

Das bedeutet: Um die Umweltbelastungen aus dem Verkehr grundlegend zu reduzieren, muss es allen Beteiligten gelingen, mehr Mobilität (für alle Bevölkerungsgruppen) mit weniger Aufwänden, also mit weniger Einsatz von Verkehr zu erzeugen. Das ist übrigens effizienter, weniger kostenlühend, volkswirtschaftlich billiger, sozialer (denn es hilft vor allem finanziell schwächeren Gruppen), innovativ und langfristig sinnvoll: Davon würden am Ende alle profitieren: Die Steuerzahler. Die ÖV-Nutzer. Kinder und Senioren. Radfahrer und Fußgänger. Verkehrsteilnehmer und Anwohner. Sogar die verbleibenden Autofahrer würden davon profitieren, denn zwar wären „Kilometer“ teurer, dafür aber gäbe es mehr Ziele in der Nähe, und die Verkehrsmengen (Wartezeiten an LSA, Parksuchverkehre, usw.) wären geringer. Erst dann würden beide, Umweltschutz und Verkehrsplanung/Verkehrstechnik, am selben Strang ziehen.

Zukünftige Luftqualität in Deutschland – Emissions- und Immissionsprognosen bis zum Jahr 2030

Dipl.-Vw. Johanna Appelhans
Umweltbundesamt, Dessau

Viele deutsche Städte haben nach wie vor Probleme, die geltenden Immissionsgrenzwerte besonders für Stickstoffdioxid (NO_2) und Partikel (PM_{10}) einzuhalten. Da erhöhte Luftschadstoffkonzentrationen schädlich für Mensch und Umwelt sind, sind weitere Maßnahmen zur Verminderung der Belastungen zu prüfen und umzusetzen.

Das Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes (UBA) „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung – PAREST“ und das Nachfolgevorhaben „Luftqualität 2020/2030“ untersuchen eine Vielzahl verschiedener Emissionsminderungsszenarien und Maßnahmen und bewerten mithilfe von Ausbreitungsmodellen, welche dieser Szenarien und Maßnahmen die Feinstaubbelastung bis zum Jahr 2030 wirksam mindern können. Da Feinstaub in der Außenluft nicht nur aus primären Partikeln entsteht, sondern sich auch aus verschiedenen Vorläuferstoffen – vor allem aus Stickoxiden (NO_x), Schwefeldioxid (SO_2), Ammoniak (NH_3) und flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) – durch chemische Prozesse in der Atmosphäre bildet, werden auch Maßnahmen zur Minderung der Vorläufersubstanzen bewertet.

Die in den Forschungsvorhaben entwickelten Emissions- und Immissionsszenarien können schließlich mit den geltenden rechtlichen Regelungen verglichen werden, um beurteilen zu können, ob Deutschland diese einhalten kann. Wichtige Regelwerke auf der Emissionsseite sind auf europäischer Ebene die NEC-Richtlinie (2001/81/EG) und auf internationaler Ebene das Göteborg-Protokoll. Beide legen für die Luftschadstoffe NO_x , SO_2 , NH_3 und NMVOC sogenannte Emissionshöchstmengen (NEC) fest, die seit dem Jahr 2010 nicht mehr überschritten werden dürfen. Im Mai 2012 wurde ein neues Göteborg-Protokoll beschlossen, das Emissionsminderungsverpflichtungen für den Zeitraum 2005 bis 2020 für die Stoffe NO_x , SO_2 , NH_3 , NMVOC und erstmals auch $\text{PM}_{2,5}$ enthält. Die EU-Kommission beabsichtigt, im Jahr 2013 einen Vorschlag für die Überarbeitung der NEC-Richtlinie vorzulegen.

Auf der Immissionsseite ist die Luftqualitätsrichtlinie (2008/50/EG) relevant, die Immissionsgrenzwerte und Zielwerte für verschiedene Luftschadstoffe festlegt. Auch die Überarbeitung der Luftqualitätsrichtlinie ist für das Jahr 2013 vorgesehen.

Luftqualitätsrichtlinien in der Straßenplanung

Rüdiger May

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung
Bonn

Luftschadstoffe belasten die Umwelt und die Gesundheit der Bevölkerung. Aus diesem Grund wurden für relevante Luftschadstoffe Grenz-, Ziel- und Schwellenwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit und der Vegetation in europäische Richtlinien festgelegt.

1. Richtlinie 2008/50/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa

Die Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa ist seit dem 11. Juni 2008 in Kraft getreten und ersetzt seit dem 11. Juni 2010 die Vorgängerrichtlinie 96/62/EG des Rates vom 27. September 1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität sowie deren drei Tochterrichtlinien 1999/30/EG, 2000/69/EG und 2002/3/EG. Sie schafft unter Berücksichtigung neu gewonnener wissenschaftlicher Erkenntnisse die Basis für eine gemeinsame Luftreinhaltestrategie in der EU mit folgenden Zielen:

- Definition und Fixierung von Luftqualitätszielen
- Vereinheitlichung von Methoden und Kriterien zur Beurteilung der Luftqualität
- Information der Öffentlichkeit über die Luftqualität
- Erhaltung und Optimierung der Luftqualität

Gegenüber der Vorgängerrichtlinie werden seit 2010 unter anderem Zielwerte für die Staubfraktion kleiner als 2,5 µm festgelegt, die dann ab 2015 auch in Grenzwerte übergehen sollen.

Daneben wurde unter strikten Auflagen eine höhere Flexibilität bei der Einhaltung der schon bestehenden Grenzwerte ermöglicht. Danach ist es möglich, die

Frist zur Einhaltung der Grenzwerte für Stickstoffdioxid oder Benzol um bis zu fünf Jahre zu verlängern, wenn ein Luftreinhalteplan erstellt worden ist und aufgezeigt wird, wie die Grenzwerte innerhalb der neuen Frist eingehalten werden sollen. Weiterhin wird die Qualitätssicherung der Messungen zur Überwachung der Grenzwerteinhaltung hervorgehoben. Bestätigt wurden die geltenden Grenz-, Alarm- und Zielwerte, insbesondere der PM₁₀-Tages- und der NO₂-Jahresgrenzwert.

2. Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG)

Das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) ist das wichtigste nationale Gesetz für die Luftreinhaltung und Lärmbekämpfung: „Zweck dieses Gesetzes ist es, Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, Wasser, die Atmosphäre sowie die Kultur- und sonstigen Sachgüter vor schädlichen Umwelteinwirkungen zu schützen und dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen“ (§1 BImSchG).

Im Hinblick auf die Verbesserung der Luftqualität sind besonders Regelungen im vierten (Beschaffung und Betrieb von Fahrzeugen, Bau und Änderung von Straßen und Schienenwegen) und fünften Teil (Überwachung und Verbesserung der Luftqualität, Luftreinhalteplanung, Lärminderungspläne) des BImSchG zu beachten.

Die zuständige Straßenverkehrsbehörde kann den Kraftfahrzeugverkehr einschränken bzw. verbieten, wenn ein Luftreinhalteplan oder ein kurzfristiger Plan nach § 47 umgesetzt wird (§ 40 Verkehrsbeschränkungen).

Zur Überwachung der Luftqualität werden von den für den Immissionsschutz zuständigen Behörden Untersuchungsgebiete festgelegt und dort regelmäßig Untersuchungen durchgeführt (§ 44: Überwachung der Luftqualität). Um die festgelegten Immissionswerte einzuhalten, ergreifen die zuständigen Behörden geeignete Maßnahmen, im Allgemeinen sind diese Bestandteil der Luftreinhalteplanung nach § 47 (§ 45: Verbesserung der Luftqualität). Die Bevölkerung muss über die Luftqualität insbesondere bei Überschreitung relevanter Informations- und Alarmschwellen unterrichtet werden (§ 46a: Unterrichtung der Öffentlichkeit).

3. Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes: Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen (39. BImSchV)

Die Verordnungen über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen konkretisiert die Regelungen des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Die aktuell gültige 39. BImSchV dient der Umsetzung der Richtlinien 2008/50/EG über „Luftqualität und saubere Luft für Europa“, 2004/107/EG über „Arsen, Kadmi-um, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft“ und 2001/81/EG über „nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe“ und hebt die 22. und 33. BImSchV als Verordnungen zur Umsetzung der auf der Vorgängerrichtlinie 92/62/EG beruhenden Fassung des BImSchG auf.

Für PM₁₀ (Feinstaub: aerodynamischer Partikeldurchmesser kleiner/gleich 10 µm) beträgt der Jahresmittelwert 40 µg/m³ und der Grenzwert im Tagesmittel 50 µg/m³. Dieser darf an 35 Tagen im Jahr überschritten werden. Der Jahresmittelwert für NO₂ beträgt 40 µg/m³. Das Stundenmittel von 200 µg/m³ darf in 18 Stunden im Jahr überschritten werden. Die Einhaltung der Grenzwerte dieser Schadstoffe stellt speziell an Verkehrsstandorten und im urbanen Raum immer wieder ein Problem dar. Durch die Übernahme der EU-Grenzwerte sind diese auch für straßenplanerische Maßnahmen bindend.

In der 39. BImSchV wird vor allem auch § 47 des BImSchG zur Aufstellung von Luftreinhalteplänen und somit die Möglichkeit von Verkehrsbeschränkungen durch die zuständigen Behörden konkretisiert.

4. Berücksichtigung der Luftqualitätsanforderungen bei der Straßenplanung

Ein Vorhaben kann nur zugelassen werden, wenn dessen Verwirklichung die Einhaltung der Luftqualitätsstandards mit Mitteln der Luftreinhalteplanung nicht ausschließt. Eine Umsetzung der Luftreinhaltepläne erfolgt durch die Umweltbehörden der Länder bzw. auf kommunaler Ebene.

Zur Absenkung verkehrsspezifischer Luftschadstoffkonzentrationen wurden in zahlreichen urbanen Räumen im Zuge der Luftreinhalteplanung Umweltzonen eingerichtet und die Fahrzeuge nach ihren Schadstoffgruppen gemäß 35. BImSchV gekennzeichnet.

5. RLuS 2012 – Richtlinie zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung

Um Immissionen straßenverkehrsbedingter Schadstoffbelastungen im Rahmen von Planungsvorhaben zu ermitteln, sind zwei Vorgehensweisen möglich: Die Durchführung von Feldmessungen, deren Mess- und Auswerteverfahren in entsprechenden Regelwerken vorgeschrieben sind und die Durchführung von Simulationen durch standardisierte, auf unterschiedlichen Modellansätzen beruhende Berechnungsverfahren. Im Rahmen von Planfeststellungsverfahren, denen in der Regel eine 10-jährige Prognose zugrunde liegt, wird zumeist auf die zweite Möglichkeit der Beurteilung von Luftbelastungen zurückgegriffen. Dies vor allem auch, weil Feldmessungen kosten- und zeitintensive Maßnahmen darstellen.

Für den Bereich von Fernstraßen mit aufgelockerter Randbebauung haben sich empirisch-statistische Verfahren bewährt. Zu diesen gehört das im „Merkblatt über Luftverunreinigung an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung MLuS 02, geänderte Fassung 2005“ enthaltene Modell zur Abgasimmissionsprognose. Das MLuS 02 wurde überarbeitet und ist zu den Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung – RLuS 2012 weiterentwickelt worden.

Die RLuS 2012 beinhalten ein Grobscreeningverfahren zur Einschätzung verkehrsbedingter Immissionen insbesondere im Rahmen von Planfeststellungsverfahren.

Folgende Schadstoffe sind von Relevanz:

- Kohlenmonoxid (CO)
- Stickstoffmonoxid (NO)
- Stickstoffdioxid (NO₂)
- Partikel (PM₁₀)
- Partikel (PM_{2,5})
- Benzol (C₆H₆)
- Schwefeldioxid (SO₂)

Im Rahmen folgender Anwendungsbedingungen ist das Berechnungsmodell anwendbar:

- Verkehrsstärken über 5.000 Kfz/24 h
- Geschwindigkeit über 50 km/h
- Trogtiefen und Dammhöhen unter 15 m
- Maximaler Abstand vom Fahrbahnrand 200 m
- Lücken innerhalb der Randbebauung $\geq 50\%$
- Abstände zwischen den Gebäuden und dem Fahrbahnrand ≥ 2 Gebäudehöhen
- Gebäudebreite ≤ 2 Gebäudehöhen

6. MARLIS – Datenbank zu Maßnahmen der Luftreinhaltung

Die Datenbank MARLIS (Maßnahmen zur Reinhaltung der Luft in Bezug auf Immissionen an Straßen) beschreibt und bewertet Maßnahmen zur Luftreinhaltung an Verkehrswegen und deren Auswirkungen auf die Luftschadstoffkonzentrationen. Je nach Datenverfügbarkeit gibt die Datenbank Auskunft über Ort, Effektivität und Kosten einzelner Maßnahmen und hilft somit auch wirtschaftliche Fehlentwicklungen zu vermeiden.

In regelmäßigen Abständen werden die zuständigen Landesbehörden bezüglich ihrer Erfahrungen und Informationen bezüglich der Maßnahmenumsetzung und Ihrer Wirkungen befragt. Insgesamt umfasst die regelmäßig aktualisierte Datenbank MARLIS 3.665 Maßnahmen und liegt derzeit in der Version 3.0 vor.

Literatur:

- BlmSchG: Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 26. September 2002 (BGBl. I S.3830), Änderung durch Artikel 2 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)
35. BlmSchV: Fünfunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Kennzeichnung der Kraftfahrzeuge mit geringem Beitrag zur Schadstoffbelastung)
39. BlmSchV: Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 2. August 2010
- MARLIS: Maßnahmen zur Reinhaltung der Luft in Bezug auf Immissionen an Straßen, Version 3.0, August 2012

Rahmenrichtlinie RL 2008/50/EG (Richtlinie 2008/50/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa)

Richtlinie 2004/107/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft

Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates, vom 23. Oktober 2001, über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe

RLuS 2012: Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung

Potenziale des Umweltorientierten Verkehrsmanagements – eine Übersicht

Dipl.-Phys. Volker Diegmann

Ivu Umwelt GmbH

Emmy-Noether-Straße 2, 79110 Freiburg

E-Mail: vd@ivu-umwelt.de

Die Luftreinhalteplanung der letzten Jahre zeigt, dass einzelne Maßnahmen in der Regel nicht ausreichen, um eine zeitnahe Einhaltung der Grenzwerte für NO₂ und PM₁₀, auch unter Berücksichtigung von gewährten Fristverlängerungen, zu erreichen.

Der zeitliche Verlauf von NO₂- und PM₁₀-Konzentrationen ist von einer hohen Variabilität geprägt. So treten bei PM₁₀ vor allem in den Wintermonaten Episoden mit hohen Konzentrationen über mehrere Tage auf, während an anderen Tagen mit vergleichbarem Emissionsniveau die Konzentrationen deutlich niedriger sind. Bei NO₂-Konzentrationen ist ein deutlicher Tagesgang festzustellen, der eng mit der Verkehrsstärke korreliert. Trotz dieser hohen Korrelation gibt es aber Tage mit vergleichbarem Verkehrsgeschehen, die sich in den NO₂-Immissionen deutlich unterscheiden. Ursache für die vom Verkehr unabhängige hohe Variabilität sind die jeweiligen meteorologischen Bedingungen. Auf Grund dieser hohen zeitlichen Variabilität werden in aktuellen Luftreinhalteplänen Maßnahmen aufgeführt, die sich unter dem Begriff Umweltorientiertes Verkehrsmanagement (UVM) sammeln lassen.

Der Beitrag wird anhand von Projekten, die bereits umgesetzt sind oder sich in der Planung befinden die Potenziale beschreiben und die aktuelle Forschung zu diesem Themenkomplex beleuchten.

Im Einzelnen werden Konzepte und Ergebnisse unter anderem aus der Umsetzung des UVM in Potsdam, des abgeschlossenen Forschungsprojekts UVM Braunschweig und der Planung eines UVM in Frankfurt/Oder dargestellt und um Ergebnisse weiterer Untersuchungen ergänzt.

1. Einleitung

Der Begriff Verkehrsmanagement wird gemäß FGSV (2011) definiert als "Beeinflussung des Verkehrsgeschehens durch ein Bündel von Maßnahmen mit dem Ziel, die Verkehrsnachfrage und das Angebot an Verkehrssystemen optimal aufeinander abzustimmen". Ein dynamisches Verkehrsmanagement als Teil dieses umfassenden Begriffs „ist begrenzt auf kurzfristige und spezifische Maßnahmen bei bestimmten Verkehrssituationen“ und "beinhaltet das Beeinflussen der aktuellen Verkehrsnachfrage und des vorhandenen Verkehrsangebotes durch Abstimmung situationsgerechter Maßnahmen mit dem Ziel, die für diesen Zeitbereich bestmögliche Mobilität zu sichern".

Die Erreichung des Ziels einer "bestmöglichen Mobilität" stellt eine Optimierungsaufgabe dar, für die Zielgrößen definiert sein müssen, die es zu optimieren gilt. Im klassischen Anwendungsfall des Verkehrsmanagements soll dazu aus Gründen der Verkehrseffizienz und des Erhalts bzw. der Erreichung einer Standortqualität ein möglichst behinderungsfreier Verkehrsablauf gewährleistet werden.

Für den Einsatz des Verkehrsmanagements sind entsprechende verkehrstechnische Systeme erforderlich, die es erlauben, den aktuellen Verkehrszustand zu erfassen und zu steuern sowie die notwendigen Informationen für die Umsetzung von Maßnahmen bereitzustellen. Solche Verkehrsmanagementsysteme sind sowohl im überregionalen Bereich für Bundesfernstraßen als auch in einer Vielzahl von Städten oder auch Ballungsräumen im Betrieb.

Der Verkehr – und dabei insbesondere der innerstädtische Kfz-Verkehr – spielt eine dominierende Rolle beim Auftreten von umweltrelevanten Problemen, wie z. B. der Belastung durch Lärm und Luftschadstoffe. Auswertungen von Luftreinhalteplänen bis 2008 zeigen, dass in Überschreitungsfällen von Grenzwerten in Deutschland der Kfz-Anteil an der NO₂-Belastung im Mittel bei ca. 70 % und der lokale Kfz-Beitrag bei gut 50 % liegt. Beim PM₁₀-Jahresmittelwert liegt der Kfz-Beitrag bei 30 % und der lokale Kfz-Beitrag bei 26 % (Diegmann, V.; Pfäfflin, F.; Wursthorn, H. 2009).

Durch die geltenden Grenzwerte für die Luftschadstoffbelastung (EU 2008; 39. BImSchV 2010) für NO₂ und PM₁₀ und deren Überschreitung besteht für eine Vielzahl von Kommunen konkreter Handlungsbedarf, Maßnahmen zu ergreifen, die die Luftschadstoffbelastung senken. So wurden für das Jahr 2011 für Deutschland 110 Überschreitungsfälle des NO₂-Grenzwertes an die EU ge-

meldet und entsprechende Fristverlängerungsanträge eingereicht (Söffing, L. 2012).

Das *Umweltorientierte Verkehrsmanagement (UVM)* ist eine mögliche Maßnahme, um zur Lösung dieser Problematik beizutragen. Seine Idee besteht darin, den Zielbegriff der "bestmöglichen Mobilität" und das Ziel einer möglichst geringen Umweltbelastung zu erweitern und die Optimierungsstrategien um Größen der Umweltbelastung zu ergänzen. Das dynamische Verkehrsmanagement wird als UVM damit zu einem *multikriteriellen* dynamischen Managementsystem erweitert.

2. Ausgangssituation

Die Belastung durch Luftschadstoffe an einem ausgewählten Ort wird verursacht durch entsprechende Emissionsquellen im näheren und auch im weiteren Umfeld dieses Ortes. Die Höhe einer konkreten Immission hängt aber stark von den meteorologischen Bedingungen und – vor allem bei innerstädtischen Hotspots – von der Bebauungssituation ab.

So kann bei annähernd gleichen Quelleigenschaften das Immissionsniveau an einer Straße zu verschiedenen Zeitpunkten stark variieren, abhängig davon, ob die meteorologischen Bedingungen günstig oder ungünstig für eine stärkere Durchmischung der Atmosphäre sind und/oder geringe oder hohe Schadstoffverfrachtungen von entfernten Quellen auftreten.

Bespiele für diese starke zeitliche Variation der Schadstoffbelastung an einem Ort finden sich in Bild 1. Die dargestellten Daten sind Messzeitreihen der Station Leipziger Str. in Frankfurt (Oder) aus dem Jahr 2010.

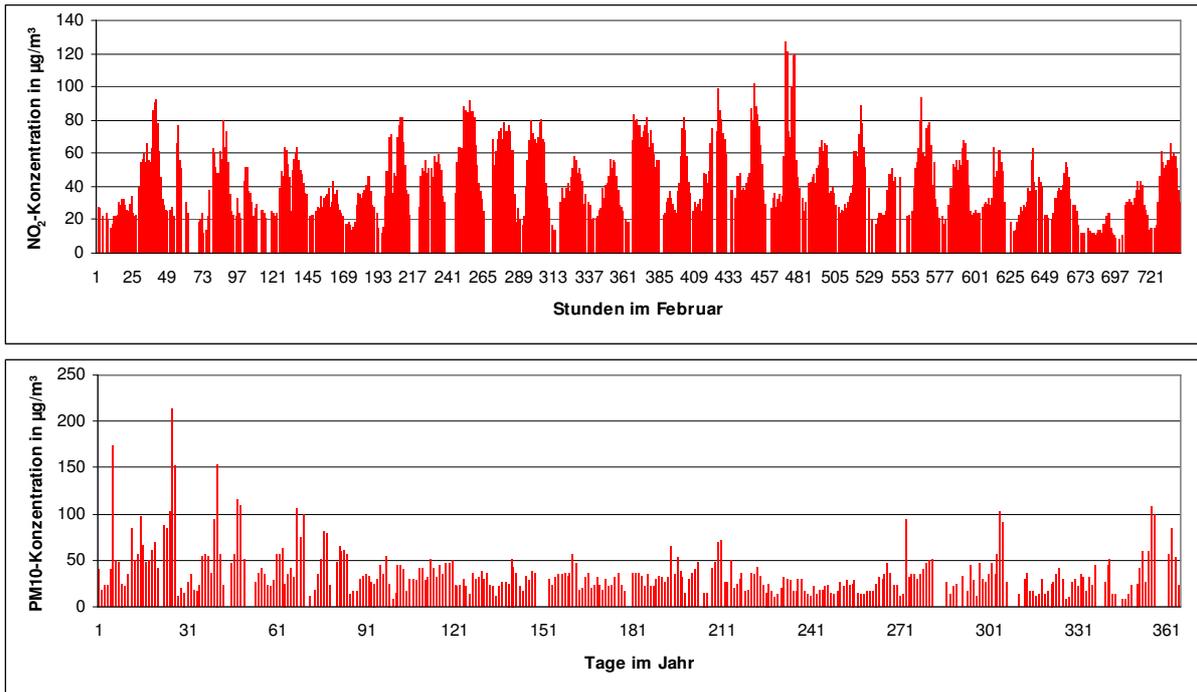


Bild 1: Zeitreihe der stündlichen NO₂-Konzentration (oben) im Februar 2010 und der täglichen PM₁₀-Konzentration an der Messstation in Frankfurt (Oder) für 2010

Bei den stündlichen NO₂ -Konzentrationen für den Februar 2010 ist deutlich der Tagesgang zu erkennen, der dem Verlauf des Verkehrstagesganges entspricht. Ebenso sind die Effekte durch das Wochenende zu erkennen. Bei PM₁₀ sind Perioden von einzelnen Tagen mit Mittelwerten über dem Grenzwert von 50 µg/m³ häufiger im Herbst und Winter zu erkennen. Einzelne Überschreitungen in der restlichen Zeit liegen nur knapp über dem Tagesgrenzwert.

Die Aufgabenstellung eines UVM besteht nun darin, bei verkehrlichen und meteorologischen Bedingungen, welche zu hohen verkehrsbedingten Luftschadstoffbelastungen führen, situationsabhängige Beeinflussungsmaßnahmen des Verkehrs zu aktivieren, die die lokalen Kfz-Emissionen und in der Folge die Immissionsbelastung vermindern. Von einem vollständigen UVM müssen neben den Anforderungen für ein dynamisches Management entsprechend FGSV (2011) folgende zusätzliche Aufgaben erfüllt werden:

- Darstellung der aktuellen Umweltsituation
- Prognose der zu erwartenden Umweltsituation
- Wirkungskontrolle und Überwachung der Auswirkungen

- Datenarchivierung zur Evaluierung und als Datengrundlagen für die Planung

Für die meisten verkehrssteuernden Maßnahmen, die aus Umweltgesichtspunkten umgesetzt werden, gilt, dass eine dauerhafte Umsetzung für das spezifische Zielgebiet naturgemäß eine höhere Wirkung hat, als eine temporäre bzw. dynamische. Im Hinblick auf die weiteren Zielgrößen der Optimierungsaufgabe „Verkehrsmanagement“ ist es aber geboten, solche beschränkenden oder steuernden Maßnahmen nur dann zu aktivieren, wenn sie auch erforderlich sind bzw. die aktuelle Minderungswirkung besonders hoch ist. Gleichzeitig können solche umweltorientierten Maßnahmen zu Verkehrsverlagerungen führen, die an anderer Stelle im Netz zu erhöhten Belastungen führen können. Auch aus diesem Grund sollten solche Maßnahmen nur bei Bedarf, also dynamisch umgesetzt werden. In jedem Fall sind die Auswirkungen auf die Immissionsbelastungen entlang des von der Maßnahme betroffenen Verkehrsnetzes in der Planung zu berücksichtigen und in der Anwendung zu überwachen.

Das theoretische Potenzial dynamischer Verkehrslenkungsmaßnahmen als Instrument der Luftreinhaltung wurde bereits in Diegmann, V.; Wiegand, G. (2007) untersucht und dort an zwei Straßen in Hessen durch verschiedene gedankliche Szenarien Minderungspotenziale für den Jahresmittelwert von NO₂ von 28 % bzw. 13 % bei einer Aktivierungsrate von gut 50 % abgeschätzt. Die Überschreitungshäufigkeit des PM10-Tagesgrenzwerts geht von 44 auf 13 bzw. von 49 auf 19 Tage zurück.

3. Anwendungen

iQ mobility

Im Projekt iQ mobility - Integriertes Qualitäts- und Mobilitätsmanagement im Straßenverkehr der Region Berlin-Brandenburg (Giehler, R. 2008) wurde ein verkehrsmittel-übergreifendes Qualitätsmanagement für den straßengebundenen Verkehr als Instrument zur Erfolgskontrolle von Verkehrsmanagementmaßnahmen aufgebaut. Dabei wurden die Wechselwirkungen der straßengebundenen Teilverkehre (Motorisierter Individualverkehr, Öffentlicher Verkehr) einbezogen und die Auswirkungen auf Umwelt, Sicherheit und Kosten in der Bewertung berücksichtigt.

Als eigenständige Komponente für die Umweltbewertung wurde das Monitoringsystem IMMIS^{mt} weiterentwickelt, das in den Telematik-Projekten HEAVEN (Tullius, K. 2003) und MOBINET (Diegmann, V.; Annecke, R.; Mahlau, A. 2004) initiiert wurde. Der Aufbau des Monitoringsystems IMMIS^{mt} ist in Bild 2 dargestellt.

Im Rahmen des Teilaspektes „Verkehr und Umwelt“ wurde in iQ mobility ein Feldversuch für die durch den Straßenverkehr hoch belastete Leipziger Straße in Berlin durchgeführt. Für diesen Abschnitt wird im aktuellen Luftreinhalteplan mit einem Screening-Verfahren ein NO₂-Jahresmittelwert in Höhe von 65 µg/m³ prognostiziert (Senat Berlin, 2012).

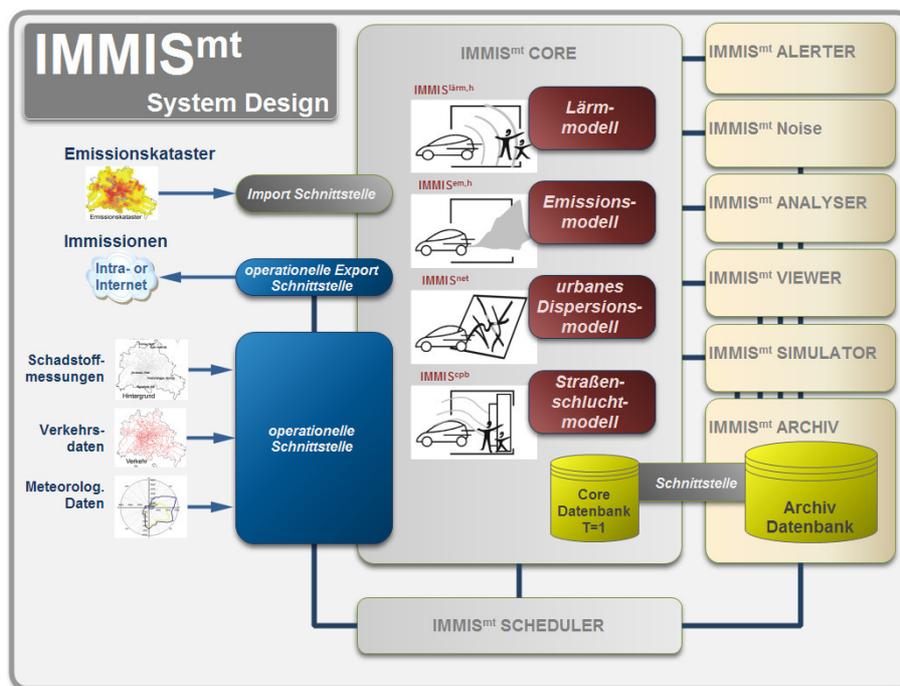


Bild 2: Systemdesign des Umweltmonitoringsystems IMMIS^{mt}

Wirkungsabschätzung von Maßnahmen, die auf die Verbesserung des Verkehrsflusses in der Leipziger Straße zielen, zeigen im Mittel Potenziale der Minderung der Zusatzbelastung für PM₁₀ und NO₂ bis zu 8 % bzw. 10 %. Im Maximum können bis zu 17 % erreicht werden.

Im Rahmen des Projekts wurde insbesondere auch festgestellt, dass jeder kritische Hotspot auf Grund der jeweiligen Randbedingungen (z. B. Knotenpunktabstände, Tagesganglinien) eine spezielle Maßnahmenplanung zur Optimierung

des Verkehrsflusses und Vermeidung von Störungen erfordert. Mögliche verkehrliche Verdrängungseffekte und deren Wirkungen auf andere Straßenabschnitte müssen in die Betrachtung in Form eines Monitoring mit einbezogen werden (Giehler, R. 2009).

UVM Potsdam

Die im Projekt iQ mobility gemachten Erfahrungen flossen in die Maßnahmenplanung des Luftreinhalte- und Aktionsplan für die Landeshauptstadt Potsdam aus dem Jahr 2007 (MLUV Brandenburg 2007) ein. Als eine verkehrliche Maßnahme wurde eine „Verbesserung der Verkehrssituation in kritischen Bereichen“ aufgenommen, die bei entsprechend hohen Schadstoffbelastungen aktiviert werden sollte. Inzwischen betreibt die Stadt Potsdam seit April 2012 ein System zur umweltorientierten Verkehrssteuerung, mit dem Grenzwertüberschreitungen bei Stickstoffdioxid und Feinstaub verhindert werden sollen.

In Bild 3 ist beispielhaft für einen ausgewählten Bereich von Potsdam, der die zwei lufthygienischen Hotspots Zeppelinstraße und Breite Straße beinhaltet, das Maßnahmenprogramm dargestellt. Je nach Überschreiten von Schwellwerten der Verkehrsbelastung und/oder Luftschadstoffbelastung werden folgende Strategien und Maßnahmen aktiviert (Potsdam 2012).

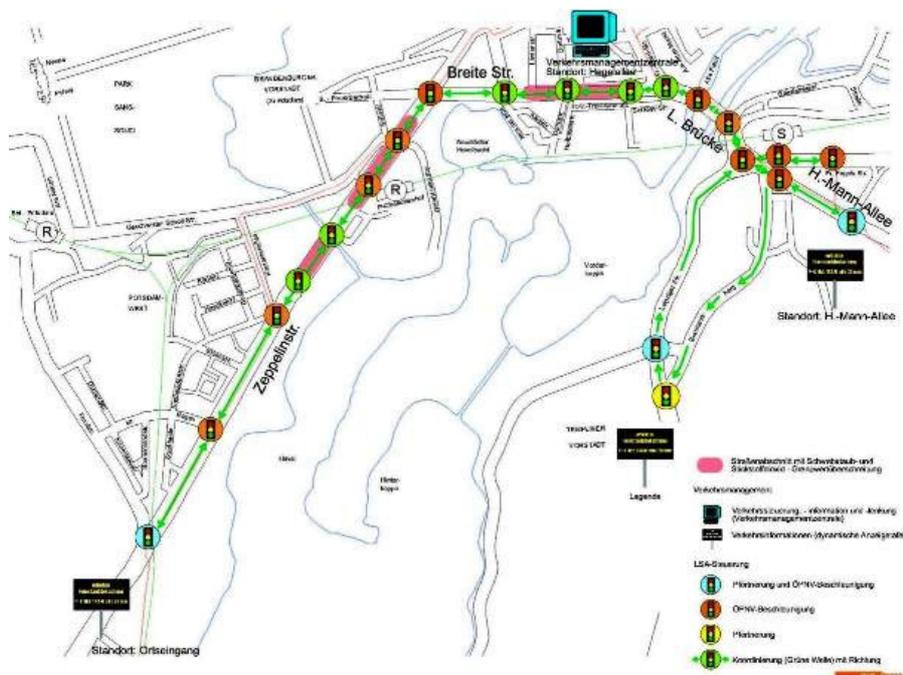


Bild 3: Maßnahmenprogramm am Beispiel des Bereichs Zeppelinstr./ Breite Str./ Lange Brücke/ H.-Mann-Allee/ Brauhausberg im UVM Potsdam (Potsdam 2012)

Strategien

- Verflüssigung des Verkehrs durch kapazitätsabhängige Schaltung von „Grünen Wellen“
- zeitlich verkehrs- und umweltabhängige Pfortnerung des Kfz-Verkehrs an der Lichtsignalanlage (LSA) am Beginn der Hotspot-Bereiche
- Verkürzung der Wartezeiten im querenden Verkehr (Radfahrer und Fußgänger)

Maßnahmen

- Implementierung von umweltorientierten Steuerungsprogrammen an 21 LSA
- Ergänzung des strategischen Messstellensystems mit 14 weiteren Messstellen
- Einrichtung einer Bussonderspur im Zuge der Zeppelinstr. (Pirschheide - Forststr.)

Zurzeit wird der Einsatz von UVM in Potsdam evaluiert. Erste Ergebnisse dazu sollen Anfang 2013 vorliegen und werden nach Möglichkeit im Vortrag präsentiert.

UVM Braunschweig

Ziel des Projekts UVM-BS war es, ein situationsabhängiges und präventives Gegensteuern durch Verkehrsmanagementmaßnahmen zur Reduzierung von Umweltbelastungen bzw. Grenzwertüberschreitungen durch Luftschadstoffe zu entwickeln und deren Umsetzbarkeit in einem konkreten städtischen Straßennetz zu untersuchen.

In der Stufe 1 wurde in einem Testabschnitt auf dem Altewiekring unter Verwendung einer für das Projekt errichteten ortsfesten Luftschadstoffmessstation nachgewiesen, dass mit geeigneten Modellierungsverfahren Verkehrsemissionen zeitlich hoch aufgelöst aus Verkehrsmesswerten abgeleitet werden können und zuverlässig die aktuelle Schadstoffbelastung bestimmt sowie die zukünftige Schadstoffbelastung prognostiziert werden kann. In Bild 4 sind die Ergebnisse einer für das Testgebiet angestellten Modellrechnung verkehrlicher und lufthygienischer Wirkungen einer geplanten Maßnahme dargestellt (UVM-BS 2010).

In einem Feldversuch über einen Zeitraum von 8 Wochen wurden durch Reduktionen der Grünzeiten Minderungen der Spitzenverkehrsstärke erreicht. Eine Evaluierung der Minderung der Luftschadstoffbelastung zeigt für den Untersuchungszeitraum eine Minderung der NO_x - bzw. PM_{10} -Zusatzbelastung um 12 % bzw. 13 % und eine Minderung der Gesamtbelastung um 10 % bei NO_x und 4 % bei PM_{10} .

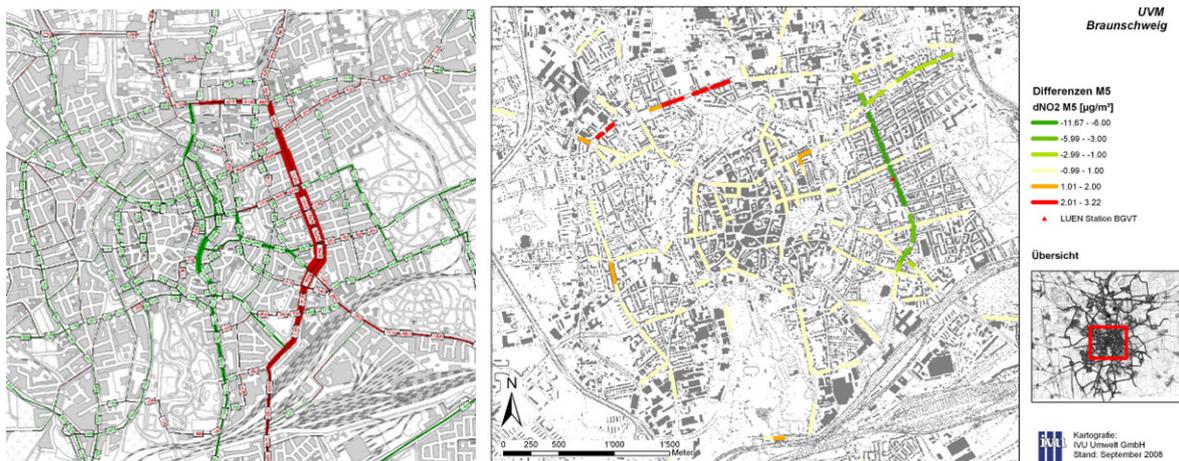


Bild 4: *Modellierte verkehrliche (links) und lufthygienische (rechts) Wirkung eines Szenarios im Testgebiet Altewiekring in Braunschweig aus UVM BS 1*

Stufe 2 des UVM-BS hatte zum Ziel, die in Stufe 1 zur Beeinflussung des lokalen Verkehrs entwickelten Strategien auf weitere (Umwelt-)Hotspots des Stadtgebietes anzuwenden, sowie die dabei auftretenden Wechselwirkungen der verkehrlichen Beeinflussung zu untersuchen, um für alle kritischen Bereiche eine Absenkung der durch den Straßenverkehr verursachten Schadstoffbelastung zu erreichen. (UVM-BS 2012)

In der Stufe 2 wurde die Datengrundlage bezüglich der Verkehrsdaten durch Integration eines stündlichen Verkehrsmodells deutlich verbessert. Mit den Zeitreihen bzw. Ganglinien der stündlichen Verkehrsmodellierung können die Wirkungen von temporär aktivierten Maßnahmen in der Modellierung der Kfz-Emissionen und Immissionen netzweit berücksichtigt werden.

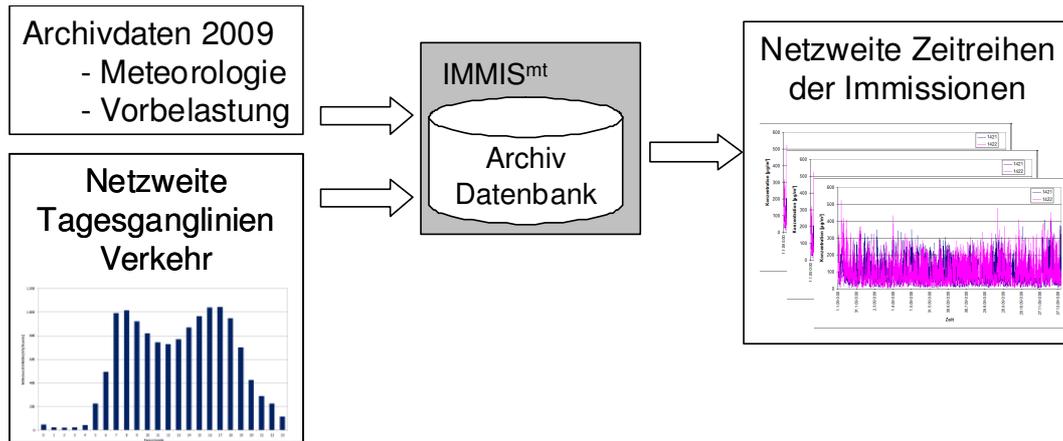


Bild 5: Methodisches Vorgehen bei der lufthygienischen Wirkungsanalyse verkehrlicher Maßnahmen (Diegmann, V.; Michael, M.; Gäßler, G.; Löhner, H. 2012)

Szenarienrechnungen zur Wirkungsanalyse verkehrlicher Maßnahmen können in der Planungsphase modellbasiert durchgeführt werden, in dem in der Modellierung alle weiteren Parameter gegenüber dem Planungsnullfall unverändert gelassen werden (siehe dazu Schema in Bild 5).

Durch das Vorliegen zeitaufgelöster Modellwerte der Immissionsbelastung und der Verkehrsdaten sowohl für den Planungsnullfall und die einzelnen Szenarien konnte die Wirkung der dynamischen Maßnahmen auf den gesamten Untersuchungszeitraum bei einer von einem Schwellwert abhängigen Aktivierung untersucht werden. Ein Beispiel für das Ergebnis eines solchen Szenarienvergleiches ist in Bild 6 dargestellt.

Für 4 ausgewählte Hotspots wurden mehrere Maßnahmen bzw. Maßnahmenbündel entsprechend ausgewertet. Je nach lokalem Verkehrsbeitrag an der Immission und der Minderungswirkung der dynamischen Maßnahmen wurden für den am höchsten belasteten Bereich mit einer temporären Reduktion der Kfz-Belastung um 27 % mittlere Minderungen der NO_x -Gesamtbelastung von 7 % bis 15 % erreicht. Bei einer moderaten temporären Verkehrsreduktion von 14 % geht die NO_x -Minderung auf 3 % bis 6 % zurück. An den anderen Hotspots beträgt die planerisch ermittelte NO_x -Minderung für dort geplante Maßnahmen 3 % bis 5 %.

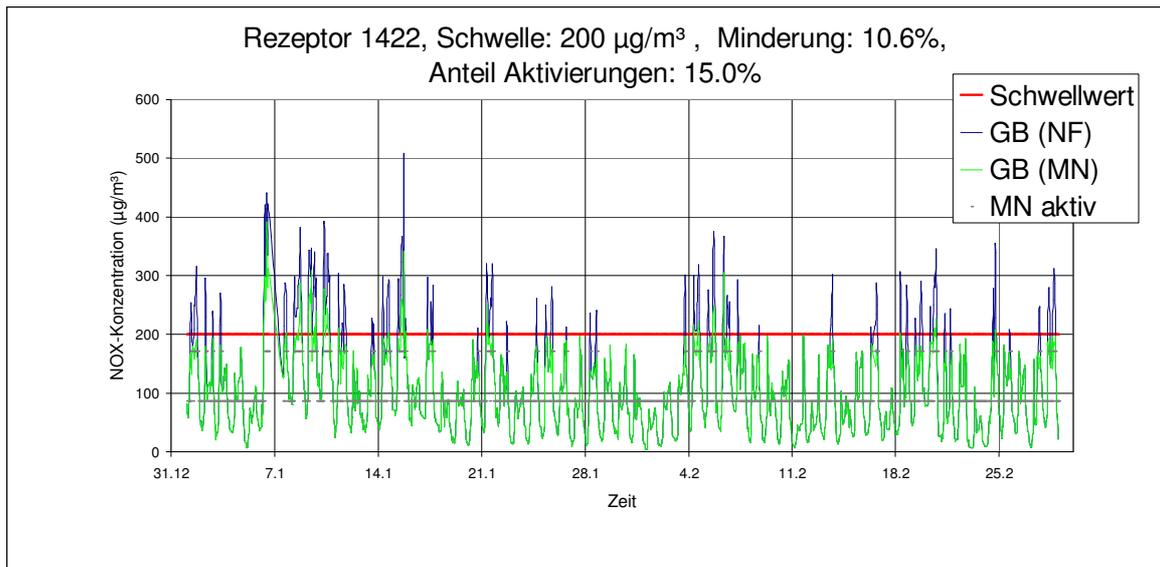


Bild 6: Wirkung der Maßnahme M3 P30 auf die NO_x -Konzentration bei temporärer Aktivierung (GB- Gesamtbelastung, NF -Nullfall, MN - Maßnahme)

In einer vom Land Niedersachsen geförderten dritten Stufe des Projektes (UVM 3) soll die Entwicklung des Softwaresystems für den operativen Einsatz abgeschlossen werden. Neben der praktischen Erprobung und Evaluation eines Monitoringsystems für die aktuelle Situation ist die Entwicklung eines Prognosemoduls ein Schwerpunkt des Projekts. Auf Grundlage dieser Prognosen werden für den operationellen Betrieb frühzeitige Entscheidungen zur Aktivierung von Steuerungsmaßnahmen zur Reduzierung der durch den Verkehr hervorgerufenen Schadstoffbelastungen ermöglicht.

Im Luftreinhalte- und Aktionsplan der Stadt (Braunschweig 2007a) und in dem Entwurf der Fortschreibung des Luftreinhalte- und Aktionsplans (Braunschweig 2007b, 2008) wird UVM als Maßnahme zur Minderung der verkehrsbedingten Luftschadstoffbelastung in Braunschweig aufgeführt.

Weitere Studien und Anwendungsfälle

Das Potenzial des Umweltorientierten Verkehrsmanagements ist in weiteren Studien untersucht worden. Im Folgenden werden einige Beispiele dafür angegeben. In Tabelle 1 werden, soweit vorhanden, die aus den genannten Projekten ermittelten Minderungspotenziale aufgeführt.

Hagen

In einem vom Umweltbundesamt finanzierten Projekt wurde die „Entwicklung und Validierung einer Methode zur immissionsabhängigen dynamischen Verkehrssteuerung“ am Beispiel der Stadt Hagen untersucht (Ludes, G. et al. 2008). Das im Rahmen der Aufstellung des Luftreinhalte- und Aktionsplans Hagen Innenstadt festgelegte Maßnahmenkonzept sieht u. a. ein Lkw-Routenkonzept und eine dynamisch immissionsabhängige Verkehrssteuerung vor. In dem Forschungsprojekt wurden die Funktionsfähigkeit und die lufthygienischen Auswirkungen einer immissionsabhängigen dynamischen Verkehrssteuerung des Schwerlastverkehrs im Bereich des besonders kritisch belasteten Märkischen Rings untersucht. Dabei sollte der Märkische Ring zeitlich befristet für den Schwerlastverkehr gesperrt werden, wenn in Abhängigkeit vom Verkehrsaufkommen und den meteorologischen Austauschbedingungen kritische Immissionswerte prognostiziert werden.

Umweltsensitives Verkehrsmanagement Köln

Analog zum Vorgehen in der Simulationsstudie für ein UVM München (Kapitel 3.4) wurde für den Hotspot Clevischer Ring in Köln mit einer Detailsimulation untersucht, welche Auswirkungen eine Verstetigung des Verkehrsflusses auf die Kfz-bedingten Emissionen und die Luftschadstoffbelastung im Straßenraum hat (Neunhäuserer, L.; Diegmann, V. 2010).

Ausgangspunkt der Modellrechnungen für die vier Varianten waren Verkehrsdaten aus einer Simulation mit der mikroskopischen, multimodalen Verkehrsflusssimulationssoftware VISSIM. Darauf aufbauend wurden Emissionsberechnungen auf Basis HBEFA 2.1 und mikroskalige Ausbreitungsmodell mit MISKAM 5 durchgeführt.

Machbarkeitsstudie Essener Norden

Die durch das LANUV NRW finanzierte Machbarkeitsstudie zum Essener Norden (LANUV 2012) beschäftigt sich „mit der Frage, wie die Verkehrsinfrastruktur in Essen umgestaltet werden muss, um Luft- und Lärmimmissionen nachhaltig zu mindern. Dazu wurden verschiedene Maßnahmen auf ihre Wirkung auf Verkehr, Luftqualität (Emission, Immission) und Lärm hin untersucht.“ Unter

anderem wurde geprüft, „ob sich Minderungspotenziale durch eine variable Verkehrsführung und ein dynamisches umweltsensitives Verkehrsmanagement ergeben können. Ziel war es dabei, den Konflikt zwischen der Sicherstellung einer bedarfsgerechten Mobilität und der Notwendigkeit zur Einhaltung von Luftqualitätsstandards zu entschärfen“.

Im Ergebnis der Studie wird folgende Aussage gemacht: „Auch die verkehrsbeeinflussenden Maßnahmen (verkehrsadaptive Signalsteuerung, nächtliche LSA-Abschaltung, witterungsabhängige Verkehrssteuerung) gehören zu den Varianten mit insgesamt positiven Wirkungen“ auf die Luftschadstoffbelastung.

Dynamische Lkw-Umleitung in Wittenberg

Im Aktionsplan der Lutherstadt Wittenberg ist als eine Maßnahme eine Ableitung des Lkw-Verkehrs aus Richtung Westen in Fahrtrichtung Ost enthalten, die dynamisch aktiviert wird, wenn das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) der Stadt und dem Landkreis Wittenberg eine bevorstehende Überschreitung des PM10-Tagesmittelwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ signalisiert (Albrecht, W. et al. 2012). Für eine Feinstaubepisode vom 30.01.-14.02.2012, in der die Maßnahme aktiviert war, wurde an drei Tagen durch die Maßnahme die Überschreitung des PM10-Tagesgrenzwertes verhindert.

DUV Frankfurt (Oder)

Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg wurde im Rahmen der Erstellung des Luftreinhalteplans für Frankfurt (Oder), welcher auf Grund von Überschreitungen des PM10-Tagesgrenzwerts notwendig wurde, eine Machbarkeits- und Wirkungsabschätzung zu einer dynamischen umweltgesteuerten Verkehrsumleitung (DUV) als Maßnahme zur Reduzierung der PM10 und NO₂-Konzentrationen an einem hoch belasteten innerörtlichen Straßenabschnitt erstellt (IVU Umwelt 2012).

Im Projekt wurde in Abstimmung mit der Stadt Frankfurt (Oder) ein Umleitungskonzept für den Hotspot Leipziger Straße entwickelt und die verkehrlichen Wirkungen auf die Kfz-Belastung für das gesamte Hauptstraßennetz mit einem Verkehrsmodell bestimmt. Das Umleitungskonzept wurde in

einer 2. Variante ergänzt um ein striktes Lkw-Fahrverbot für den betreffenden Abschnitt der Leipziger Straße. Die Wirkungsanalyse einer temporären Aktivierung der Maßnahmen bei Überschreiten von vorgegebenen Konzentrationsschwellwerten wurde auf Basis von Messzeitreihen der Stationen in Frankfurt (Oder) für mehrere Jahre durchgeführt. Die Untersuchungen zeigen, dass DUV in Frankfurt (Oder) das Potenzial hat, eine Vielzahl von PM10-Überschreitungstagen im Hotspot Leipziger Straße zu verhindern und die NO₂-Belastung zu mindern.

UVM München

Der Stadtrat der Landeshauptstadt München hat im Juli 2010 im Rahmen der 1. Fortschreibung des „Verkehrs- und Mobilitätsmanagementplans (VMP)“ die Durchführung einer Machbarkeitsstudie zu den Möglichkeiten eines umweltorientierten Verkehrsmanagements beschlossen. Hintergrund dafür ist, dass zur Einhaltung der vorgegebenen Grenzwerte für Luftschadstoffe und um den Anforderungen der EU-Kommission gerecht zu werden, kurzfristig wirkungsvolle Maßnahmen in den Luftreinhalte-/Aktionsplan der Stadt München mit aufgenommen werden müssen.

Ziel der durch die Stadt beauftragten Simulationsstufe 1 der Machbarkeitsstudie ist die räumlich und zeitlich differenzierte Betrachtung der Immissionssituation in der Landeshauptstadt München und die Abschätzung der Reduzierungspotenziale bei Änderung der verkehrlichen Kenngrößen (Verkehrsstärken, Verkehrsflüsse) in ausgewählten Bereichen. Die Grundlage der Untersuchung bildet eine vollständige Aktualisierung der stadtweiten Beurteilung der Schadstoffbelastung im bebauten Hauptstraßennetz von München. Als Leitindikator wird dabei zunächst die Schadstoffkomponente NO₂ betrachtet, da bei dieser Schadstoffkomponente die seit 2010 geltenden Grenzwerte deutlich überschritten werden und der Verursacheranteil des motorisierten Individualverkehrs hier am höchsten ist.

Die Untersuchungen sollen im Frühjahr 2013 abgeschlossen werden. Eventuell vorliegende Ergebnisse werden im Vortrag vorgestellt.

Invalidenstraße Berlin

In einem Planfeststellungsbeschluss für das Bauvorhaben Verkehrsverbindung Nordbahnhof - Hauptbahnhof im Bezirk Mitte von Berlin (Senat Berlin 2010) „ist der Einsatz eines simulationsgestützten Systems zur laufenden Überwachung der Verkehrs- und Umweltqualität mit der Zielstellung vorgesehen, um die gemäß Prognose möglichen Überschreitungen der Luftschadstoffgrenzwerte in der Invalidenstraße einschließlich der betroffenen Nachbarstraßen durch eine geeignete Steuerung des Verkehrs möglichst zu vermeiden.“ Entsprechende Vorbereitungen und deren Umsetzung sind durch den Senat von Berlin bereits beauftragt.

4. Zusammenfassung und Ausblick

Der Verkehr – und dabei insbesondere der innerstädtische Kfz-Verkehr – spielt eine dominierende Rolle beim Auftreten von umweltrelevanten Problemen, wie z. B. der Belastung durch Lärm und Luftschadstoffe. Durch die Überschreitung geltender Grenzwerte für NO₂ und PM₁₀ besteht für eine Vielzahl von Kommunen konkreter Handlungsbedarf, Maßnahmen zu ergreifen, die die Luftschadstoffbelastung senken.

Die Erweiterung und Anwendung bereits weit verbreiteter dynamischer Verkehrsmanagementsysteme zu einem Umweltorientierten Verkehrsmanagement (UVM) bietet die Möglichkeit für wirksame Maßnahmen zur Minderung der Luftschadstoffbelastung in Hotspots. Der Zielbegriff des Verkehrsmanagements einer "bestmöglichen Mobilität" wird dabei um das Ziel einer möglichst geringen Umweltbelastung erweitert.

Zielführende Maßnahmen in einem UVM bedürfen einer intensiven Verkehrs- und Umweltplanung. Bei der Ausarbeitung der anschließenden Strategiebildung müssen neben den gewünschten Wirkungen im Hotspot unerwünschte Auswirkungen auf möglichen Ausweichstrecken berücksichtigt werden. Diese Wirkungen und Auswirkungen sind beim Einsatz von UVM zu überwachen und erfordern somit ein netzweites Monitoring. Die archivierten Daten des Monitorings können für zukünftige Planungsfragen und Evaluationen verwendet werden. Sowohl auf der Seite der Planung, als auch auf Systemseite sind

entsprechende Methoden und über einen längeren Zeitraum validierte Verfahren bereits in operativen Systemen etabliert.

In der hier vorliegenden Übersicht werden Studien bzw. Anwendungsfälle zu UVM beschrieben, die teilweise Abschätzungen über die Wirkungspotenziale der Anwendung von UVM beinhalten. Diese berechneten Wirkungspotenziale sind in Tabelle 1 aufgelistet. Dabei wird unterschieden in Angaben zur Minderung der verkehrlichen Zusatzbelastung und zur Gesamtbelastung im Hotspot. Die Angaben zur Reduktion der verkehrlichen Zusatzbelastung beziehen sich, sofern in den Studien keine anderen Angaben vorliegen, auf die Minderung der Kfz-Emissionen bei Aktivierung der Maßnahme.

Die Minderungspotenziale liegen bei der Gesamtbelastung im Minimum im Bereich von einigen Prozent und erreichen in konkreten Planungen bis zu 15 % oder bis zu 10 PM10-Überschreitungstage. Die Höhe des Potenzials hängt dabei stark von der Aktivierungshäufigkeit ab. Eine Aktivierungsrate von knapp 50 % entspricht dabei z. B., dass die Maßnahme jeden Montag bis Freitag 17 Stunden von 5 bis 22 Uhr aktiviert sein müsste.

Die Minderungspotenziale von UVM liegen damit in der Größenordnung nachgewiesener Wirkungen von Umweltzonen, teilweise auch deutlich darüber. Im Gegensatz zu einer Umweltzone kann UVM ohne juristischen Vorlauf auf zukünftige Entwicklungen angepasst werden.

Aus heutiger Sicht ist die Einhaltung der NO₂-Grenzwerte für eine Vielzahl von Hotspots im Jahr 2015 mit einzelnen Maßnahmen nicht zu erreichen. Es bleibt aber trotzdem die Aufgabe, die Schadstoffbelastung im Hotspot zu mindern. Der Einsatz eines UVM kann mit seinem Reduktionspotenzial einen wichtigen Beitrag dazu liefern.

In der Anwendung von UVM besteht die Aufgabe, eine Abwägung vorzunehmen für das Erreichen eines möglichst hohen Reduktionspotenzials bei einer möglichst seltenen bzw. politisch akzeptablen Aktivierungsrate.

Für die Zukunft sind Evaluierungen für die ersten Anwendungen zu erwarten, aus denen die tatsächlichen Minderungspotenziale von UVM im realen Betrieb überprüft werden können. Erste Auswertungen durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt belegen das Potenzial bei der Vermeidung von Überschreitung des PM10-Tagesgrenzwerts.

Wie bei jedem Managementsystem muss ein System zum Qualitätsmanagement, mit den Elementen Monitoring, Evaluation und Archivierung als integraler Baustein enthalten sein. Archiv- und Planungsdaten aus UVM bilden zudem eine gute Datenbasis mit der Validierungen z. B. von Methoden zur Bestimmung von Kfz-Emissionen verbessert werden können. Neben Fragen der Lufthygiene können damit auch Daten zur Klimabilanz des Kfz-Verkehrs abgesichert werden.

Es ist zu erwarten, dass die Nutzer eines Verkehrssystems auch auf temporäre Restriktionen im Kfz-Verkehr (MIV) reagieren. Verstärkt durch ergänzende Angebote im Umweltverbund kann damit mittelfristig Einfluss auf die Nachfrage genommen werden und der, in erster Linie verkehrsorganisatorische, Eingriff eines UVM auch Verhaltensänderungen bewirken. Entscheidend dafür ist, dass der Nutzer über die Angebote und Restriktion und deren Zusammenhänge informiert ist.

Tabelle 1: Auflistung der Wirkungspotenziale von UVM aus verschiedenen Projekten (Aktivierungsrate AR)

Projekt/ Anwendung	Beschreibung	Minderung der Zusatzbelastung	Minderung der Gesamtbelastung
Hessen (Diegmann, V.; Wiegand, G. 2007)	Theoretisches Minderungspoten- zial für zwei Hot- spots in Hessen		NO ₂ : 13 % und 28 % AR 50 % PM10: 31 und 30 Überschreitungs- tage
iQ mobility (Giehler, R. 2008)	Abschnitt Leipziger Straße, Optimie- rung Verkehrsfluss	NO ₂ : 10 % PM10: 8 %	
UVM Braun- schweig Stufe 1 (UVM-BS 2010)	Abschnitt Altewiekring, Reduktion von Grünzeiten in Spit- zenstunden	Mittelwert für 8 Wochen NO _x : 12 % PM10: 13 %	Mittelwert für 8 Wochen NO _x : 10 % PM10: 4 %
UVM Braun- schweig Stufe 2 (UVM-BS 2012)	Abschnitt Hildes- heimer Straße, Kfz-Belastung: - 27 % temporär		NO _x : 7 % - 15 % AR: 8 % - 15 %
	Abschnitt Hildes- heimer Straße, Kfz-Belastung: - 14 % temporär		NO _x : 3 % - 6 % AR: 8 % - 15 %
	Weitere Hotspots		NO _x : 3 % - 5 % AR: 12 % - 30 %
Hagen (Ludes, G. et al. 2008)	Lkw-Sperrung auf dem Märkischen Ring	NO _x : 14 % - 20 % PM10: 11 % - 16 %	

Projekt/ Anwendung	Beschreibung	Minderung der Zusatzbelastung	Minderung der Gesamtbelastung
LANUV Essener Norden (LANUV 2012)	Verkehrsadaptive LSA-Steuerung, Gladbecker Straße		NO ₂ : 3 % PM10: 6 %
	Nächtliches Ab- schalten der LSA Steuerung		NO ₂ : 4 % PM10: 3 %
	Witterungsabhän- gige Verkehrssteuerung		NO ₂ : 2 % PM10: 10 Über- schreitungstage
Wittenberg (Albrecht, W. et al. 2012)	Dynamische Lkw- Umleitung bei prognostizierter PM10- Überschreitung		PM10: 3 Über- schreitungstage in Episode über 14 Tage
UVM Köln (Neunhäuserer, L.; Diegmann, V. 2010)	Clevischer Ring	NO _x : bis 24 %	NO ₂ : 9 %; AR 45 % 6 %; AR 25 %
DUV Frankfurt (Oder) (IVU Umwelt 2012a)	Leipziger Straße Variante 1, Umlei- tung	NO _x : 12 % PM10: 12 %	NO ₂ : 2%- 3% PM10: 1 - 4 Tage
	Variante 2 zusätzli- ches . Lkw-Verbot	NO _x :29 % PM10: 27 %	NO ₂ : 5 % - 7 % PM10: 2 - 9 Tage

5. Literatur

39. BImSchV 2010: Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen - 39. BImSchV). In der Fassung vom 02.08.2010. BGBl. I S. 1065.
- Albrecht, W.; Zimmermann, U.; Bayer, T.; Eifert, K. 2012: Maßnahmen zur Luftreinhalteplanung in Sachsen-Anhalt, Vortrag auf dem Statusseminar Luftqualität Sachsen, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden 2012
- Braunschweig 2007a: Luftreinhalte- und Aktionsplan Braunschweig. Stadt Braunschweig. Erarbeitet durch das Niedersächsische Umweltministerium. 2007.
- Braunschweig 2007b: Fortschreibung. Luftreinhalteplan Braunschweig. Entwurf. Stadt Braunschweig. 2007.
- Braunschweig 2008: Fortschreibung Luftreinhalteplan; Vorgezogene Umsetzung von Maßnahmen, Beratungsvorlage Planungs- und Umweltausschuss und Verwaltungsausschuss, Drucksache 11706/08, Stadt Braunschweig, Januar 2008
- Diegmann, V.; Wiegand, G. 2007: Potenzial dynamischer Verkehrslenkungsmaßnahmen als Instrument der Luftreinhaltung. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 67 Nr. 4, S. 155-161. 2007.
- Diegmann, V.; Annecke, R.; Mahlau, A. 2004: Echtzeit-Screening-System zur stadtweiten Berechnung der Schadstoff- und Lärmbelastung auf Basis von Verkehrsdaten. S. 85-89. In: Strobl; Blaschke; Griesebner (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2004 - Beiträge zum 16. AGIT-Symposium Salzburg. Wichmann Verlag, Heidelberg, 2004. ISBN 3-87907-406-2. 2004.
- Diegmann, V.; Pfäfflin, F.; Wursthorn, H. 2009: Erneute Aktualisierung der Bestandsaufnahme der Luftreinhalte- und Aktionspläne. FKZ 363 01 194. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2009.
- Diegmann, V.; Michael, M.; Gäßler, G.; Löhner, H. 2012: Umweltorientiertes Verkehrsmanagement Braunschweig. In: Löwner, M.; Hillen, F.; Wohlfahrt, R. (Hrsg.): Geoinformatik 2012 "Mobilität und Umwelt". Konferenzband. 28.-30.3.2012 in Braunschweig. 2012.

- EU 2008: Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 152, S. 1. 2008.
- FGSV 2011: Hinweise zur Strategieentwicklung im dynamischen Verkehrsmanagement. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV). 2011.
- Giehler, R. 2008: Verkehrsmittelübergreifende Qualitätsüberwachung des straßengebundenen Verkehrs. In: Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (Hrsg.): Verkehrsmanagement und Verkehrstechnologien. Mobile Zukunft mit intelligenten Verkehrssystemen. 2008.
- Giehler, R. 2009: Online-Monitoring der Verkehrs- und Umweltbelastungen im Straßennetz und die Wirkungen von verkehrlichen Maßnahmen in Berlin. 2. Freiburger Workshop "Luftreinhaltung und Modelle", 22.-23.6.2009, IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2009.
- IVU Umwelt 2012: Machbarkeits- und Wirkungsabschätzung einer Dynamischen Umweltgesteuerten Verkehrsumleitung (DUV) für Frankfurt (Oder); Auftraggeber Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, unter Mitarbeit von CS Plan GmbH, Berlin und Ansorge & Partner GmbH, Frankfurt (Oder); Entwurf 2012
- LANUV 2012: Machbarkeitsstudie "Essener Norden". Möglichkeiten und Potenziale verkehrlicher Maßnahmen zur Verringerung von Partikel-, Stickstoffdioxid und Lärm-Immissionen im Essener Norden. Fachbericht 41. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV). 2012.
- Ludes, G.; Siebers, B.; Kuhlbusch, T.; Quass, U.; Beyer, M.; Weber, F. 2008: Feinstaub und NO₂– Entwicklung und Validierung einer Methode zur immissionsabhängigen dynamischen Verkehrssteuerung. Forschungsbericht 205 45 130. Abschlussbericht. Veröffentlichung 2010 in der Reihe UBA-Texte, Nr. 25/2010. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2008.
- MLUV Brandenburg 2007: Luftreinhalte- und Aktionsplan für die Landeshauptstadt Potsdam nach § 47 BImSchG. Stadt- und verkehrsplanerische Lösungen, immissionsschutzzeitige Beurteilung und Vorbereitung von Maßnahmen. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucher-

schutz (MLUV) des Landes Brandenburg. In Zusammenarbeit mit VMZ Berlin Betreibergesellschaft mbH und IVU Umwelt GmbH. 2007.

Neunhäuserer, L.; Diegmann, V. 2010: Analysis of the Impacts of an Environmental Traffic Management System on Vehicle Emissions and Air Quality. Proceedings "Transport and Air Pollution TAP 2010". Poster Session 2. 18th International Symposium. May 18-19, 2010 in Dübendorf, Switzerland. 2010.

Potsdam 2012:

http://www.potsdam.de/cms/bilder/40682/80/0/0/9217f0cf/Massnahmen_Zeppelinstr_BreiteStr_LangeBruecke_HMA_web.jpg

Senat Berlin 2010: Planfeststellungsbeschluss für das Bauvorhaben Verkehrsverbindung Nordbahnhof - Hauptbahnhof im Bezirk Mitte von Berlin. Stand 15.01.2010. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Planen, Bauen, Wohnen, Natur, Verkehr, SenStadt VII E - Planfeststellungsbehörde gemäß § 22 Abs. 1 Berliner Straßengesetz (BerlStrG). 2010.

Senat Berlin 2012: Luftreinhalteplan 2011 bis 2017 für Berlin. Entwurf. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin. In Zusammenarbeit mit IVU Umwelt GmbH, Freiburg. 2012.

Söffing, L. 2012: Aktueller Stand der NO₂-Notifizierung, Vortrag auf dem Seminar "Lösungsansätze und Möglichkeiten der Umsetzung von Maßnahmen, die der Luftreinhaltung in Städten dienen", Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Jena, 2012

Tullius, K. 2003:

www.berlin.de/sen/umwelt/luftqualitaet/de/download/heaven_ergebnisse.pdf

UVM-BS 2010: Umweltorientiertes Verkehrsmanagement Braunschweig. Gemeinsamer Ergebnisbericht. Erarbeitete von Bellis GmbH, Braunschweig; BLIC GmbH, Berlin; IVU Umwelt GmbH, Freiburg und VMZ Betreibergesellschaft mbH, Berlin. Auftraggeber: Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung (BMVBS) im Rahmen der Förderinitiative „Mobilität 21 - Beispiele für innovative Verkehrslösungen“. 2010.

UVM-BS 2012: Umweltorientiertes Verkehrsmanagement Braunschweig - Stufe 2. Gemeinsamer Ergebnisbericht. Erarbeitete von Bellis GmbH, Braun-

schweig; BLIC GmbH, Berlin; IVU Umwelt GmbH, Freiburg und WVI GmbH, Braunschweig. Auftraggeber: Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung (BMVBS) im Rahmen der Förderinitiative „Mobilität 21 - Beispiele für innovative Verkehrslösungen“. 2012.

Simulative Untersuchung abstrakter und realer Verkehrsmanagementansätze zur Emissionsreduktion

Dipl.-Inf. Daniel Krajzewicz, Yun-Pang Flötteröd
Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt,
Institut für Verkehrssystemtechnik, Rutherfordstr. 2, 12489 Berlin
daniel.krajzewicz@dlr.de, yun-pang.floetteroed@dlr.de

Zusammenfassung

Verkehrsflusssimulationen sind ein etabliertes Werkzeug des Verkehrsmanagements, die auch zur Bewertung von schadstoffreduzierenden Verkehrsmanagementmaßnahmen herangezogen werden können. Vorgestellt werden abgeschlossene und laufende Arbeiten zur simulationsgestützten Entwicklung und Bewertung solcher Maßnahmen.

Einleitung

Die durch den Verkehr erzeugte Umweltbelastung mit Schadstoffen steht schon seit längerem im Fokus der Öffentlichkeit und erfährt durch die Erderwärmung zusätzliches Gewicht. Die europäische Richtlinie über Luftqualität und saubere Luft fordert ein Handeln der Verantwortlichen bei der Überschreitung vorgegebener Grenzwerte. Das den CO₂-Ausstoß regulierende Kyoto-Protokoll erhöht den Druck zusätzlich, die durch den Verkehr erzeugten Schadstoffe zu minimieren.

Neben der Reduktion des Flottenverbrauchs durch die Fahrzeughersteller sucht auch das Verkehrsmanagement nach Ansätzen, die den Schadstoffausstoß reduzieren oder räumlich begrenzen, respektive aus bestimmten örtlichen Bereichen herauszuhalten suchen. Hierbei kommt eine große Spanne möglicher Ansätze zum Einsatz, die sich in ihrer zeitlichen und räumlichen Ausdehnung sowie in dem Umfang des Eingriffs stark unterscheiden. Die Bandbreite möglicher Ansätze reicht von der Implementierung neuer ÖPNV-Routen über Verkehrsbeschränkungen bis zur Optimierung einzelner Lichtsignalanlagen.

Die Betrachtung der ökologischen Auswirkungen des Verkehrs wird zunehmend auch durch Simulationen unterstützt, einem der Hauptplanungswerkzeuge des Verkehrsmanagements. Verkehrsflusssimulationen erlauben die Bemessung der Auswirkungen von Eingriffen in ein existierendes Verkehrssystem vor deren Realisierung in der realen Welt und so den Nutzen einer Aktion gegen ihre Kosten zu setzen. Durch den Zugriff auf alle modellierten Teile des Verkehrssystems, erlauben sie zudem, zusätzliches Wissen über die Abhängigkeiten zwischen Nachfrage, Straßennetz, Infrastruktur und Schadstoffemission zu erhalten und so bessere Ansätze zur Schadstoffreduktion zu entwickeln.

Im Nachfolgenden wird eine Auswahl der am Institut für Verkehrssystemtechnik des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (ITS/DLR) durchgeführten Arbeiten zu emissionsreduzierenden Verkehrsmanagementansätzen vorgestellt. Den vorgestellten Arbeiten ist die Nutzung der durch die Autoren mitentwickelten Simulationssoftware „SUMO“ ([DLR, 2002], [Krajzewicz et al., 2012]) gemein. Der Bericht ist wie folgt gegliedert: zunächst wird die eingesetzte Verkehrsflusssimulation „SUMO“ sowie das in ihr eingebettete Emissionsmodell beschrieben. Danach wird der aktuelle Wissensstand zur abstrakten Routenwahl anhand von Schadstoffemissionen wiedergegeben. Danach werden aktuelle Arbeiten zur Umsetzung realer Verkehrsmanagementmaßnahmen vorgestellt. Der Artikel endet mit einer Zusammenfassung.

Benutztes Simulationsmodell

Innerhalb der in den nachfolgenden Kapiteln beschriebenen Untersuchungen kam die am ITS/DLR entwickelte Verkehrssimulation „SUMO“ („Simulation of Urban MObility“) zum Einsatz. SUMO ist eine mikroskopische Verkehrsflusssimulation, ausgelegt für die Simulation großer Straßennetze, wie in Abbildung 1 gezeigt. Im Laufe ihrer 2001 begonnenen Entwicklung ist SUMO um die Fähigkeit unterschiedliche Fahrzeugtypen, inklusive der Unterscheidung verschiedener Verkehrsträger wie PKWs, Taxen, Busse oder Straßenbahnen mit den dazugehörigen Spur- bzw. Straßennutzungsbeschränkungen abzubilden, erweitert worden. SUMO kann neben solchem multi-modalen Verkehr auch intermodale, also verschiedene Verkehrsmodi nutzende Wegeketten einzeln modellierter Personen abbilden ([Behrisch et al., 2010]).

Zur Abbildung des Längsverhaltens von Fahrzeugen nutzt SUMO per Voreinstellung eine Erweiterung des Fahrzeugfolgemedell nach Krauß ([Krauß et al. 1997]), welche wie das für die Spurwahl benutzte Modell in [Krajzewicz, 2010] beschrieben ist. SUMO erlaubt die Simulation verschiedener Kreuzungstypen, wie rechts-vor-links, Vorfahrtskreuzungen sowie von statischen und adaptiven Lichtsignalanlagen. Ein auf Sockets basierendes Interface ([Wegener et al., 2008]) erlaubt es, das Verhalten von simulierten Objekten, wie Lichtsignalanlagen oder Fahrzeugen, während eines Simulationslaufs zu beeinflussen.

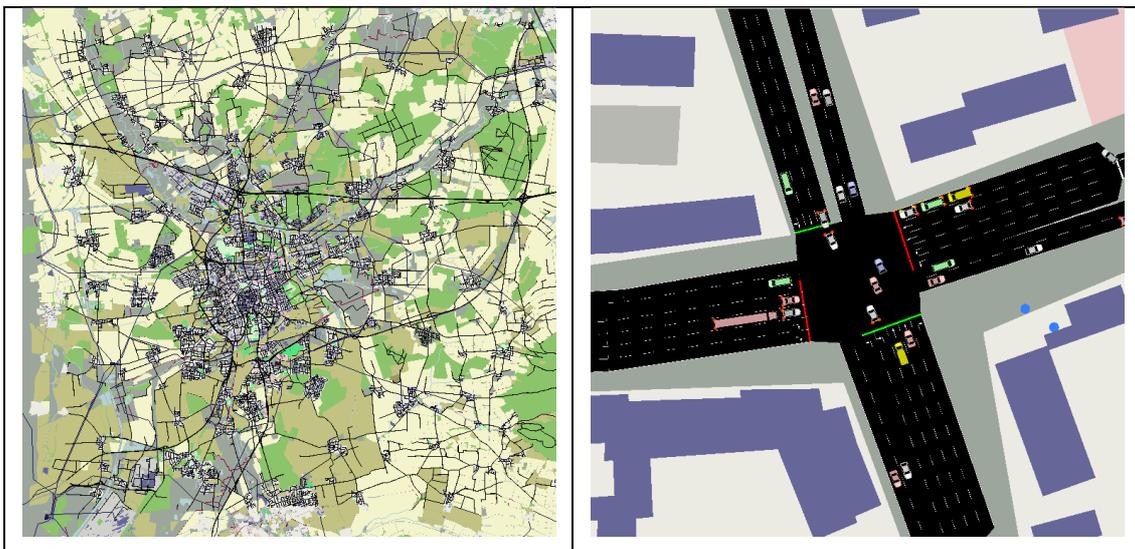


Abbildung 1: Darstellung der Simulation der Stadt Braunschweig in SUMO; links: Gesamtszenario, rechts: Vergrößerung auf eine einzelne Kreuzung des Szenarios

Im Rahmen des von der Europäischen Kommission kofinanzierten Projektes „iTETRIS“ ([Lazaro, Robert, 2009], [iTETRIS, 2010]) ist SUMO um ein Modell des Schadstoffausstoßes sowie um ein Modell von Geräuschemissionen erweitert worden. Innerhalb von iTETRIS ist ein System zur Simulation von Verkehrsmanagementmethoden, die auf durch Fahrzeug-Fahrzeug- und Fahrzeug-Infrastruktur-Kommunikation erhobenen Daten basieren, entwickelt worden. Die Erweiterung um Modelle für Schadstoff- und Geräuschemission sollte die ökologischen Auswirkungen der in iTETRIS entwickelten Verkehrsmanagementmaßnahmen zu bestimmen erlauben. Im Nachfolgenden wird die Wahl und die Einbettung des Emissionsmodells verkürzt wiedergegeben. Eine genauere Beschreibung findet sich in [Krajzewicz et al., 2011].

Innerhalb von iTETRIS sind die Emission der Schadstoffe CO, CO₂, NO_x, PM_x und HC sowie der Kraftstoffverbrauch als die zu berechnenden Größen festgesetzt worden, zum Einen aufgrund ihrer toxischen bzw. krebserregenden Wirkung sowie aufgrund ihrer Regulierung durch die Gesetzgebung. Bei der Realisierung wurde davon ausgegangen, dass ein bereits verfügbares und wissenschaftlich beschriebenes Modell verwendet werden kann. Daher sind zunächst publizierte Emissionsmodelle zusammengetragen und ausgewertet worden. Für die gefundenen Modelle sind im nächsten Schritt die jeweils notwendigen Eingabegrößen und -parameter sowie die durch das jeweilige Modell errechneten Schadstoffe bestimmt worden. Es zeigte sich, dass nur ein Teil der Modelle in genügendem Maße beschrieben ist, oft sind nicht alle Parameter hinreichend präzise abgedeckt. Auch war eine vorhersehbare Diskrepanz zwischen Modellgenauigkeit und der Abdeckung der gesamten Fahrzeugpopulation zu beobachten. Dabei bilden vor allem genauere Modelle nicht alle der in iTETRIS geforderten Schadstoffe ab.

Nach dem Vergleich verfügbarer Modelle ist die HBEFA-Datenbank ([INFRAS, 2010]) in der zu diesem Zeitpunkt aktuellen Version 2.1 als Grundlage für das zu implementierende Modell gewählt worden, weil sie die Fahrzeugpopulation weitestgehend abdeckt und Daten für alle gewünschten Schadstoffe beinhaltet. Die HBEFA Datenbank beschreibt die Emission für Fahrzeugklassen und für verschiedene, durch Geschwindigkeit und Steigung definierte Verkehrszustände. Das Simulationsmodell benötigt jedoch kontinuierliche Inputgrößen für Geschwindigkeit und Beschleunigung. Die Umformulierung in ein kontinuierliches Modell erfolgte über einen Export der Datenbank. An die so erhaltenen Daten einer jeden Fahrzeugklasse sind im nächsten Schritt die Parameter einer Formel für die für die Fahrt aufzuwendende Energie ([Treiber et al., 2008]) gefittet worden. Dabei wurde die in HBEFA enthaltene Information über die Steigung der befahrenen Straße in eine Beschleunigung umgerechnet. Damit kann man die HBEFA Daten in das kontinuierliche Modell für die Berechnung der Emissionen als Funktion von Geschwindigkeit und Beschleunigung umsetzen.

Um den Aufwand der Definition einer Fahrzeugpopulation bei der Erstellung eines Szenarios zu reduzieren sind die so erhaltenen Kurven der sechs gewählten Größen der über 130 in HBEFA enthaltenen Fahrzeugklassen mit Hilfe des clustering-Algorithmus von Hartigan und Wong ([Hartigan, Wong, 1979]) zu Klassen mit ähnlichem Schadstoffausstoß zusammen gefasst worden. Als Er-

gebnis sind zwei Varianten mit sieben bzw. vierzehn Fahrzeugklassen für PKWs sowie drei Varianten mit drei, sechs bzw. zwölf Klassen für LKWs umgesetzt worden.

Innerhalb der Simulation wird – wenn der Nutzer die Ausgabe der Emissionen wünscht – der Ausstoß eines Fahrzeugs in jeder simulierten Sekunde errechnet. Diese Werte können in der Simulationsoberfläche visualisiert (siehe Abbildung 2a) oder über die on-line-Schnittstelle abgefragt werden. Zudem ist die Simulation um eine Reihe von Ausgabedateien erweitert worden. So ist es möglich, aus einem Simulationslauf für jedes Fahrzeug die von ihm emittierten Schadstoffe zu erhalten, sowie über Zeit aggregierte Emissionen an Spuren oder Kanten (Straßen). Die in Abbildung 2b) gezeigte flächige Darstellung der Emissionen ist zurzeit in der Entwicklung.

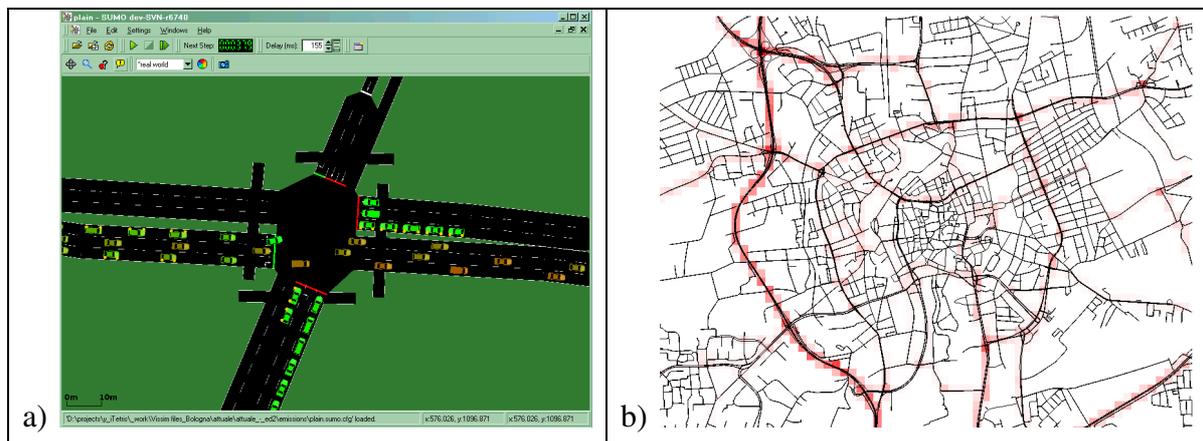


Abbildung 2: a) Darstellung der aktuellen CO₂-Emissionen simulierter Fahrzeuge; b) Darstellung des simulierten CO₂-Ausstoßes in der Braunschweiger Innenstadt, normaler Wochentag, 6:00 bis 7:00, Aggregation in Flächen von 100 m x 100 m

Routenwahl nach Schadstoffemission

Innerhalb von iTETRIS sollten die durch das Modell errechneten Schadstoffemissionen direkt als eine Steuergröße für die innerhalb dieses Projektes entwickelten Verkehrsmanagementansätze genutzt werden. Als ein möglicher Ansatz wurde hier die Reduktion von Schadstoffemissionen durch eine geschickte Routenwahl angesehen. Nach Ablauf des Projektes „iTETRIS“ wurden die im Nachfolgenden beschriebenen Forschungen zu diesem Thema innerhalb des Projektes „Verkehrs- und Mobilitätsmanagement“ (VMM) fortgeführt.

Bei der Modellierung des Verkehrs großer Regionen ist das sog. „traffic assignment“, oder auf deutsch „Verkehrsumlegung“, einer der grundlegenden Vorbereitungsschritte. Hierbei erhält jeder simulierte Straßennutzer, bei makroskopischer Modellierung eine Nutzermenge, explizite Routen durch das gegebene Straßennetz zugewiesen. Bei der Verkehrsumlegung wird häufig angenommen, der Verkehr eines gegebenen Untersuchungsgebietes würde sich selbstorganisiert dem sogenannten Nutzeroptimum (1. Prinzip von Wardrop [1952]) annähern. Das heißt, dass die Mehrzahl der Fahrer bei ihren Reisen versucht, die für sie günstigsten Routen zu benutzen, um ihre Reisekosten zu minimieren. Zumeist wird davon ausgegangen, dass die Straßennutzer den schnellsten Weg durch das Straßennetz nehmen. Dieser hängt allerdings stark von dem Fluß, d.h. von der Menge der Verkehrsteilnehmer über Zeit auf einer Straße ab, weil die Durchschnittsgeschwindigkeit mit steigender Anzahl von Verkehrsteilnehmern sinkt [Sheffi, 1992]. Da für komplexe Straßennetze eine analytische Umlegung nicht errechnet werden kann, wird im Allgemeinen die gegebene Nachfrage inkrementell oder iterativ auf das Straßennetz umgelegt. Inkrementelle Ansätze teilen die gegebene Nachfrage und errechnen nach der Routenberechnung für einen dieser Teile die resultierenden Netzgewichte um diese für die Wegesuche des nächsten Teils zu benutzen. Iterative Methoden führen zumeist die Routensuche und die Simulation wiederholt durch und passen die Routenwahl an die sich aus der aktuellen Routenverteilung ergebenden, durch die Simulation bestimmten Netzgewichte an. Innerhalb von SUMO wird der iterative Algorithmus von Christian Gawron [Gawron, 1999] benutzt, der Oszillationen in der Routenwahl durch einen Gedächtnisspeicher des Fahrers sowie eine gewichtete, stochastische Entscheidung eine neue Route zu übernehmen, vermeidet.

Im Unterschied zu diesem Standardverfahren der Umlegung sollten bei den nachfolgend vorgestellten Untersuchungen die Emissionsmengen eines bestimmten Schadstoffes für die Routenwahl genutzt werden. Statt der Reisezeit versuchen die Nutzer ihre Emissionsmenge zu optimieren. In einem ersten Schritt sind die innerhalb von SUMO für die Umlegung benutzten Programme, hauptsächlich der den Gawron-Algorithmus beinhaltende *duarouter*, um die Fähigkeit zwei Zeitreihen für die Routenwahl zu benutzen, erweitert worden. Die erste Zeitreihe beinhaltet wie bei konventionellen Umlegungen die durchschnittliche Reisezeit auf den simulierten Kanten, die zweite die als Kantenge-

nicht interpretierte Menge auf der jeweiligen Kante durchschnittlich ausgestoßenen Schadstoffe. Die Reisezeit wird immer noch benötigt, weil die zeitlichen Änderungen der Kantenbelastung über die Fahrdauer berücksichtigt werden sollen und daher die Zeit für das Passieren einer Kante benötigt wird.

In einem ersten Versuch ist die Umlegung nach den modellierten Schadstoffen für einen Ausschnitt des innerhalb von iTETRIS modellierten Gebietes um die Stadt Bologna durchgeführt worden. Abbildung 3 zeigt die Ergebnisse dieses Versuchs. Die Ordinatenachse gibt stets die Größe wieder, nach der die Kanten während der Umlegung gewichtet worden sind. Es zeigt sich, dass die Umlegung nach Schadstoffen zumeist zu qualitativ ähnlichen Ergebnissen führt wie die Umlegung nach der Reisezeit. Allerdings ist zu beobachten, dass nicht in jedem Fall die zu minimierende Größe im Vergleich zur Umlegung nach der Reisezeit auch tatsächlich geringer wird.

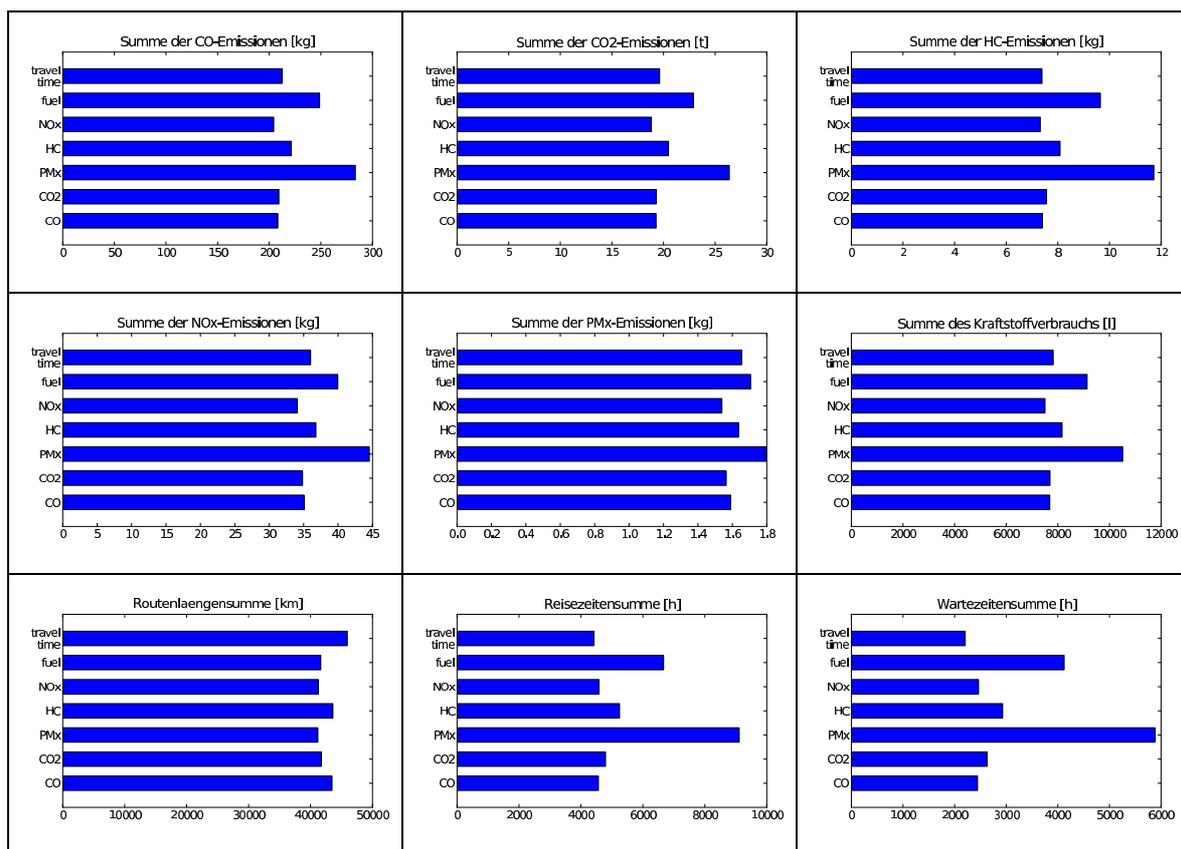


Abbildung 3: Vergleiche zwischen der Benutzung unterschiedlicher Größen für Kantengewichte hinsichtlich der betrachteten Kenngrößen; aus [Krajewicz et al., 2011]

Dieser Beobachtung wurde zunächst analytisch in einem vereinfachten Modell nachgegangen, siehe [Behrisch et al., 2012]. In Abbildung 4 ist ein einfaches Modell für die Abhängigkeit zwischen der Verkehrsnachfrage und der Reisezeit, sowie dem hier exemplarisch gewählten Kraftstoffverbrauch dargestellt. Es fällt auf, dass der Kraftstoffverbrauch im Gegensatz zur Reisezeit nicht kontinuierlich mit steigender Nachfrage steigt. Stattdessen ist von einer für den Verbrauch optimalen Geschwindigkeit von ca. 60 km/h auszugehen, die in dem gewählten Beispiel bei einer Nachfrage von 1000 Fz/h zu einem Minimum des Verbrauches führt.

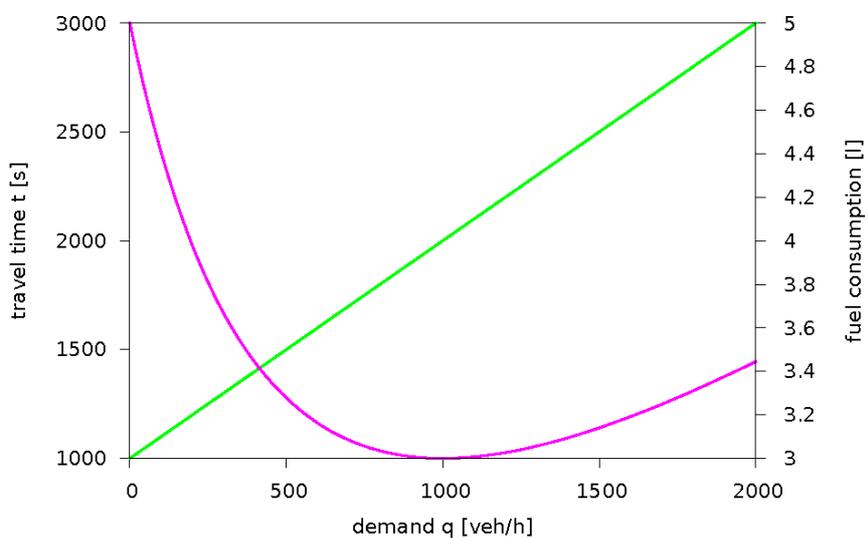


Abbildung 4: Abhängigkeit der Reisegeschwindigkeit und des Kraftstoffverbrauchs vom Fluß; aus [Behrisch et al., 2012]

Diese Eigenschaft des Kraftstoffverbrauchs zeigt im Hinblick auf eine Umlegung bzw. Routenwahl einige interessante Besonderheiten. So können sich höhere Auslastungen einer Straße, die eine Verringerung der Durchschnittsgeschwindigkeit nach sich ziehen, auf den Schadstoffausstoß positiv auswirken. Bei der Betrachtung einfacher Netze zeigt sich zudem, dass nicht mehr von nur einem Optimum für die Routenverteilung ausgegangen werden kann, sondern, in Abhängigkeit von der Nachfrage, auch mehrere Optima auftreten können, siehe Abbildung 5a). Diese analytisch bestimmte Eigenschaft konnte auch simulativ bestätigt werden, wie Abbildung 5b) zeigt. Bei der Errechnung einer Umlegung für komplexere Netze kann dies zur Oszillation der gewählten Routen führen und somit eine eindeutige Lösung verhindern.

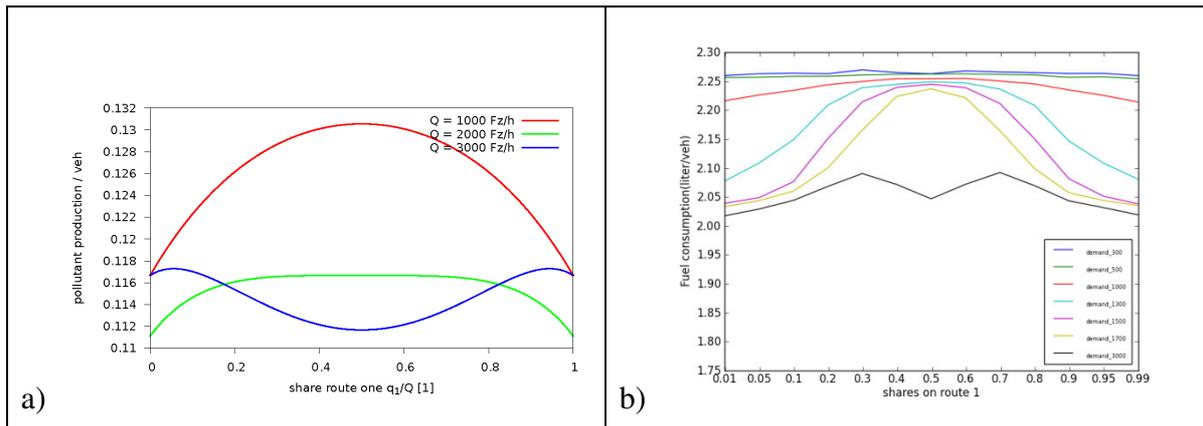


Abbildung 5: Güte von Routenverteilungen in einem einfachen Netz mit zwei Routenalternativen; a) analytische Bestimmung, b) Bestimmung mittels der Simulation; aus [Behrisch et al., 2012]

Werden die Schadstoffemissionen stark bedingenden Beschleunigungen ebenfalls in Betracht gezogen ([Flötteröd et al., 2012]), scheint sich die Problematik mehrerer Optima teilweise aufzulösen. Allerdings sollte bemerkt werden, dass Beschleunigungsvorgänge unterschiedliche Gründe und Ausprägungen besitzen können, während in [Flötteröd et al., 2012] lediglich das Einnehmen einer gemeinsamen Spur durch zwei Flüsse betrachtet worden ist. Die Auswirkungen des Zusammenspiels aus unbeschleunigter Fahrt und Beschleunigungsvorgängen innerhalb komplexer Straßennetze auf Emissionen und die diese zu optimieren versuchende Routenwahl können daher noch nicht abschließend beschrieben werden.

Auch prinzipiell stellt sich die Frage nach der Übertragbarkeit einer schadstoff-/verbrauchsoptimierten Routenwahl ins reale Leben. So fehlt es an Sensorik, die reale Emissionen bemessen und für die Routenwahl zur Verfügung stellen könnte. Die unterschiedlichen Kennkurven für die verschiedenen Schadstoffe erlauben auch keine einheitliche Routenwahl – hier wäre eine z.B. über Monetarisierung hergeleitete Funktion nötig, in der die Schadstoffe unterschiedlich bewertet werden würden. Letztendlich ist auch die Nutzung einer bereits stark benutzten Straße für die Senkung der Emissionen nur schwer zu vermitteln. So bleiben die aufgezeigten Untersuchungen zunächst rein abstrakter Natur.

Simulation realer Verkehrsmanagementmaßnahmen

Neben grundlegenden, abstrakten Untersuchungen wird im Rahmen des Projektes VMM mit der Evaluation bereits vorliegender, realer Verkehrsmanagementideen, -konzepten und -maßnahmen zur Schadstoffreduktion begonnen. Zunächst werden „grobe“ Konzepte, wie stadtglobale Geschwindigkeitsreduktion oder -erhöhung, respektive die Änderung der Geschwindigkeitsbeschränkungen an umliegenden Autobahnen betrachtet. Hierbei kommt hauptsächlich das innerhalb des DLR-Großforschungsprojektes „Anwendungsplattform Intelligente Mobilität“ (AIM) im Aufbau befindliche Simulationsszenario der Stadt Braunschweig, siehe auch Abbildung 1, zur Anwendung, welches sich durch einen hohen Modellierungsgrad auszeichnen soll. Neben synthetischen Modellen der Bevölkerung, die auf Änderungen mobilitätsbeeinflussender Faktoren reagieren, wird das Szenario den ÖPNV, Parkmöglichkeiten sowie reale Pläne für die Lichtsignalanlagen, beinhalten.

Im Nachfolgenden werden die Ergebnisse von Szenarien gegeneinander gesetzt, innerhalb der die Geschwindigkeitsbeschränkungen global verändert worden sind. Ausgangspunkt war die aktuelle Version des AIM-Szenarios, wobei zurzeit:

- a) die Nachfrage auf einer 24h-Matrix beruht, die disaggregiert worden ist, d.h. zeitliche Änderungen spiegeln sich nur in der Fahrzeuganzahl wieder, nicht jedoch in der Richtung der Ströme,
- b) noch nicht die realen LSAs in der Simulation umgesetzt worden sind.
Für das Straßennetz sind zunächst innerstädtische Straßen sowie Autobahnstraßen bestimmt worden, wie in Abbildung 6 gezeigt.

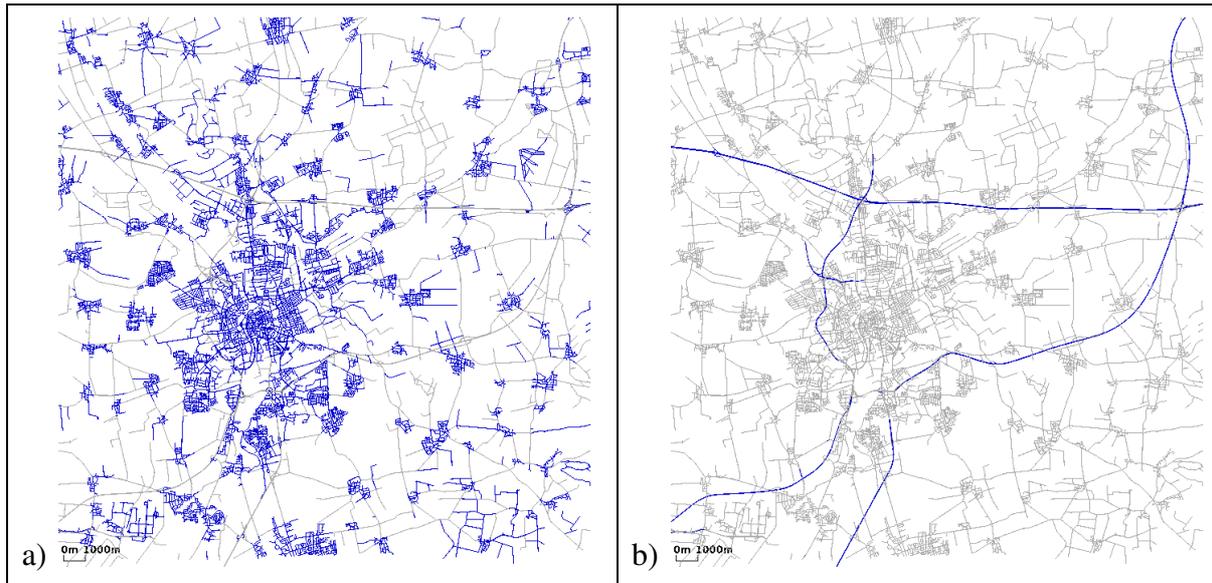


Abbildung 6: a) als „Stadtstraßen“ gewählte Straßen des Straßennetzes (blau);
b) als „Autobahnen“ gewählte Straßen

Auf dieser Auswahl basierend sind drei Alternativszenarien erstellt worden:

- „Stadt30“: Geschwindigkeitsbeschränkung auf 30 km/h für alle „Stadtstraßen“
- „Stadt60“: Geschwindigkeitsbeschränkung auf 60 km/h für alle „Stadtstraßen“
- „Autobahn80“: Geschwindigkeitsbeschränkung auf 80 km/h für alle „Autobahnstraßen“

Bei den nachfolgenden Simulationen ist berücksichtigt worden, dass Fahrer/Fahrerinnen aufgrund der veränderten Reisezeiten eine neue Route wählen. Die Auswertung, siehe Abbildung 7, zeigt, dass eine Änderung der innerstädtischen Geschwindigkeit nur wenig Auswirkungen auf den Gesamtausstoß an CO₂ hat, bei einer Geschwindigkeitsbeschränkung auf 30 km/h aber mehr Fahrzeuge, insbesondere während der Spitzenstunden, unterwegs sind. Trotz ähnlicher Fahrzeuganzahl, bringt eine Reduktion der erlaubten Geschwindigkeit auf Autobahnen jedoch eine deutliche Reduktion des CO₂-Ausstosses.

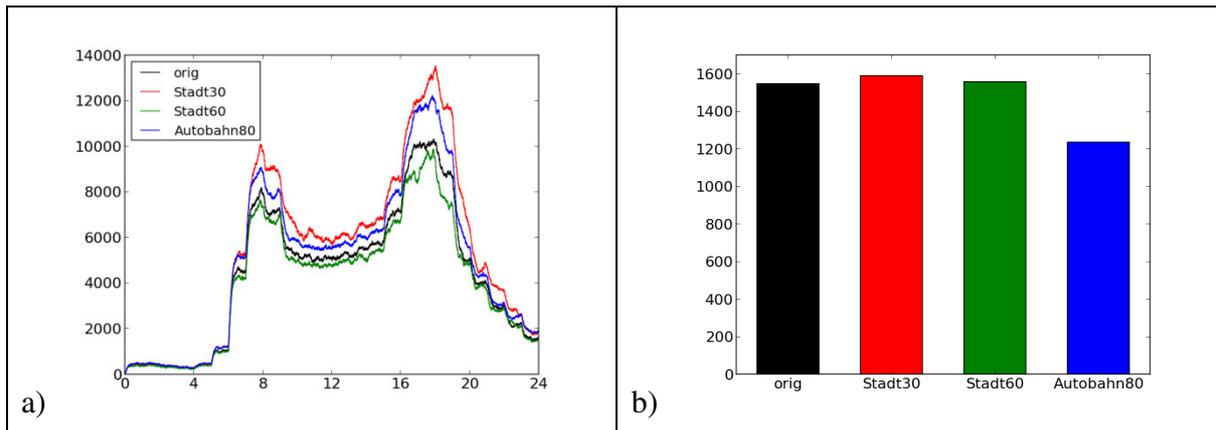


Abbildung 7: Vergleiche der Ergebnisse der vier Szenarien; a) Fahrzeuganzahl über Zeit (in Stunden), b) errechnete CO₂-Gesamtausstoß simulierter Fahrzeuge in t

Da Schadstoffe vorrangig in den bewohnten, innerstädtischen Bereichen problematisch sind, ist es notwendig zu betrachten, wo Schadstoffe entstehen. Die Abbildungen 8 zeigen auf der linken Seite wie sich der Verkehr aufgrund der veränderten Geschwindigkeitsbegrenzungen verlagert. Wie erwartet werden innerstädtische Straßen seltener benutzt, wenn die erlaubte Geschwindigkeit auf 30 km/h reduziert wird. Eine Erhöhung der erlaubten Geschwindigkeit auf 60 km/h macht die Nutzung innerstädtischer Straßen attraktiver, verlagert also mehr Verkehr in die Stadt hinein. Dies spiegelt sich in der innerhalb der Stadt ausgestoßenen Menge an CO₂ wieder.

Die simulierte Reduktion der auf Autobahnen erlaubten Geschwindigkeit verlagert den Verkehr hauptsächlich auf die umliegenden Landstraßen, sowie in den innerstädtischen Bereich. Die meiste Zunahme an CO₂-Emissionen ist jedoch nur auf den Landstraßen zu beobachten, die innerstädtischen Bereiche scheinen nicht im hohen Maße betroffen zu sein, genaueres müssen weitere Auswertungen klären.

Die vorgestellten Untersuchungen sollten prinzipielle Möglichkeiten, Verkehrsmanagementmaßnahmen zur Schadstoffausstoßminderung mit Hilfe von Simulationen zu untersuchen, aufzeigen. Im nächsten Schritt sollen die in der MARLIS-Datenbank ([BAST, 2013]) vorliegenden Maßnahmen in der Simulation abgebildet und ausgewertet werden. Eine hierbei zu lösende Frage ist die nach der Übertragbarkeit der Szenarien auf andere Gebiete. Da der Aufwand für das Erstellen eines mikroskopischen Szenarios einer Stadt hoch ist, wird versucht

werden, die Maßnahmen auf bereits verfügbare Szenarien, insbesondere das AIM-Szenario der Stadt Braunschweig zu übertragen.



Abbildung 8: links: Veränderungen in der Straßennutzung (blau: weniger Fahrzeuge als im Originalszenario, rot mehr Fahrzeuge); rechts: Veränderungen in den Emissionen (grün weniger CO₂-Emissionen, rot mehr); von oben nach unten: Szenarien „Stadt30“, „Stadt60“, „Autobahn80“

Da die Untersuchung das Hauptaugenmerk auf Verkehrsmanagementmaßnahmen zur Steuerung des Verkehrs legt, die sich direkt in der Änderung der

Nachfrage wiederfinden, sind nicht alle in der MARLIS-Datenbank enthaltene Maßnahmen relevant. So werden Öffentlichkeitsarbeiten oder – mit einigen Ausnahmen – die Änderungen in der Fahrzeugflotte nicht betrachtet werden.

Zusammenfassung

Gezeigt wurden die Ergebnisse abgeschlossener und laufender Arbeiten des ITS/DLR zum schadstoffreduzierenden Verkehrsmanagement in denen die Simulationssoftware „SUMO“ eingesetzt worden ist, sowie das in dieser Software benutzte Modell zur Schadstoffemission. Sie zeigen die Potentiale von Verkehrssimulationen für die Bemessung schadstoffreduzierender Maßnahmen des Verkehrsmanagements auf.

Die vorgestellten Untersuchungen zur Routenwahl anhand emittierter Schadstoffe zeigen weiteren Forschungsbedarf. Offene Fragen sind zum Beispiel: Welche Auswirkungen hat die Oszillation bei der Routenwahl? Wie stark ist der Einfluß von Beschleunigungsvorgängen, wie stark der der freien Fahrt in realen Netzen? Wenn ein solches „Routing“ kaum in der Realität zum Einsatz kommen wird, so helfen die Untersuchungen die Beziehungen zwischen Verkehrsfluß und Schadstoffemission besser zu verstehen.

Quellenverzeichnis

- [DLR, 2002] SUMO Webseite. Online: <http://sumo.sf.net>. Zuletzt besucht am 16.01.2013.
- [Krajzewicz et al., 2012] Krajzewicz, D.; Erdmann, J.; Behrisch, M.; Bieker, L. (2012) Recent Development and Applications of SUMO - Simulation of Urban MObility. In: International Journal On Advances in Systems and Measurements, 5 (3&4), Seiten 128-138. ISSN 1942-261x.
- [Behrisch et al., 2010] Behrisch, M.; Erdmann, J.; Krajzewicz, D. (2010) Adding intermodality to the microscopic simulation package SUMO. MESM 2010, 01-03.Dez. 2010, Alexandria, Ägypten.
- [Krauß et al., 1997] Krauss, S.; Wagner, P.; Gawron, C. (1997) Metastable states in a microscopic model of traffic flow. Phys. Rev. E, American Physical Society, 1997, 55, Seiten 5597-5602.

- [Krajzewicz, 2010] Krajzewicz, D. (2010) Traffic Simulation with SUMO - Simulation of Urban Mobility. In: Barceló, J. (Ed.) Fundamentals of Traffic Simulation, Springer, 2010, Seiten 269-294.
- [Wegener et al., 2008] Wegener, A.; Piórkowski, M.; Raya, M.; Hellbrück, H.; Fischer, S.; Hubaux, J.-P. (2008) TraCI: An Interface for Coupling Road Traffic and Network Simulators. In: 11th Communications and Networking Simulation Symposium (CNS), ACM, 2008, Seiten 155-163.
- [Lazaro, Robert, 2009] Lazaro, O.; Robert, E. (2009) iTETRIS: The Simulation Platform to Valorise Cooperative ITS in Effective Traffic Management. In: ITS Traffic Technology International Magazine, August/September 2009.
- [iTETRIS, 2010] iTETRIS Konsortium (2010) Internetauftritt des Projektes iTETRIS, <http://www.ict-itetris.eu/>, zuletzt besucht am 16.01.2013.
- [INFRAS, 2010] INFRAS (2010). Handbuch der Emissionsfaktoren. <http://www.hbefa.net/>, zuletzt besucht am 16.01.2013
- [Krajzewicz et al., 2011] Krajzewicz, D.; Bieker, L.; Brockfeld, E.; Nippold, R. & Ringel, J. (2011) Ökologische Einflüsse ausgewählter Verkehrsmanagementansätze. Heureka '11.
- [Treiber et al., 2008] Treiber, M.; Kesting, A.; Thiemann, C. (2008). How Much does Traffic Congestion Increase Fuel Consumption and Emissions? Applying a Fuel Consumption Model to the NGSIM Trajectory Data. Präsentation Nr. 08-2715 at the Annual Meeting of the Transportation Research Board, January 13-17, 2008, Washington, DC.
- [Hartigan, Wong, 1979] Hartigan, J. A.; Wong, M. A. (1979) A K-means clustering algorithm. In: Applied Statistics 28, 100–10, 1979.
- [Wardrop, 1952] Wardrop, J. G. (1952) Some theoretical aspects of road traffic research. In: Proceedings of the Institute of Civil Engineers, Vol 1, 325-378.
- [Sheffi, 1992] Sheffi, Y. (1992) Urban Transportation Networks: Equilibrium Analysis with Mathematical Programming Methods, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ 07632, online: <http://web.mit.edu/sheffi/www/urbanTransportation.html>
- [Gawron, 1999] Gawron, C. Simulation-Based Traffic Assignment -Computing User Equilibria in Large Street Networks. Dissertation, Universität zu Köln, Informatik, Universität zu Köln, 1999

- [Behrisch et al., 2012] Behrisch, M.; Flötteröd, Y.-P.; Krajzewicz, D.; Wagner, P. (2011) Ecological User Equilibrium? In: DTA 2012, 4.-6. Juni 2012, Martha's Vineyard, Massachusetts, USA.
- [Flötteröd et al., 2012] Flötteröd, Y.-P.; Wagner, P.; Behrisch, M.; Krajzewicz, D. (2012) Simulated-based Validity Analysis of Ecological User Equilibrium. In: Winter Simulation Conference Archive. 2012 Winter Simulation Conference, Berlin, Deutschland
- [BAST, 2013] BAST (2013) Internetseite zur MARLIS-Datenbank, online: http://www.bast.de/nn_42544/DE/Publikationen/Datenbanken/MARLIS/MARLIS.html. Zuletzt besucht am 17.01.2013

Geschwindigkeitsbeeinflussung als Maßnahme zur Luftreinhaltung

Dr.-Ing. Ditmar Hunger, Dipl.-Ing. Tobias Schönefeld
Planungsbüro Stadt – Verkehr – Umwelt, SVU Dresden

unter Mitwirkung von Dr. rer. nat. Ingo Düring, Dipl.-Ing. Wolfram Schmidt
Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG Radebeul

Integrierte Planungsstrategie

Mit der zunehmenden Motorisierung haben sich in den Städten wesentliche Umweltbelastungen eingestellt. Durch den Kfz-Verkehr und die Überlagerung mit angrenzenden Nutzungen (Wohnen, Aufenthalt, Verweilen etc.) ergeben sich im Zuge der Hauptverkehrsstraßen innerstädtisch verschiedene Probleme. Es sind gesundheitsschädliche Luftschadstoffkonzentrationen und Lärmbelastungen zu verzeichnen. Hohe Verkehrsaufkommen und breite Kfz-Fahrbahnen sorgen für Trennwirkungen. Zwischen den Verkehrsteilnehmern ergeben sich Konflikte und Unfälle. Die Stadt-, Wohn- und Aufenthaltsqualität ist eingeschränkt.

Grundsätzliches Ziel ist es daher, den Kfz-Verkehr innerstädtisch zu reduzieren. Die Verlagerung des Verkehrs auf umweltfreundliche Verkehrsmittel bedarf jedoch eines kontinuierlichen Handelns, wird teilweise in der Realisierung noch nicht konsequent genug verfolgt und ist nicht von heute auf morgen erreichbar. Zur Bündelung des Kfz-Verkehrs im Hauptverkehrsnetz bestehen i. d. R. keine Alternativen. Eine wesentliche Hauptaufgabe liegt daher darin, den (notwendigen) Kfz-Verkehr innerstädtisch mit möglichst geringen negativen Auswirkungen abzuwickeln.

Die Reduzierung der zulässigen Höchstgeschwindigkeit bildet hierbei eine wesentliche Maßnahme im Sinne der Verbesserung der Lärmsituation sowie Konflikt- und Unfallminimierung. So wird z. B. durch die Reduzierung der zulässigen Geschwindigkeit von 50 auf 30 km/h eine Lärminderung von 2 – 3 dB(A) erreicht, welche vergleichbar mit einer Halbierung der Verkehrsaufkommen ist. Der für die Unfallschwere relevante Anhalteweg wird mehr als halbiert. Zusätzlich verbessern sich die Nutzungsbedingungen für den Fußgänger- und Radver-

kehr (bessere Querungsmöglichkeiten, geringere Konfliktgeschwindigkeiten etc.). Um kurzfristig mit geringem Aufwand eine vergleichsweise große Wirkung zu erreichen, bilden Geschwindigkeitsherabsetzungen eine von sehr wenigen möglichen Maßnahmen, die zugleich hoch effektiv sind.

Eine wesentliche Frage stellt sich dabei hinsichtlich der Auswirkungen auf die Luftschadstoffsituation. Es ist festzustellen, dass derartige Maßnahmenstrategien bisher im Rahmen der Luftreinhaltepläne nur selten zur Anwendung kommen. Davon abgesehen, dass z. B. eher auf Maßnahmen zur Verflüssigung des Kfz-Verkehrs, als auf eine Verstetigung auf möglichst niedrigem Geschwindigkeitsniveau orientiert wird, lässt sich als eine Ursache der zögerlichen Anwendung von z. B. Tempo 30 auf kritischen Abschnitten im Hauptverkehrsstraßennetz ausmachen, dass lange Zeit entsprechende Berechnungsgrundlagen fehlten und im HBEFA3.1 immer noch fehlen. Daher müssen häufig aus Einzeluntersuchungen abgeleitete Parametrisierungen verwendet werden, die dem Maßnahmenplaner als Argumentationshilfe bei der Wirkungsanalyse dienen. Diese kommen teilweise zu unterschiedlichen Aussagen bezüglich der Effekte und sind von den jeweiligen Rahmenbedingungen der Untersuchungen abhängig.

Beispiele / Untersuchungen zur Auswirkung auf die Luftschadstoffsituation

Seit 2002 wurden im Rahmen verschiedener Einzelprojekte (z. B. durch LfU Bayern, Ing.-Büro Lohmeyer, AVISO, Senatsverwaltung Berlin, LUBW etc.) Aussagen zur Wirkung von Geschwindigkeitsbegrenzungen auf Hauptverkehrsstraßen u. a. aus Messfahrten, On-Board-Emissionsmessungen sowie aus Immissionsmessungen abgeleitet. Die Ergebnisse streuen relativ stark, deuten jedoch bezüglich der Immissionen tendenziell positive Effekte von Geschwindigkeitsbegrenzungen an. Einzelne Untersuchungen kommen jedoch auch zu negativen Auswirkungen.

Bei einer genaueren Betrachtung der Thematik zeigt sich, dass der Anteil von Beschleunigungsvorgängen, die Ausgangsgeschwindigkeit sowie die Differenzierung zwischen Emission und Immission eine wichtige Bedeutung bei der Einschätzung der Effekte von Geschwindigkeitsbeschränkungen bildet.

Emissionsseitig ergibt sich bei einer Fahrt mit konstanter Geschwindigkeit je nach Fahrzeug ein Schadstoffminimum zwischen 50 und 70 km/h. Bei höheren und niedrigeren Geschwindigkeiten steigen die Emissionen wieder an. Aller-

dings bilden in historisch gewachsenen innerstädtischen Straßennetzen und -räumen, in denen die Luftschadstoffgrenzwertüberschreitungen zumeist zu verzeichnen sind, längere Konstantfahrabschnitte eher die Ausnahme. Typisch sind kurze Knotenpunktabstände, Einschränkungen durch haltende, einparkende und abbiegende Fahrzeuge sowie andere Verkehrsteilnehmer. Daraus ergeben sich zumeist Fahrprofile mit hohen Beschleunigungs- und Bremsanteilen (siehe exemplarisch in der Abbildung).

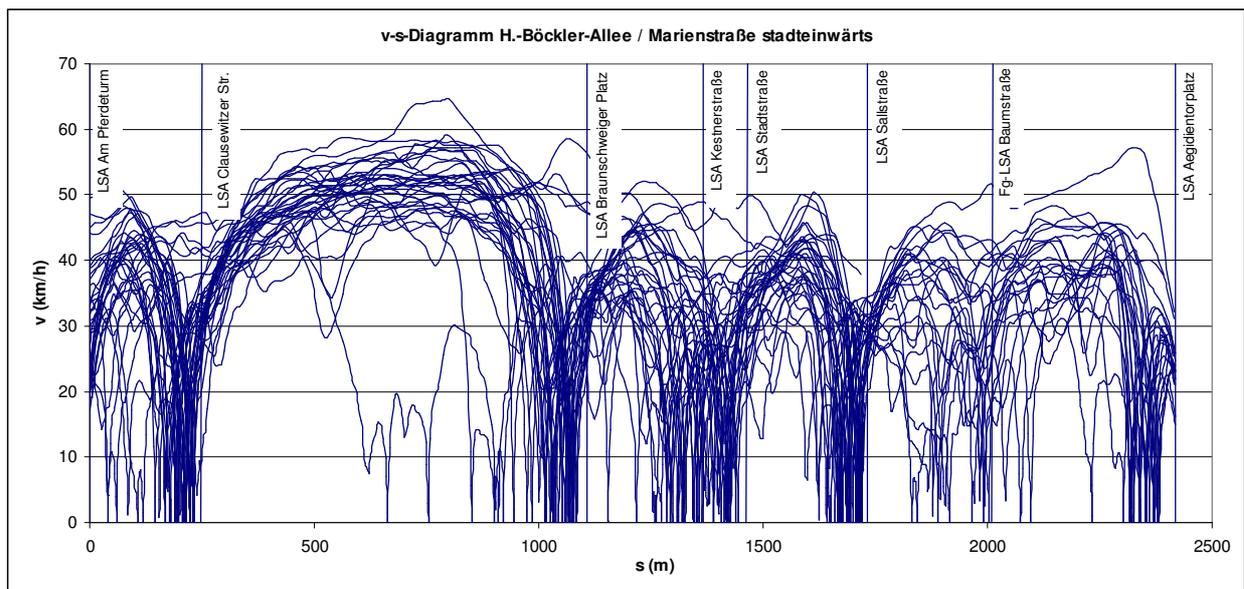


Abbildung: Fahrtverlauf auf einer Hauptverkehrsstraße im Innerortsbereich mit Knotenabständen am Beispiel Hannover Hanns-Böckler-Allee/Marienstraße zwischen LSA Am Pferdeturm und LSA Aegidientorplatz

Beim Vergleich der Beschleunigungsvorgänge ist der Energieverbrauch und Schadstoffausstoß für die Beschleunigung auf eine Zielgeschwindigkeit von 50 km/h grundsätzlich höher als bei einer Beschleunigung auf lediglich 30 km/h. Dies gilt auch für Zwischenbeschleunigungen, um nach Behinderungen wieder die jeweilige Zielgeschwindigkeit zu erreichen. In der Gesamtbilanz sind Kfz-Geschwindigkeiten unter 50 km/h emissionsseitig vor allem dort effektiv, wo im Straßenverlauf viele Interaktionen bestehen und mehrfach beschleunigt werden muss. Im Geschwindigkeitsbereich > 70 km/h ergibt sich grundsätzlich durch eine Reduzierung der zulässigen Geschwindigkeit auch eine Reduzierung der Luftschadstoffemissionen.

Darüber hinaus ist insgesamt eine harmonische Fahrweise mit einer möglichst geringen Zahl von Beschleunigungsvorgängen anzustreben. Hierbei ist bei geringeren zulässigen Geschwindigkeiten i. d. R. mit einer geringeren Streubreite der Zielgeschwindigkeiten der einzelnen Verkehrsteilnehmer und damit mit insgesamt besser verstemmten Fahrzeugpuls zu rechnen. Überhol- und damit unnötige Brems- und Beschleunigungsvorgänge reduzieren sich.

Neben der damit verbundenen Reduzierung der motorbedingten Emissionen kann durch eine Geschwindigkeitsreduzierung auch eine Verringerung der nicht motorbedingten Partikelemissionen aus Abrieb- und Aufwirbelungsprozessen erreicht werden.

Vorher-Nachher-Untersuchungen z. B. in Berlin und Halle (Saale) bestätigen den Effekt der Luftschadstoffminderung durch Geschwindigkeitsbegrenzungen auch im Bereich unter 50 km/h sowohl emissions- als auch immissionsseitig.

Zusammenhang von Geschwindigkeitsbeschränkungen und der Luftschadstoffhintergrundbelastung

Speziell in den großstädtischen Ballungsräumen, jedoch teilweise auch in kleineren Städten und Kommunen verlaufen vielfach Bundesautobahnen und / oder Schnellstraßen mit hohem Verkehrsaufkommen in geringer Entfernung der Hauptsiedlungsbereiche bzw. der kritischen Luftschadstoff-Hot-Spots und tragen zu den lokalen Hintergrundbelastungen bei. Im Zuge flächenhafter Immissionsmodellierungen ist der Verlauf der Bundesautobahnen zumeist klar erkennbar.

Eine Reduzierung des Geschwindigkeitsniveaus auf solchen Bundesfernstraßen als Maßnahme von Luftreinhalteplänen bildet auch hier aktuell eher die Ausnahme, könnte jedoch gerade in dicht besiedelten Bereichen einen Baustein zur Luftreinhaltung bieten.

Wie bei den innerstädtischen Geschwindigkeitsbegrenzungen, so ergeben sich auch für den Autobahnbereich wesentliche Synergieeffekte bezüglich des Lärmschutzes und der Verkehrssicherheit. Darüber hinaus sind weitere Zusatzeffekte hinsichtlich der CO₂-Minderung sowie der Ressourceneinsparung z. B. durch eine geringere Dimensionierung der Straßenverkehrsanlagen möglich.

Fazit

Wesentliches Ziel ist es, den (notwendigen) Kfz-Verkehr im innerstädtischen Hauptstraßennetz mit möglichst geringen negativen Auswirkungen abzuwickeln. Bei der Bewertung von Geschwindigkeitsbegrenzungen ist daher eine integrierte Bewertung verschiedener Aspekte und nicht ausschließlich der lufthygienischen Wirkungen notwendig. Die Effekte bezüglich Lärm, Verkehrssicherheit, Trennwirkungen, Stadt-, Wohn- und Aufenthaltsqualität etc. sind parallel und gleichberechtigt zu betrachten. Beschränkungen der zulässigen Geschwindigkeiten bilden hier bereits heute eine anerkannte und effektive kurzfristige Maßnahme mit hoher Wirkung.

Generell wird durch eine Reduzierung der zulässigen Höchstgeschwindigkeit zumeist eine Reduzierung der Luftschadstoffimmissionen erreicht. Eine Ausnahme bilden Abschnitte mit hohem Konstantfahranteil und stetigem Verkehrsfluss im Geschwindigkeitsbereich unter 50 km/h. Für diese ergeben sich tendenziell höhere Emissionen. Entsprechende Abschnitte sind jedoch im innerstädtischen Kernstadtbereich eher selten.

Je größer die Notwendigkeit von Beschleunigungen bzw. die Zahl von Interaktionen ist, umso höher werden die potenziellen Luftschadstoffminderungseffekte. Im Sinne der Schaffung allgemeingültiger und anerkannter Bewertungsgrundlagen besteht weiterer Untersuchungsbedarf zu den Effekten für reale Fahrverlaufsprofile und Vorher-Nachher-Betrachtungen. Darüber hinaus ist eine Verankerung von Tempo 30 auf Hauptverkehrsstraßen unter Berücksichtigung innerortstypischer Knotenabstände im HBEFA erforderlich.

Bei höheren Geschwindigkeiten sind die positiven lufthygienischen Effekte durch Geschwindigkeitsbegrenzungen bereits heute im HBEFA verankert. Eine stärkere Berücksichtigung der Wirkungen benachbarter Verkehrswege auf die lokalen Hintergrundbelastungen ist hier zu empfehlen.

Ersteinschätzung der Wirkungsrichtung von Tempo 30 auf Hauptverkehrsstraßen auf die NO_x-Emissionen

Dr. Nicola Toenges-Schuller ¹⁾, Dr. Christiane Schneider ¹⁾,
Arnold Niederau ¹⁾, Dr. Werner Scholz ²⁾

¹⁾ AVISO GmbH, Am Hasselholz 15, 52074 Aachen

²⁾ LUBW, Referat 33 Luftqualität, Großoberfeld 3, 76135 Karlsruhe

Um die Effekte einer Absenkung des Tempolimits auf innerörtlichen Hauptverkehrsstraßen von 50 km/h (T50) auf 30 km/h (T30) abzuschätzen, wurden im Auftrag verschiedener Regierungspräsidien Baden-Württembergs und der LUBW von TÜV Nord /TÜV Nord 2011/ und der AVISO GmbH /AVISO 2012/ über 1000 Testfahrten auf 30 Teststrecken in 12 Städten in Baden-Württemberg durchgeführt. Für diese Testfahrten wurden an der Uni Graz mit dem Modell PHEM (Passenger car and Heavy duty Emission Model, /Uni Graz 2010/) NO_x und PM10 Emissionsfaktoren (EF) berechnet.

Zur Ableitung eines Schemas, das die Einschätzung der Wirkungsrichtung von T30 auf die Luftqualität vor einer Durchführung von Messfahrten ermöglichen soll, wurden alle Daten gemeinsam ausgewertet. Dabei wurden zwei Effekte von T30 identifiziert:

1. Bei Steigungen unter 4 % liegen die EF bei T30 für Konstantfahrt, Beschleunigung und Verzögerung über denen bei T50 (s. Bild 1 und Bild 2 für Pkw NO_x EF).
2. Bei T30 wird nach einem Halt die Zielgeschwindigkeit eher erreicht, so dass der Anteil der Beschleunigungs- und Verzögerungsphasen bei T30 gegenüber T50 verkleinert und der Anteil der Konstantfahrtphasen bei T30 gegenüber T50 vergrößert wird. Diese Verschiebung der Fahrtanteile führt zu einer Emissionsminderung, da die gemittelten EF für Verzögerungs- und Beschleunigungsphasen höher sind als die für Konstantfahrt T50 (s. Bild 2 für Pkw NO_x EF).

3. In Abhängigkeit von den vorherrschenden lokalen Gegebenheiten kann T30, je nach Dominanz der Effekte 1 oder 2, zu einer Erhöhung oder Minderung der NO_x-Emissionen führen.
4. Das aus den Messfahrten abgeleitete Schema ermöglicht eine Einschätzung der Wirkungsrichtung von T30 auf die NO_x-Emissionen in Abhängigkeit von der Längsneigung der Strecke, vom Konstantfahrtanteil bei T50 sowie vom Schwerverkehrsanteil (SV). Es ist in Bild 3 für SV-Anteile zwischen 0 % und 5 % dargestellt. In den grün eingefärbten Bereichen führt T30 voraussichtlich zu Verminderungen der NO_x-Emissionen, in den rot eingefärbten Bereichen zu Erhöhungen und in den weißen Bereichen ist keine Wirkung zu erwarten.

Literatur

/AVISO 2012/ Toenges-Schuller, N., Schneider, Chr., Niederau, A. Ersteinschätzung der Wirkung von Tempo 30 auf Hauptverkehrsstraßen auf die NO_x- und PM10-Emissionen

/TÜV Nord 2011/ Kleinebrahm, M., Steven, H. Vermessung des Abgasemissionsverhaltens von zwei Pkw und einem Fahrzeug der Transporterklasse im realen Straßenbetrieb in Stuttgart mittels PEMS Technologie

/Uni Graz 2010/ Hausberger, S., Luz T. User Guide for the Model PHEM, IVT Uni Graz

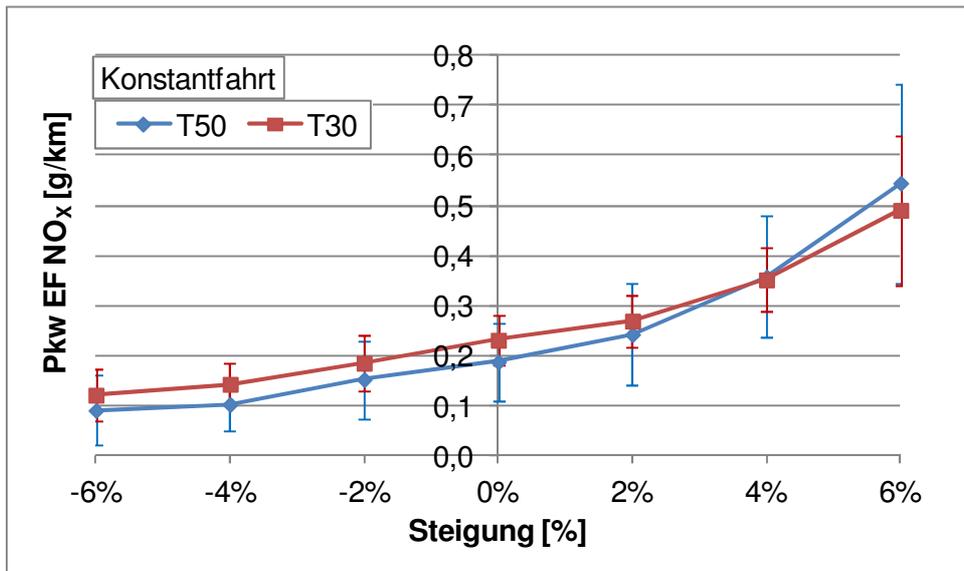


Bild 1: Pkw-EF NO_x T50 und T30 für Konstantfahrt in Abhängigkeit von der Steigung, abgeleitet aus PHEM-Auswertungen von über 1000 Messfahrten

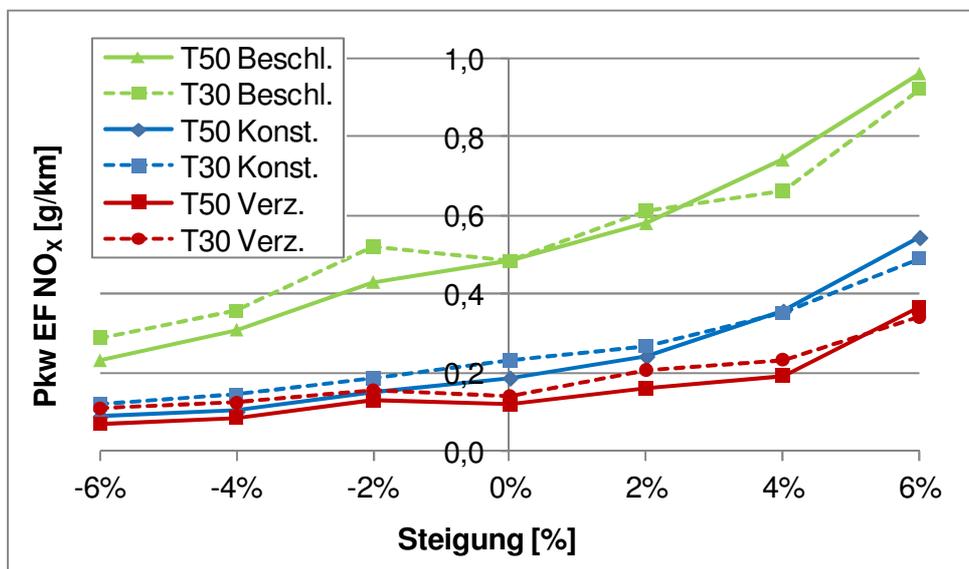


Bild 2: Pkw-EF NO_x T50 und T30 für Konstantfahrt, Beschleunigung und Verzögerung in Abhängigkeit von der Steigung, abgeleitet aus PHEM-Auswertungen von über 1000 Messfahrten

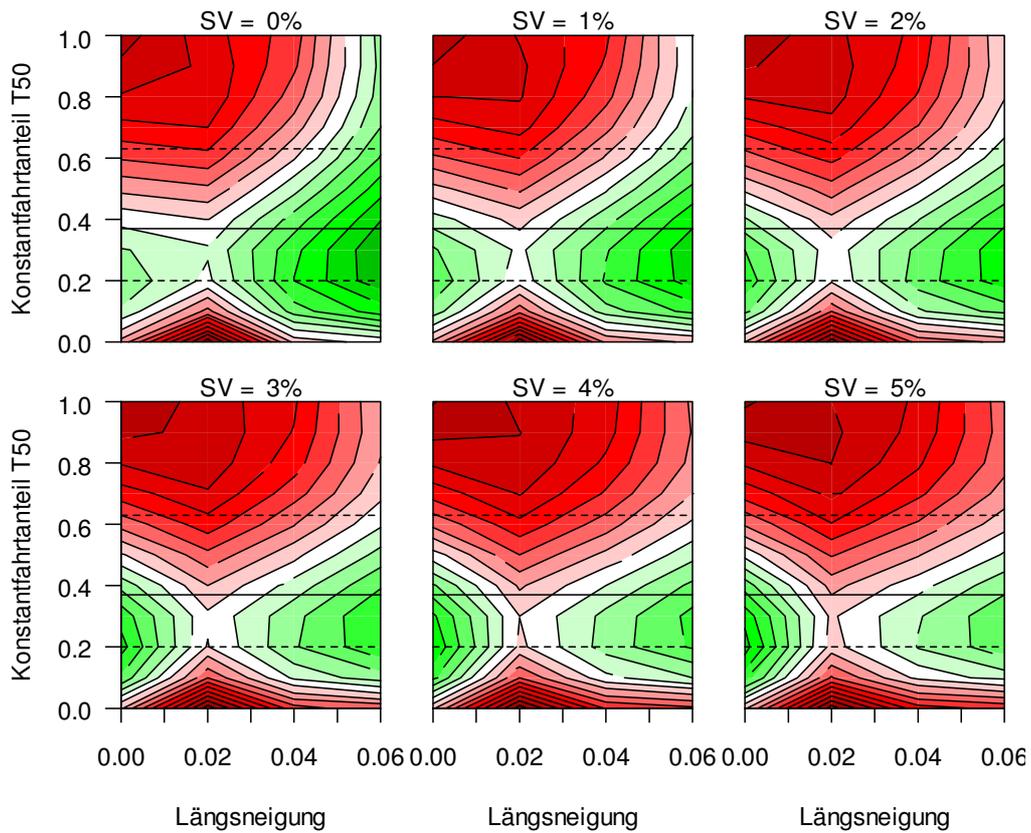


Bild 3: Wirkungsrichtung von T30 auf die NO_x-Emissionen in Abhängigkeit von Konstantfahranteil T50 und Längsneigung für verschiedene Schwerverkehrsanteile (SV): In grün eingefärbten Bereichen sind Minderungen, in rot eingefärbten Bereichen Erhöhungen der NO_x-Emissionen zu erwarten. Durchgezogene Linien: mittlerer Konstantfahranteil T50 auf allen Messstrecken, gestrichelte Linien: Spannbreite der mittleren Konstantfahranteile T50 auf den einzelnen Messstrecken

Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen RLuS 2012 – eine Übersicht

Dr.rer.nat. Ingo Düring ¹⁾, Anja Baum ²⁾, Frank Dünnebeil ³⁾

¹⁾ Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG,
Mohrenstraße 14, Radebeul, ingo.duering@lohmeyer.de

²⁾ Bundesanstalt für Straßenwesen,
Brüderstraße 53, 51427 Bergisch Gladbach

³⁾ IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH,
Wilckensstraße 3, 69120 Heidelberg

1. Einleitung

Die Anwendung des Merkblattes über Luftverunreinigungen an Straßen (MLuS) wurde bisher im Rahmen der lufthygienischen Untersuchungen für Genehmigungsverfahren für Bundesfernstraßen vom Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung empfohlen. Die Version Stand 2005 entspricht dem Erkenntnisstand aus dem Jahr 2004.

Die Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen hat im Benehmen mit den Straßenbauverwaltungen der Länder eine grundlegende Überarbeitung durchgeführt und wird dies als Richtlinien (RLuS 2012) veröffentlichen. Die Aktualisierung basiert auf Ergebnissen eines F+E-Vorhabens der BAST (Düring et al., 2012).

2. Inhalt der Aktualisierung

Folgende Aktualisierungen bzw. Änderungen wurden durchgeführt:

1. Das Emissionsmodul wurde auf die aktuelle Emissions- und Fahrleistungsbasis (HBEFA3.1) umgestellt. Damit sind nunmehr Berechnungen bis zum Bezugsjahr 2030 möglich. Die Emissionsberechnung wurde an die in HBEFA3.1 geänderte Beschreibung der Verkehrszustände angepasst. Zusätzlich wurden die straßentypspezifischen Tages- und Wochengänge des Verkehrs sowie die Festlegung von Fahrzuständen in Abhän-

gigkeit von der stündlichen Verkehrsbelastung überarbeitet und aktualisiert.

2. Die bisher in MLuS integrierten gebietstypischen Schätzwerte der Vorbelastungen sowie deren Reduktionsfaktoren bis zum Jahr 2030 wurden an aktuelle Messdaten und Ergebnisse von Luftschadstoffprognosen des Umweltbundesamtes angepasst.
3. Das NO-NO₂-Konversionsmodell wurde ebenfalls an den aktuellen Forschungsstand angepasst. Hierzu wurde ein vereinfachtes Chemiemodell integriert, welches deutlich realitätsnähere NO₂-Berechnungen, u. a. unter Berücksichtigung der direkten NO₂-Emissionen, als das bisherige Verfahren ermöglicht.
4. Wegen der Vorgaben der 39. BImSchV werden als zusätzliche Schadstoffe die Feinstaubpartikelfraktion PM_{2.5} sowie der PM₁₀-Staubinhaltsstoff Benzo(a)pyren berücksichtigt.
5. Bisher konnten die lufthygienischen Minderungswirkungen von aktiven Lärmschutzmaßnahmen (wie Lärmschutzwälle oder -Wände) nur bis zu einer Höhe von 6 m berücksichtigt werden. Dies wurde nunmehr anhand von mikroskaligen Modellrechnungen auf 10 m Höhe erweitert.

Im Folgenden werden die wesentlichsten Veränderungen diskutiert und eine Beispielrechnung vergleichend durchgeführt.

3. Emissionsberechnung

Aufbauend auf dem aktuellen Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) in der Version 3.1 werden dessen Daten mit Hilfe von Angaben zum Gebiets- und Straßentyp, zum Verkehrszustand und Tempolimit, zur Längsneigung sowie zur Verkehrsbelastung und Verkehrszusammensetzung in längenbezogene stündliche Emissionen der Straße überführt (siehe Schema in Abb. 1). Der Berechnung liegen dabei jeweils straßentyp- und verkehrssituationsspezifische Fahrkurven zugrunde. Die zugehörige spezifische Emission ist dabei zum einen von der mittleren Geschwindigkeit und zum anderen von der Dynamik des Geschwindigkeitsverlaufs abhängig.

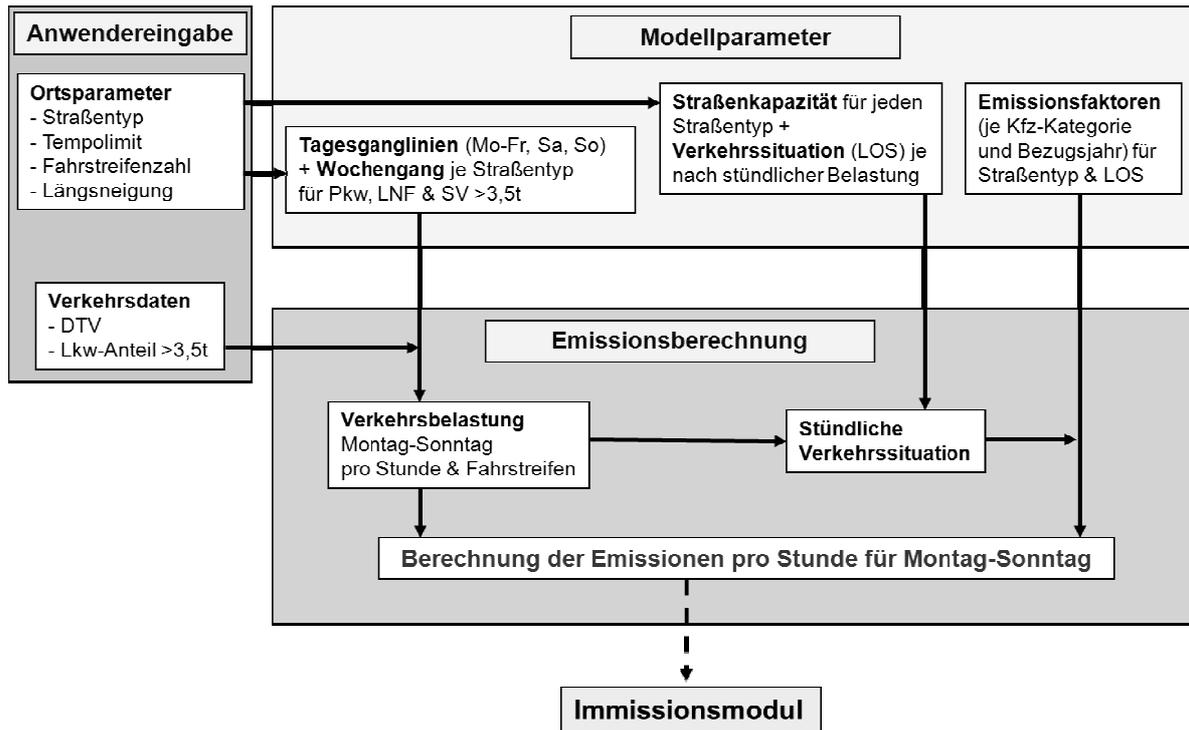


Abb. 1: Schematischer Ablauf der Emissionsberechnung im RLU5-Emissionsmodul

Betrachtet werden die beurteilungsrelevanten Luftschadstoffe nach 39. BImSchV. Die PM10- und PM2.5-Emissionen einer Straße setzen sich zusammen aus den Auspuffemissionen und aus Emissionen infolge Fahrzeugabrieb (Bremsbeläge, Reifen) sowie Fahrbahnabrieb und Aufwirbelung von auf der Straße aufliegendem Staub. Kupplungsabrieb wird vernachlässigt, da dieser weitestgehend in den Kupplungsgehäusen zurückgehalten wird. Die Auspuffemissionen werden in Abhängigkeit vom Bezugsjahr entsprechend HBEFA Version 3.1 bestimmt. Für die nicht auspuffbedingten Partikelemissionen wurden im Rahmen des o. g. F+E-Vorhabens der BAST (Düring et al. 2012) Emissionsfaktoren abgeleitet. Diese abgeleiteten Emissionsfaktoren sind nach Verkehrssituationen sowie nach Tunnel und freie Strecke differenziert.

Die Emissionssystematik verlangt die Berücksichtigung von Pkw, leichten und schweren Nutzfahrzeugen. Nun liegen den Straßenbaubehörden in der Regel nur DTV- und SV-Anteile vor. Letztere bezogen sich früher auf Fahrzeuge über 2,8 t zul. Gesamtgewicht, heute liegt die Grenze bei 3,5 t zul. Gesamtgewicht. Es ist nunmehr nur die Eingabe von > 3,5 t möglich. Die Erzeugung der Emissi-

onsanteile der leichten und schweren Nutzfahrzeuge erfolgt im Emissionsmodell aus DTV und SV-Anteil auf Basis deutschlandweiter Untersuchungen.

Das RLuS-Berechnungsprogramm berücksichtigt die in Tab. 1 aufgeführten Auswahlmöglichkeiten zur Klassifizierung der Verkehrssituation.

Die Ermittlung des Verkehrszustandes (flüssig, dicht, gesättigt bzw. Stop&Go-Anteil) erfolgt mittels internem Staumodell unter Verwendung von typisierten Verkehrstages- und Wochengängen sowie Straßenkapazitäten.

Die Berechnungen können für Bezugsjahre zwischen 2005 und 2030 erfolgen.

Tab. 1: Auswahlmöglichkeiten der Verkehrssituationen im RLuS-Berechnungsprogramm und deren Zuordnung zum HBEFA Version 3.1. o Auswahl möglich; - Auswahl nicht möglich.

Straßentyp RLuS	Geschwindigkeitsbegrenzung (km/h)						HBEFA 3.1	
	60	80	100	110/120	130	>130	Straßentypen	Gebiet
Autobahn	-	o	o	o	o	o	Autobahn	ländlich
Fernstraße	o	o	o	o	-	-	Fern-/ Bundesstraße	
Regionalstraße	o	o	o	-	-	-	Hauptverkehrs- straße & Sam- melstraße,	
Stadtautobahn	o	o	o	o	-	-	Stadt-Autobahn	städtisch
Innerorts >50 km/h	o	o	-	-	-	-	Städt. Magistrale / Ringstraße	

4. NO-NO₂-Konversion

Hierzu wird nunmehr ein vereinfachtes Chemiemodell (siehe Düring et al., 2011 und 2012) auf Basis der Beschreibung der chemischen Umwandlung im Gleichgewicht der Stoffe NO₂, NO und Ozon verwendet. Neben den berechneten NO_x-Zusatzbelastungen und den NO- und NO₂-Vorbelastungen wird mit o. g. vereinfachtem Chemiemodell der Einfluss des direkten NO₂-Anteils an den NO_x-Emissionen (wird mittels HBEFA3.1 berechnet) sowie der Ozon-Hintergrundbelastung (wird wie die NO- und NO₂-Vorbelastung vorgegeben) explizit berücksichtigt.

5. Aktualisierung der absoluten Vorbelastungswerte

Die bisher in MLuS integrierten gebietstypischen Vorbelastungswerte wurden anhand vorliegender Messdaten aus den Jahren 2000 bis 2006 aktualisiert. Neu wurden Vorbelastungsdaten für PM_{2.5} abgeleitet, da diese bisher in MLuS noch nicht vorgesehen waren.

6. Aktualisierung des Ansatzes für Vorbelastungsentwicklung

Die Änderungen der Vorbelastungswerte werden wie bisher nicht als flächendeckende Immissionsprognosen gegeben, sondern tabellarisch in Form von Reduktionsfaktoren der Schadstoffbelastung. Als Bezugsjahr wird nunmehr das Jahr 2000 verwendet. Reduktionsfaktoren werden für den Zeitraum 2005 bis 2025 angegeben. Die Aktualisierung erfolgte auf Grundlage vorliegender Ergebnisse deutschladweiter Modellrechnungen. Die Faktoren gelten für Jahresmittelwerte. Sie wurden mit dem Ausschuss Luftqualität/Wirkungsfragen/Verkehr der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (LAI) sowie dem Umweltbundesamt abgestimmt.

7. Erweiterung des Lärmschutzmoduls

Lärmschutzwände- und -wälle können unter bestimmten Bedingungen eine anliegerseitige Minderung verkehrsbedingter Luftschadstoffe bewirken. Die Abschätzungen deren Wirkungen wurden auf der Grundlage von mikroskaligen Modellrechnungen (MISKAM) quantifiziert und mit Windkanalmessungen bzw. Ergebnissen aus der Literatur abgeglichen. Nunmehr können Lärmschutzwände und Lärmschutzwälle bis 10 m berücksichtigt werden (siehe Abb. 2 und 3).

8. Aktualisierung der Funktion zur Abschätzung der Überschreitungshäufigkeiten des NO₂-Stundengrenzwertes

Hierzu wurden Messdaten aus den Landes- und UBA-Messnetzen der Jahre 2000 bis 2009 ausgewertet. Es wurde festgestellt, dass bei den vorliegenden Messdaten eine Überschreitung der pro Jahr 18 erlaubten NO₂-Stundenwerte

erst ab einem NO₂-Jahresmittelwert von 57 µg/m³ eingetreten ist. Die Wahrscheinlichkeit des Eintretens ist allerdings auch da sehr gering. Es wurde die bisher in MLuS integrierte Funktion wie folgt angepasst:

$$\text{Anzahl 1h-Wert} > 200 \text{ µg/m}^3 = 0.4 \cdot \exp(0.07 \cdot \text{NO}_2(\text{Jahresmittel})).$$

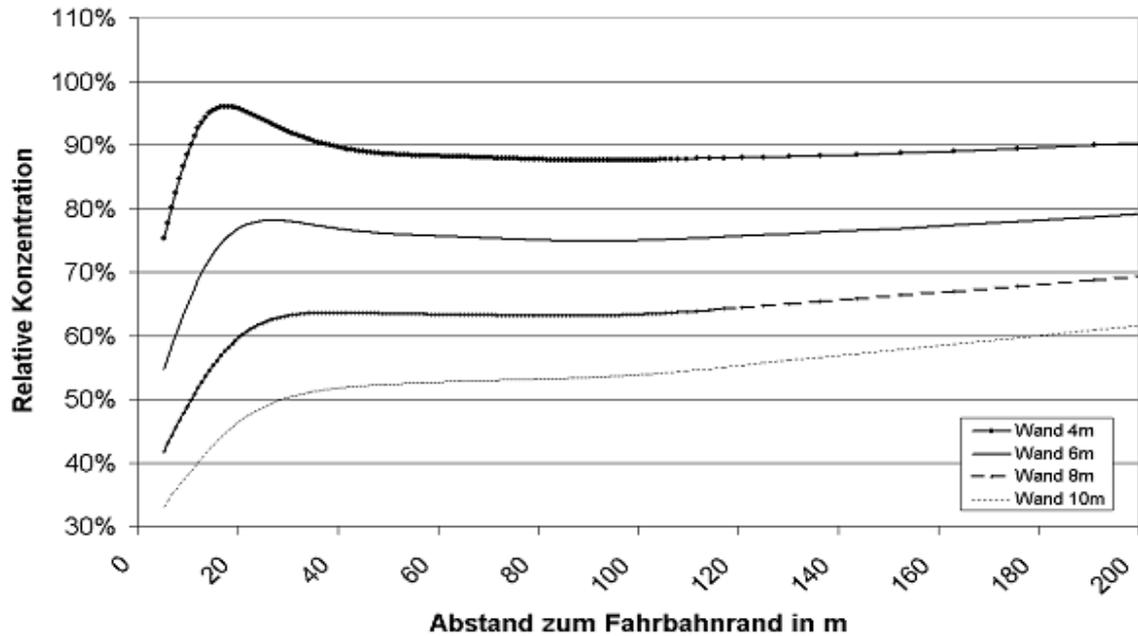


Abb. 2: Relative Konzentrationen an Lärmschutzwänden

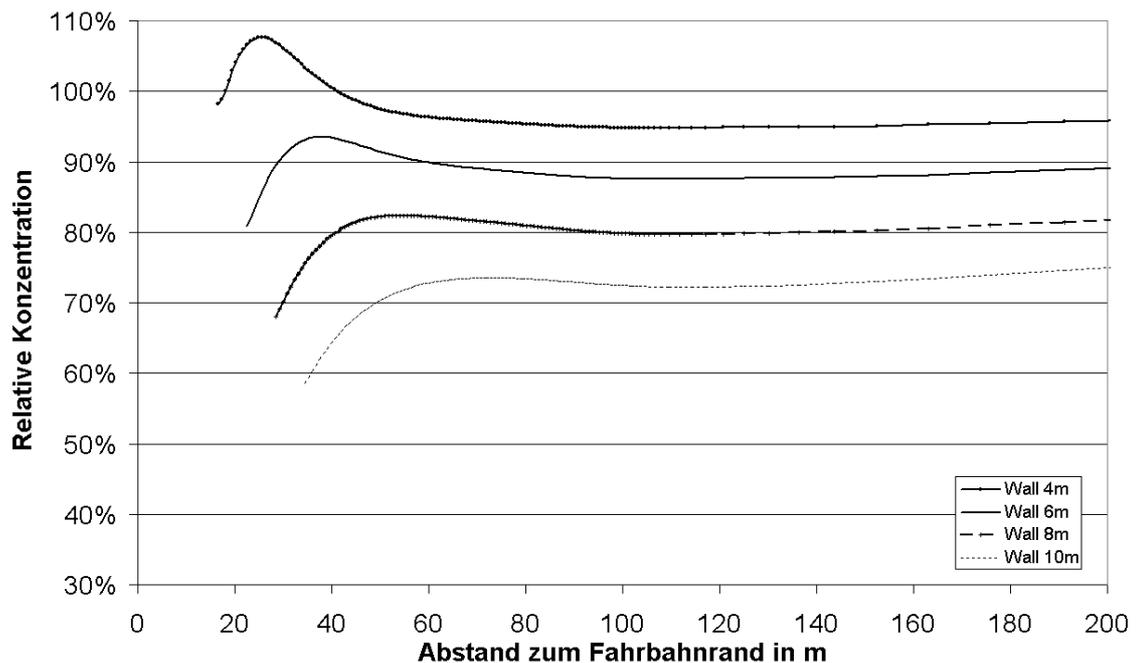


Abb. 3: Relative Konzentrationen an Lärmschutzwällen

Dies stellt wiederum (insbesondere im relevanten Bereich um die 18 Überschreitungen) die Einhüllende an die aktuellen Messdaten dar. Auch hier wird oft die tatsächliche Anzahl von Überschreitungen eher geringer sein als die Messdaten. Da aber die Überschreitung des Grenzwertes für NO₂ weiterhin bereits durch den Jahresmittelwert bestimmt wird, wurde diese konservative Abschätzung akzeptiert und ins RLuS integriert.

9. Vergleich MLuS mit RLuS anhand eines Beispiels

Anhand des folgenden Beispiels soll der Unterschied in den Berechnungen mit MLuS und RLuS für die Bezugsjahre 2010, 2015, 2020, 2025 und 2030 aufgezeigt werden. Betrachtet wurde eine Autobahn ohne Tempolimit und ohne aktiven Lärmschutz mit einem DTV von 60 000 Kfz/d und einem Schwerverkehrsanteil von 25 %. Der Immissionsort liegt 20 m entfernt vom Straßenrand. Die mittlere Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe beträgt 2.4 m/s. Die Hintergrundbelastung wurde als Freiland mittel belastet eingeschätzt.

Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Tab. 2 aufgeführt.

Tab. 2: Vergleich der Berechnungsergebnisse für MLuS 02 und RLuS 2012 für den Fall: DTV = 60 000 Kfz/d; SV = 25 %; 4 FS; Autobahn ohne Tempolimit; 20 m Abstand; WG = 2.4 m/s; Freiland mittel belastet, kein Lärmschutz. Werte in Klammern = Hintergrundbelastung. Graue Werte entsprechen denen für das Bezugsjahr 2020, da im MLuS 02 nicht berechenbar.

	MLuS 02, geänderte Fassung 2005 NO ₂ -JM [µg/m ³]	MLuS 02, geänderte Fassung 2005 PM10-JM [µg/m ³]	RLuS 2012, Version 1.1 NO ₂ -JM [µg/m ³]	RLuS 2012, Version 1.1 PM10-JM [µg/m ³]
Bezugsjahr 2010	33 µg/m ³ (11 µg/m ³)	26 µg/m ³ (18 µg/m ³)	41 µg/m ³ (11 µg/m ³)	29 µg/m ³ (22 µg/m ³)
Bezugsjahr 2015	29 µg/m ³ (11 µg/m ³)	24 µg/m ³ (18 µg/m ³)	33 µg/m ³ (10 µg/m ³)	26 µg/m ³ (21 µg/m ³)
Bezugsjahr 2020	27 µg/m ³ (10 µg/m ³)	24 µg/m ³ (17 µg/m ³)	22 µg/m ³ (9 µg/m ³)	25 µg/m ³ (20 µg/m ³)
Bezugsjahr 2025	27 µg/m ³ (10 µg/m ³)	24 µg/m ³ (17 µg/m ³)	18 µg/m ³ (9 µg/m ³)	24 µg/m ³ (20 µg/m ³)
Bezugsjahr 2030	27 µg/m ³ (10 µg/m ³)	24 µg/m ³ (17 µg/m ³)	17 µg/m ³ (9 µg/m ³)	24 µg/m ³ (20 µg/m ³)

Es kann festgestellt werden, dass im vorliegenden Beispiel bis zum Bezugsjahr 2015 mit RLuS 2012 sowohl für PM10 als auch für NO₂ höhere Jahresmittelwerte berechnet werden als mit MLuS 02. Dies resultiert im Wesentlichen aus höheren fahrzeugspezifischen Abgasemissionen im HBEFA3.1 gegenüber HBEFA2.1 sowie dem Einfluss der in RLuS berücksichtigten direkten NO₂-Emissionen in der NO-NO₂-Ozonchemie. Unabhängig davon nehmen die berechneten Jahresmittelwerte zwischen 2010 und 2015 ab.

Für die Bezugsjahre 2020 und später werden mit RLuS 2012 deutlich geringere NO₂-Jahresmittelwerte berechnet als mit MLuS 02 und als 2010 und 2015. Dies resultiert maßgeblich aus dem in HBEFA3.1 berücksichtigten Einfluss der EURO 6 Fahrzeuge, die mit deren zu erwartenden geringen NO_x-Emissionen die NO₂-Immissionen beeinflussen.

Die PM10-Jahresmittelwerte liegen für die Bezugsjahre 2020 und später etwa auf dem Niveau der MLuS 02 Berechnungen. Hier werden die geringeren Zusatzbelastungen durch höhere Hintergrundkonzentrationen kompensiert.

10. Literatur

Düring, I., Flassak, T., Lohmeyer, A., Nitzsche, E., Sörgel, Hoffmann, T. (2012) unter Mitarbeit von F. Dünnebeil, Dipl.-Ing. für Technischen Umweltschutz, und I. Rehberger, Dipl.-Landschaftsökologe, ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH): Aktualisierung des MLuS 02 bzgl. Emission, Lärmschutzmodul, NO/NO₂-Konversion, Vorbelastung und Fortschreibung 22. BImSchV. Forschungsvorhaben FE 02.0255/2004/LRB. Auftraggeber: BASt, Bergisch Gladbach, April 2012.

Düring, I., Bächlin, W., Ketzler, M., Baum, A., Friedrich, U., Wurzler, S. (2011): A new simplified NO/NO₂ conversion model under consideration of direct NO₂-emissions. Meteorologische Zeitschrift, Vol. 20 067-073 (February 2011).

HBEFA3.1 (2010): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.1/Januar 2010. Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg.: Umweltbundesamt Berlin. <http://www.hbefa.net/d/start.html>.

Beurteilung von Stickstoffeinträgen in der FFH- Verträglichkeitsprüfung für Straßenbauvorhaben

und

Modellierung verkehrsbedingter Stickstoffeinträge in FFH-Gebiete

Ergebnisse des FE-Vorhabens 84.0102/2009 der Bun- desanstalt für Straßenwesen

Dr.rer.nat. Stefan Balla ¹⁾, Dipl.-Ing. Helmut Lorentz ²⁾,
Rudolf Uhl ³⁾, Angela Schlutow ⁴⁾

¹⁾ Bosch & Partner GmbH, Kirchhofstr. 2c, 44623 Herne,
Tel. 02323 94629-13, E-Mail: s.balla@boschpartner.de

²⁾ Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Mohrenstraße 14,
01445 Radebeul, Tel.: 0351 83914-18,
E-Mail: helmut.lorentz@lohmeyer.de

³⁾ FÖA Landschaftsplanung, Trier

⁴⁾ Ökodata GmbH, Straußberg

Kurzfassung

Der vorliegende Vortrag basiert auf den Ergebnissen eines FE-Vorhabens der Bundesanstalt für Straßenwesen mit dem Titel „Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope“. Hauptziel des FE-Vorhabens war die Erarbeitung von praxisbezogenen Hinweisen zur Behandlung des Themas Stickstoffeintrag im Rahmen von FFH-Verträglichkeitsprüfungen für den Neu- oder Ausbau von Straßen. Der inhaltliche Schwerpunkt des FE-Vorhabens lag in der Erstellung einer Liste FFH-spezifischer Critical Loads für Stickstoffeintrag für eine große Anzahl von Standort-/Vegetationstypen, die für die in Deutschland vorkommenden FFH-

Lebensraumtypen und Anhang II-Pflanzenarten repräsentativ sind, in der Beschreibung der Anforderungen, die an die Modellierung von Stickstoffdepositionen zu stellen sind und in der Entwicklung eines Fachkonventionsvorschlags zur Beurteilung erheblicher Beeinträchtigung durch Stickstoffeintrag auf der Basis von Critical Loads. Das FE-Vorhaben wurde bearbeitet von der Bosch & Partner GmbH in Zusammenarbeit mit FÖA-Landschaftsplanung, dem Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG sowie der ÖKO-DATA GmbH. Die Ergebnisse des FE-Vorhabens bilden die Grundlage für einen Leitfaden zum Thema, der im Rahmen des neu gegründeten FGSV-Arbeitskreises 2.12.2 derzeit erstellt wird.

1. Problemstellung

Lang anhaltende Stickstoffeinträge können bereits in niedrigen Dosen zu nachteiligen Verschiebungen im Artenspektrum von Lebensräumen führen. Dies ist ein wissenschaftlich vielfach bestätigter und anerkannter Sachverhalt (siehe z.B. Bernhardt-Römermann et al. 2007, Stevens et al. 2004, Clark und Tilman 2008, LAI 2012). Im wissenschaftlichen Raum haben sich die sogenannten „Critical Loads“ für eutrophierende Stickstoffeinträge als maßgebliche Kenngröße zur Beschreibung der Stickstoffempfindlichkeit natürlicher und naturnaher Ökosysteme etabliert (UN ECE 2004). In der EU besteht auch ein Grundkonsens über die Methodenanwendung bei Beschreibung und Bewertung von N-Depositionen anhand der Critical Load (UN ECE 2004).

Im Gegensatz zu diesen Erkenntnissen wurden in FFH-Verträglichkeitsprüfungen vor dem Jahr 2007 keine speziellen Empfindlichkeitsschwellen für den Stickstoffeintrag in bestimmte Lebensraumtypen zugrunde gelegt (siehe z.B. Rasmus et al. 2003). Auch im Rahmen des FFH-Gebietsmanagements spielen Critical Loads bis heute zumindest in Deutschland keine Rolle, da man bisher davon ausgeht, dass die aktuelle Ausprägung, insb. die Artenzusammensetzung der Vegetation eine ausreichende Aussage zum Zustand von FFH-Lebensraumtypen im Hinblick auf die Stickstoffversorgung zulässt.

Ausgehend von ersten Fachveröffentlichungen zur Verwendung des Maßstabs der Critical Loads in vorhabensbezogenen Planungen (siehe Balla 2005; Landesumweltamt Brandenburg 2005; LAI 2006) wird seit dem BVerwG-Urteil zur

Westumfahrung Halle¹ vor allem von Seiten der Rechtsprechung eine differenzierte Abarbeitung des Problemfeldes Stickstoffeintrag in FFH-Verträglichkeitsprüfungen für Vorhaben der Verkehrsinfrastruktur gefordert. Die strenge Rechtsprechung des BVerwG (siehe Kapitel 2) und die Schaffung zunehmend besserer Datengrundlagen z.B. zur Hintergrundbelastung des Gesamtstickstoffeintrags haben dazu geführt, dass das Problemfeld Stickstoffeintrag mittlerweile regelmäßig mit besonderer Sorgfalt in FFH-Verträglichkeitsprüfungen zu Verkehrsinfrastrukturvorhaben bearbeitet wird. Dabei werden in der Regel

- spezielle Ausbreitungsrechnungen zur Ermittlung der vorhabensbedingten zusätzlichen Stickstoffeinträge durchgeführt und
- Critical Loads als Maßstab für die Beurteilung der Beeinträchtigungen zugrunde gelegt.

Eine allgemein anerkannte Methodenkonvention zum Umgang mit dem Maßstab Critical Loads in der FFH-Verträglichkeitsprüfung existiert derzeit allerdings noch nicht. Da die Problemstellung über das Anwendungsfeld Tierhaltungsanlagen und Großfeuerungsanlagen hinaus insbesondere bei Straßenbauvorhaben auftritt, wurde von der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST) im Jahr 2009 das genannte FE-Vorhaben vergeben.

2. Rechtsprechung

Die im Urteil zur Westumfahrung Halle angelegten strengen Maßstäbe wurden in verschiedenen weiteren Urteilen des Bundesverwaltungsberichtes weiter konkretisiert.² Dabei ging es in der Regel um Fälle, in denen ein Critical Load für Stickstoffeintrag bereits in der Hintergrundbelastung überschritten war und das jeweilige Vorhaben zu einer weiteren Erhöhung dieser bereits hohen gebiets-

¹ Urteil des BVerwG vom 17.01.2007 zur A 143 (Az. 9 A 20/05).

² Urteil des BVerwG vom 12.03.2008 zur A44 (Hessisch-Lichtenau II, Az. 9 A 3.06); Urteil des BVerwG vom 13.03.2008 zur A4 (Jagdbergtunnel, Az. 9 VR 10.07); Urteil des Nds. OVG vom 11.09.2008 zur B1 (Ortsumgehung Himmelsthür, Az. 7 KS 1269/00); Beschluss des BVerwG vom 10.11.2009 zur B1 (Ortsumgehung Himmelsthür, 9 B 28.09); Urteil des BVerwG vom 14.04.2010 zur A44 (VKE 32, 9 A 5.08); Kritischer zu Critical Load: Beschluss des Hess. VGH vom 02.01.2009 zum kapazitiven Flughafenbau Frankfurt Main (Az. 11 B 368/08.T).

bezogenen Stickstoffbelastung führt. Insgesamt lässt sich die Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichtes zu folgenden Kernaussagen zusammenfassen:

- Eine „*bloße Grobabschätzung*“ ohne quantitative Prognose reicht grundsätzlich nicht aus, um im Rahmen einer FFH-VP den Einfluss von vorhabensbedingten Stickstoffeinträgen für eutrophierungsempfindliche FFH-Lebensraumtypen zu beurteilen.
- Derzeit besteht eine Situation der Methodenvielfalt und wissenschaftlichen Unsicherheit, die es erfordert, dass die gewählte Methodik naturschutzfachlich nachvollziehbar begründet wird. Allgemein anerkannte Bewertungsverfahren und Belastungsschwellen für die Beurteilung von eutrophierenden Stickstoffeinträgen liegen derzeit noch nicht vor.
- Critical Loads sind „naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen“, die „die Grenze der nach naturschutzfachlicher Einschätzung für das Erhaltungsziel unbedenklichen Auswirkungen bestimmter Art markiert“.
- Grundsätzlich ist jede Überschreitung der Critical Loads als erheblich anzusehen – davon abweichende Irrelevanzschwellen bedürfen „*besonderer, naturschutzfachlich fundierter Rechtfertigung*“.
- Eine Ausnahme bilden Bagatellfälle, die sich aus dem gemeinschaftsrechtlichen Verhältnismäßigkeitsgrundsatz ergeben – „*wann eine Einwirkung Bagatelldarakter hat, ist eine zuvörderst naturschutzfachliche Frage*“.
- Zusatzbelastungen „*in der Größenordnung von 3 %*“ eines Critical Load können aber unabhängig von flächenhaften Umfängen als Bagatelle gewertet werden, da mittlerweile ein „*fachwissenschaftlicher Konsens*“ besteht, dass Zusatzbelastungen in dieser Größenordnung „*außerstande sind, signifikante Veränderungen des Ist-Zustandes auszulösen oder die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes signifikant einzuschränken*“.

Aus rechtlicher Sicht stellt sich für die Beurteilung von Stickstoffeinträgen insbesondere auch die Frage, ob bei der Anwendung von Irrelevanz- oder Bagatellschwellen für die Zusatzbelastung notwendigerweise eine Kumulation, d.h. eine Addition mehrerer vorhabensspezifischer Zusatzbelastungen betriebsbedingter Schad- und Nährstoffe, die gleichzeitig auf ein FFH-Gebiet einwirken, notwendig ist. Dabei ganz entscheidend ist die Frage, wie die verwendeten Irrelevanz- oder Bagatellschwellen für die Zusatzbelastung begründet sind. In der Diskussion stehen vorhabensbezogene oder gebietsbezogene Herleitungen, eine wirkungsseitige fachwissenschaftliche Begründung oder eine Begründung anhand von Verhältnismäßigkeitserwägungen. Mit dieser Frage hat sich das BVerwG noch nicht näher befasst, allerdings wurde darüber in 2011 im sog. Trianel-Urteil des OVG Münster entschieden.³ Projekte, die einen zusätzlichen Stoffeintrag in einem FFH-Gebiet bewirken, in welchem der maßgebliche Critical Load bereits in der Vorbelastung erreicht oder überschritten ist, dürfen danach nur genehmigt werden, wenn sie insgesamt, d.h. unter Summation des Stoffeintrags bereits genehmigter oder zumindest bereits öffentlich ausgelegter und auf das FFH-Gebiet einwirkender Projekte, nicht mehr als 3 % des maßgeblichen Critical Loads in das Gebiet eintragen. Es sollen dabei nach Auffassung des OVG Münster alle zusätzlichen Stoffeinträge von Projekten summativ zu berücksichtigen sein, die seit Unterschutzstellung des FFH-Gebietes genehmigt wurden und für die entsprechend dem Prioritätsprinzip vor dem zur Beurteilung anstehenden Projekt ein prüffähiger Antrag eingereicht wurde.

3. Modellierung verkehrsbedingter Stickstoffeinträge in FFH-Gebiete (Zusatzbelastung)

3.1. Abgrenzung der Untersuchung, Prognosenullfall und Prognoseplanfall

Für die Beurteilung von Kfz-bedingten Stickstoffdepositionen muss der zu beurteilende Beitrag quantifiziert werden, der durch ein Straßenbauvorhaben zu erwarten ist. Zu klären ist dabei, welche Emissionsquellen berücksichtigt werden sollen und wie der zusätzliche Beitrag des Straßenbauvorhabens definiert wird.

³ Urteil des OVG Münster vom 01.12.2011, 8 D 58/08, NRWE - Rechtsprechungsdatenbank NRW.

Im Einzelfall muss entschieden werden, welche Straßenabschnitte in der Modellierung berücksichtigt werden. Das in die Modellierung eingehende Straßennetz muss so gewählt werden, dass es zu keiner Unterschätzung der Depositionen im Randbereich des Untersuchungsgebietes kommt.

Eine wesentliche Größe für die Beurteilung von erheblichen Beeinträchtigungen in der FFH-VP durch Stickstoffeinträge ist die Immissions- bzw. Depositionsbelastung im Prognoseplanfall. Rechentechnisch ergibt sich die vorhabensbedingte Zusatzbelastung, d.h. der zusätzliche Beitrag der Stickstoffdepositionen eines Straßenbauvorhabens aus der Differenz der berechneten Stickstoffdepositionen für den Prognoseplanfall und den Prognosenufall.

In die Modellrechnung für den **Prognosenufall** werden die Verkehrsbelegung und die Emissionsfaktoren für das entsprechende Prognosejahr sowie ggf. bauliche Maßnahmen im Straßennetz, soweit sie unabhängig vom eigentlich geplanten Vorhaben zu erwarten sind, eingestellt. Das Vorhaben selbst bleibt im Prognosenufall unberücksichtigt. Im **Prognoseplanfall** wird gegenüber dem Prognosenufall zusätzlich das geplante Vorhaben und die sich daraus ergebende Verkehrsbelegung des gesamten Verkehrsnetzes im Untersuchungsraum berücksichtigt.

Einen großen Einfluss auf die Emissionsmodellierung hat die Wahl des Prognosejahres. Die durchschnittlichen Emissionsfaktoren nehmen mit weiter in der Zukunft liegenden Prognosejahren ab. In der Regel liegen Planungen Verkehrsprognosen mit Prognosehorizonten von 10 bis 15 Jahren zugrunde. Aktuelle Planungen basieren derzeit mehrheitlich auf dem Prognosejahr 2025. Für die Beurteilung von Beeinträchtigungen durch mehrjährige Stickstoffeinträge anhand von Critical Loads ist eine Modellierung der Zusatzbelastung für diese Prognosehorizonte in der Regel angemessen.

3.2. Berechnung der vorhabensbedingten Emissionen

Für die Berechnung Kfz-bedingter stickstoffhaltiger Emissionen wird NO_x (NO_2 und NO) und NH_3 berücksichtigt. Für diese Stickstoffverbindungen liegen im für Deutschland geltenden Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA 3.1, UBA, 2010) Emissionsfaktoren vor. Zur Berechnung stickstoffhaltiger Emissionen pro Zeiteinheit und Straßenabschnitt wird das Verkehrsaufkommen mit den spezifi-

schen Emissionsfaktoren aus dem genannten Handbuch HBEFA 3.1 für NO_x und NH₃ multipliziert [entsprechend der VDI-Richtlinie „Kfz-Emissionsbestimmung“ (VDI 3782 Bl. 7, 2003)].

3.3. Auswahl eines geeigneten Ausbreitungsmodells

Grundlage für die Depositionsberechnung sind atmosphärische Stoff-Ausbreitungsmodelle. Die zur Verfügung stehenden Ausbreitungsmodelle beruhen auf unterschiedlichen Methoden zur Berechnung der Luftkonzentration (z.B. Gaußmodelle, Langrange Partikelmodell). Die Anwendbarkeit der unterschiedlichen Ausbreitungsmodelle wird durch die topographischen und meteorologischen Bedingungen des Untersuchungsgebietes determiniert. Nicht zuletzt werden Anforderungen an Genauigkeit und möglichst hohe Detailtreue durch technische, ökonomische oder zeitliche Rahmenbedingungen limitiert (LUBW 2009).

Bei den Ausbreitungsmodellen für verkehrsbedingte Immissionen unterscheidet man zwischen Regionalmodellen, Screeningmodellen und Detailmodellen.

Ein Überblick über marktübliche Ausbreitungsmodelle und deren Anwendungsbereich ist im „modeldocumentationsystem“ der Europäischen Union aufgeführt (<http://www.eea.europa.eu/themes/air/models/mds/view>). Hinweise zur deren Anwendbarkeit sowie zur Berücksichtigung meteorologischer und topografischer Randbedingungen sind z.B. der VDI 3783 Bl. 14 (2011) „Qualitätssicherung in der Immissionsberechnung Kraftfahrzeug bedingter Immissionen“ zu entnehmen.

In Deutschland eingesetzte Ausbreitungsmodelle für die Modellierung verkehrsbedingter Immissionen werden in LUBW (2009) erläutert.

Für Luftschadstoffberechnungen wird unter bestimmten Anwendungsbedingungen vom Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen der Einsatz des Merkblattes über Luftverunreinigungen an Straßen MLuS 02 (geänderte Fassung 2005), welches zukünftig durch die Richtlinien RLuS (2012) abgelöst wird, empfohlen. MLuS bzw. RLuS ist nicht geeignet, Stickstoffdepositionen zu berechnen, da NH₃-Emissionen unberücksichtigt bleiben und Konzentrationen nur bis in 200 m Entfernung von Straßenrand abgeschätzt werden können.

Berücksichtigung der Topographie

Bei der Modellierung der verkehrsbedingten Stickstoffdepositionen müssen ggf. Geländehöhenunterschiede entsprechend der topographischen Gegebenheiten berücksichtigt werden. Folgende Einflüsse sind zu prüfen und gegebenenfalls bei der Ausbreitungsmodellierung zu berücksichtigen [siehe VDI-Richtlinie 3783 Bl. 14 (2011)]:

- Großräumige Einflüsse auf die Strömung (z. B. bei der Kanalisierung in Tälern).
- Kleinräumige Einflüsse auf die Strömung (z. B. bei Strömungsabriss an Geländekanten oder steilen Hanglagen).

Beeinflussen topografische Gegebenheiten die Schadstoffausbreitung, sind diese durch Verwendung geeigneter Windfeldmodelle zu berücksichtigen. Die Wahl des eventuell einzusetzenden Windfeldmodells – diagnostisch oder prognostisch – hängt von den Bedingungen im Untersuchungsgebiet ab [siehe VDI-Richtlinie 3783 Bl. 13 (2010) und Bl. 14 (2011)].

Die Längsneigung der betrachteten Straßenabschnitte ist bei der Emissionsmodellierung zu berücksichtigen.

Fahrzeugerzeugte Turbulenz

Für die Ausbreitung verkehrsbedingter Luftschadstoffe sind die bodennahen Freisetzungsbedingungen von besonderer Bedeutung, da durch die Bewegungen der Fahrzeuge auf einer Straße Verwirbelungen der Luft entstehen, welche als fahrzeugerzeugte Turbulenz (TPT: traffic produced turbulence) bezeichnet werden.

Um insbesondere im Nahbereich (bis zu ca. 50 – 100 m) möglichst realitätsnahe Ergebnisse der Luftschadstoff- und Depositionsberechnungen zu erhalten, sollte deshalb das Ausbreitungsmodell insbesondere bei geringen Bodenrauigkeiten die fahrzeugerzeugte Turbulenz berücksichtigen. Sonst werden bei der Berechnung die Konzentrationen und Depositionen deutlich überschätzt.

Bodenrauigkeit

Die Bodenrauigkeit z_0 , die sich aus der Oberflächenbeschaffenheit bzw. Landnutzung im Modellgebiet ergibt, hat einen großen Einfluss auf das Ausbreitungsverhalten und damit auf die Depositionsmengen. Daher muss sich der Gutachter bei der Modellwahl und der Parametrisierung von z_0 damit auseinandersetzen. Es sei darauf hingewiesen, dass sehr geringe Rauigkeitslängen von weniger als 0.2 m an (bereits bestehenden) Straßen eher selten vorkommen.

Horizontale Auflösung bei Gittermodellen

Bei Gittermodellen sollte die horizontale Ausdehnung der Gitterzelle so gewählt werden, dass zwischen Emissionsquelle und der zu beurteilenden Flächen mindestens eine Gitterzelle liegt.

3.4. Berechnung der Stickstoff-Zusatzbelastung

Der Beitrag einer Straße an der Stickstoffdeposition (Zusatzbelastung) wird im Nahbereich ausschließlich durch die trockene Deposition bestimmt. Die trockene Deposition kann mit drei Teilflüssen (Teilwiderständen) beschrieben werden (VDI 3782 Bl. 5, 2006); zusammengefasst werden die drei Teilflüsse im Parameter „Depositionsgeschwindigkeit“, welcher in atmosphärischen Stoffausbreitungsmodellen als Rechengröße eingeht.

Für die Berechnung der trockenen Stickstoffdeposition werden Ausbreitungsmodelle verwendet, die auf Grundlage der berechneten Stoffkonzentrationen in der Luft die Depositionen, die sich auf Vegetation und Boden ablagern, mit Hilfe von Depositionsgeschwindigkeiten ermitteln.

Depositionsgeschwindigkeiten sind stoffspezifische Proportionalitätsfaktoren, aus denen durch Multiplikation mit einer vorhandenen Immissionskonzentration eine Depositionsflussrate berechnet werden kann.

Die Depositionsgeschwindigkeiten können der Fachliteratur entnommen werden. Als deutschlandweite Referenz gilt die VDI-Richtlinie 3782 Bl. 5 (2006). Detaillierte Berechnungen der Depositionsgeschwindigkeit können alternativ mittels eines implementierten Oberflächenwiderstandsmodells erfolgen.

Bei einfachen Modellen, wie z.B. Gaußmodellen, wird zunächst die mittlere bodennahe Konzentration ohne Deposition berechnet und erst im Nachgang werden die Konzentrationen mit der Depositionsgeschwindigkeit multipliziert (im Folgenden **Multiplikationsmethode** genannt). Bei Episodenmodellen wie z.B. Langrange Ausbreitungsmodellen werden während der Ausbreitungsberechnung in jedem Zeitschritt die Konzentrationen der untersten Rechenbox mit der Depositionsgeschwindigkeit multipliziert und der deponierte Anteil dem Modell entzogen (im folgenden **Reduktionsmethode** genannt). Die Multiplikationsmethode liefert immer höhere Ergebnisse als die Reduktionsmethode. Für realitätsnahe verkehrsbedingte Depositionsprognosen ist die Reduktionsmethode anzuwenden.

Die Depositionsgeschwindigkeiten sind von der vorhandenen Oberflächenbeschaffenheit abhängig. Daher können dem Ausbreitungsmodell entsprechend der im Modellgebiet vorhandenen Oberflächenbeschaffenheit horizontal differenziert Depositionsgeschwindigkeiten zugeführt werden, wenn entsprechend differenzierte Depositionsgeschwindigkeiten vorliegen. Grundlage hierfür sind Biotopkartierungen oder Landnutzungsdaten wie z.B. die für ganz Europa vorliegende CORINE-Datenbank.

Die verkehrsbedingten Stickstoffverbindungen NO_x (NO und NO_2) und NH_3 werden auf ihrem Ausbreitungspfad separat berechnet. Im Ergebnis der Stickstoffdepositionsrechnung wird der elementare Stickstoff der einzelnen Teilergebnisse der betrachteten reaktiven Stickstoffverbindungen aus den entsprechenden Molmassen berechnet und addiert.

3.5. Depositionsgeschwindigkeiten NO , NO_2 und NH_3

Die in der Literatur angegebenen Depositionsgeschwindigkeiten für NH_3 , NO und NO_2 streuen sehr stark. Als Fachkonvention gilt die VDI-Richtlinie „Umweltmeteorologie Atmosphärische Ausbreitungsmodelle Depositionsparameter“ (VDI 3782 BL. 5, 2006). Als Standardwerte sind in der VDI-Richtlinie 3782 Blatt 5 die in der folgenden Tabelle 1 angegebenen Depositionsgeschwindigkeiten enthalten. Diese Werte können zur Anwendung empfohlen werden, soweit keine fallspezifischeren Werte zur Verfügung stehen. Liegen z.B. aus Messun-

gen oder Modellierungen gewonnene ortsspezifische Depositionsgeschwindigkeiten für das Untersuchungsgebiet vor, sollten diese verwendet werden.

Tabelle 1: Empfohlene Depositionsgeschwindigkeiten der VDI 3782 Bl. 5 (2006)

	Mesoskala	Gras	Wald
	[cm/s]		
NO	0.05	-	-
NO₂	0.3	-	-
NH₃	1.2	1.5	2

Depositionsgeschwindigkeiten für NO_x

Für die Modellierung verkehrsbedingter Emissionen liegen aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren u.a. Emissionsfaktoren für NO_x und NO₂ vor. Bei der Emissions- und der Stickstoffdepositionsmodellierung wird NO_x als Summe von NO₂ und NO betrachtet. Daher benötigt man eine Depositionsgeschwindigkeit für NO_x. Diese kann aus den Werten für NO und NO₂ für die maßgeblichen Immissionsniveaus im Betrachtungsgebiet entsprechend Abbildung 1 abgeleitet werden.

3.6. Ergebnisdarstellung

Im Forschungsbericht des FE-Vorhabens 84.0102/2009 der Bundesanstalt für Straßenwesen wird empfohlen die Genauigkeit der Ergebnisdarstellung für die Zusatzbelastung auf eine Dezimalstelle [= 0.1 kg/(ha*a)] zu beschränken. Darüber hinaus wird empfohlen, zusätzlich zum Irrelevanzkriterium von 3 % des Critical Loads ein unteres Abschneidekriterium von 0.3 kg/(ha * a) festzulegen. Damit wird der Fehlerbandbreite bei der Stickstoffdepositionsmodellierung und bei Messdaten Rechnung getragen. Bei der Differenzbildung von Ergebnissen unterschiedlicher Betrachtungsfälle (z.B. Prognoseplanfall und Prognosenullfall) wird die Differenz mit ungerundeten Werten gebildet und erst das Differenzergebnis auf eine Dezimalstelle gerundet.

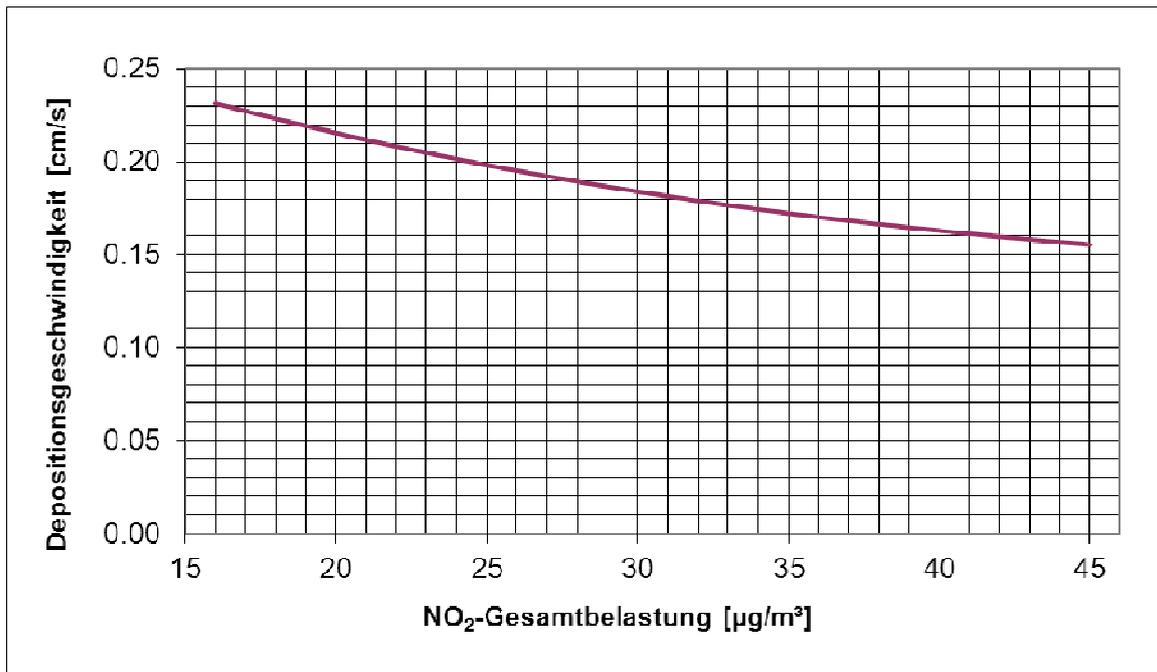


Abbildung 1: NO_x-Depositionsgeschwindigkeiten entsprechend NO₂-Immissionsniveaus

4. Bestimmung der Hintergrundbelastung eines Standortes mit Stickstoffeinträgen

Um die Prüfung anhand des Maßstabs FFH-spezifischer Critical Load für eutrophierenden und versauernden Stickstoffeintrag durchführen zu können, müssen neben Informationen zur vorhabensbedingten Zusatzbelastung auch Angaben zur Hintergrundbelastung der Stickstoffeinträge im FFH-Gebiet zur Verfügung stehen.

Zur Ermittlung der bestehenden Hintergrundbelastung kann mittlerweile auf einen speziellen UBA-Datensatz für das Jahr 2007, der seit April 2011 im Internet frei verfügbar ist, zurückgegriffen werden (<http://gis.uba.de/website/depo1/>). Dieser Datensatz gibt die komplette Stickstoff-Depositionsbelastung unter Berücksichtigung nasser und trockener Deposition für Deutschland flächendeckend in einem Raster von 1 x 1km, differenziert nach Landnutzungsklassen an. Messwerte der N-Deposition, die bpsw. in Waldzustandsberichten dokumentiert sind, berücksichtigen dem gegenüber ausschließlich die nasse Bestandsdeposition in Wäldern und unterschätzen dem entsprechend das Problem des Gesamt-N-Eintrags. Die dem genannten

UBA-Datensatz zugrunde liegende räumliche Auflösung der Emissionsdaten von $7 \times 8 \text{ km}^2$ führt allerdings dazu, dass sich einzelquellspezifische Nahdepositionen, die einen Gradienten deutlich unterhalb der Größenordnung von 7 km aufweisen, nicht abbilden. In unmittelbarer Quellnähe stärkerer Quellen kommt es daher im UBA-Datensatz tendenziell zur Unterschätzung der N-Deposition. Dieses Phänomen kann insbesondere bei stark befahrenen Straßen und bei größeren Tierhaltungsanlagen eine ggf. entscheidungserhebliche Rolle spielen, so dass die lokalen Stickstoff-Depositionsbeiträge derartiger Einzelmittenten für die Bestimmung der lokalen Hintergrundbelastung in einer FFH-Verträglichkeitsprüfung ggf. zusätzlich zu berücksichtigen sind.

Die für die Beurteilung relevante Gesamtbelastung ergibt sich als Summe aus vorhabensbedingter Zusatzbelastung und Hintergrundbelastung.

5. Bestimmung der Empfindlichkeit eines Standortes gegenüber Stickstoffeinträgen

Als Grundsatz wird unterstellt, dass bei einer Überschreitung des maßgeblichen FFH-spezifischen Critical Loads in der Gesamtbelastung ein begründetes Risiko besteht, dass erhebliche Beeinträchtigungen durch Stickstoffeintrag kurz, mittel oder langfristig auftreten. Dies setzt eine fachlich fundierte standort- sowie vegetationstypspezifische Bestimmung eines relevanten Critical Loads zur Beschreibung der Empfindlichkeit des betroffenen Lebensraumes voraus. Nur wenn dies nicht möglich ist, ist die Erheblichkeitsprüfung mit anderen Mitteln einzelfallbezogen durchzuführen.

Zur Bestimmung konkreter Critical Loads für Stickstoffeintrag und Versauerung stehen empirische Daten aus Feld- und Laboruntersuchungen auf der einen Seite und Modellierungsmethoden unter Verwendung von Massen-Bilanz-Modellen auf der anderen Seite zur Verfügung. Empirische Critical Loads liegen als relativ grobe, aber regelmäßig anhand des aktuellen Wissensstandes aktualisierte Tabellenwerte vor. Aktuell gilt eine Liste der empirischen Critical Loads nach Bobbink und Hettelingh 2011. Die Vorteile dieser Liste liegen in der einfachen Anwendbarkeit und der allgemeinen wissenschaftlichen Akzeptanz der Werte. Nachteile sind die groben Wertespannen (5 – 10 kg) und der europaweite Bezug, so dass standortspezifische Besonderheiten einer bestimmten Re-

gion, die zu deutlich abweichenden Stickstoffempfindlichkeiten führen können, nicht berücksichtigt sind. Eine Alternative bzw. ergänzende Methode ist die Modellierung von Critical Loads. Wesentliche Standards und Grundlagen für die Modellierung von Critical Loads sind im ICP-Mapping Manual zusammengestellt (siehe dazu ausführlich ICP Modelling & Mapping 2004 ff.). Die Modelle basieren auf deterministischen, prozessorientierten Ansätzen. Grundsätzlich wird zwischen dynamischen und steady state-Modellen unterschieden. Die am häufigsten verwendeten dynamischen Modelle sind zweistufig, indem zuerst die geochemischen Prozesse simuliert werden (neben SMART, MAGIC, ForSAFE auch VSD, DECOMP.DE) und deren Resultate dann als Treiber in die biotischen Modelle (MOVE, NTM, Veg, BERN) eingehen. Das klassische Steady-state-Modell ist die simple Massenbilanz im SMB-Modell (Simple Mass Balance) gemäß ICP Modelling & Mapping 2004 ff. Derartige Modellierungen sind im Einzelfall aufwändig, denn sie basieren auf einer Reihe von spezifischen Eingangsparametern. Insbesondere die dynamischen Modellierungen können derzeit nur von wenigen Spezialisten selbst durchgeführt werden. Der Vorteil ist allerdings, dass die spezielle Situation vor Ort in die Beurteilung einfließen kann.

Im durchgeführten FE-Vorhaben wurde das Ziel verfolgt, für eine große Anzahl von Vegetationsgesellschaften und Standortfaktorenkombinationen (Bodenform, Ausgangsgestein, Klimatyp, Säure-Basen-Status u.a.), die bei der Vielzahl von FFH-Lebensraumtypen vorkommen können, mit Hilfe einer Modellkombination aus dem sog. BERN-Modell der Firma ÖKO-DATA (Bioindikative Ermittlung von Regenerationspotenzialen Natürlicher Ökosysteme) und dem SMB-Modell standort- und vegetationstypspezifische Critical Loads zum Schutz von FFH-Lebensraumtypen zu berechnen, um die in der europäischen Liste der empirischen Critical Loads enthaltenen Unschärfen zu verringern. Damit soll die Möglichkeit geschaffen werden, zukünftig ohne aufwändige Modellierung im Einzelfall einen für den jeweiligen Standort möglichst angemessenen Critical Load zu ermitteln. Tabelle 1 zeigt das Ergebnis dieser Modellierung in zusammengefasster Form.

Tabelle 2: Critical Load-Spannen für FFH-Lebensraumtypen als Ergebnis einer standort-/vegetationstypspezifischen Modellierung mit BERN/SMB

LRT	LRT-Beschreibung	CL(N)	CL(N)
		von	bis
2110	Primärdünen	11	12
2120	Weißdünen mit Strandhafer (<i>Ammophila arenaria</i>)	10	12
2130	Festliegende Küstendünen mit krautiger Vegetation (Graudünen)	7	12
2140	Entkalkte Dünen mit <i>Empetrum nigrum</i>	7	7
2150	Festliegende entkalkte Dünen der atlantischen Zone (<i>Calluno-Ulicetea</i>)	10	11
2160	Dünen mit <i>Hippophaë rhamnoides</i>	9	19
2170	Dünen mit <i>Salix repens</i> ssp. <i>argentea</i> (<i>Salicion arenariae</i>)	5	11
2180	Bewaldete Dünen der atlantischen, kontinentalen und borealen Region	4	19
2310	Trockene Sandheiden mit <i>Calluna</i> und <i>Genista</i>	8	26
2320	Trockene Sandheiden mit <i>Calluna</i> und <i>Empetrum nigrum</i>	12	13
2330	Dünen mit offenen Grasflächen mit <i>Corynephorus</i> und <i>Agrostis</i>	5	24
4010	Feuchte Heiden des nordatlantischen Raumes mit <i>Erica tetralix</i>	6	16
4030	Trockene europäische Heiden	8	21
4060	Alpine und boreale Heiden	7	19
4070	Buschvegetation mit <i>Pinus mugo</i> und <i>Rhododendron hirsutum</i> (<i>Mugo-Rhododendretum hirsuti</i>)	18	18
5110	Stabile xerothermophile Formationen von <i>Buxus sempervirens</i> an Felsabhängen (<i>Berberidion</i> p.p.)	11	14
5130	Formationen von <i>Juniperus communis</i> auf Kalkheiden und -rasen	8	30
6110	Lückige basophile oder Kalk-Pionierrasen (<i>Alyso-Sedion albi</i>)	7	33
6120	Trockene, kalkreiche Sandrasen	11	21
6212	Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (<i>Festuco-Brometalia</i>) (* besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen)	13	28
6213	Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (<i>Festuco-Brometalia</i>) (* besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen)	12	30
6214	Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (<i>Festuco-Brometalia</i>) (* besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen)	13	35
6230	Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden	10	24
6240	Subpannonische Steppen-Trockenrasen	14	33

Kolloquium Luftqualität an Straßen 2013

LRT	LRT-Beschreibung	CL(N)	CL(N)
		von	bis
6410	Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (<i>Molinion caeruleae</i>)	12	36
6431	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	15	77
6432	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe	11	28
6440	Brenndolden-Auenwiesen (<i>Cnidion dubii</i>)	16	58
6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	12	43
6520	Berg-Mähwiesen	17	26
7110	Lebende Hochmoore	5	23
7120	Noch renaturierungsfähige degradierte Hochmoore	5	23
7140	Übergangs- und Schwingrasenmoore	6	26
7150	Torfmoor-Schlenken (<i>Rhynchosporion</i>)	7	17
8110	Silikatschutthalden der montanen bis nivalen Stufe (<i>Androsacetalia alpinae</i> und <i>Galeopsietalia ladani</i>)	11	23
8120	Kalk- und Kalkschieferschutthalden der montanen bis alpinen Stufe (<i>Thlaspietea rotundifolii</i>)	10	23
8150	Kieselhaltige Schutthalden der Berglagen Mitteleuropas	5	22
8160	Kalkhaltige Schutthalden der collinen bis montanen Stufe Mitteleuropas	5	15
8210	Kalkfelsen mit Felsspaltenvegetation	7	23
8220	Silikatfelsen mit Felsspaltenvegetation	4	25
8230	Silikatfelsen mit Pioniervegetation des <i>Sedo-Scleranthion</i> oder des <i>Sedo albi-Veronicion dillenii</i>	6	17
9110	Hainsimsen-Buchenwald (<i>Luzulo-Fagetum</i>)	10	21
9120	Atlantischer, saurer Buchenwald mit Unterholz aus Stechpalme und gelegentlich Eibe (<i>Quercion robori-petraeae</i> oder <i>Ilici-Fagenion</i>)	8	17
9130	Waldmeister-Buchenwald (<i>Asperulo-Fagetum</i>)	9	22
9140	Mitteleuropäischer subalpiner Buchenwald mit Ahorn und <i>Rumex arifolius</i>	15	27
9150	Mitteleuropäischer Orchideen-Kalk-Buchenwald (<i>Cephalanthero-Fagion</i>)	13	23
9160	Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald (<i>Carpinion betuli</i>)	14	21
9170	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald <i>Galio-Carpinetum</i>	11	23
9180	Schlucht- und Hangmischwälder <i>Tilio-Acerion</i>	8	30
9190	Alte bodensaure Eichenwälder auf Sandebenen mit <i>Quercus robur</i>	8	14

LRT	LRT-Beschreibung	CL(N)	CL(N)
		von	bis
91D0	Moorwälder	7	28
91E0	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	6	28
91F0	Hartholzauenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> oder <i>Fraxinus angustifolia</i> (<i>Ulmenion minoris</i>)	11	31
91G0	Pannonische Wälder mit <i>Quercus petraea</i> und <i>Carpinus betulus</i>	15	24
91T0	Mitteleuropäische Flechten-Kiefernwälder	4	13
91U0	Kiefernwälder der sarmatischen Steppe	6	18
9410	Montane bis alpine bodensaure Fichtenwälder (<i>Vaccinio-Piceetea</i>)	11	27
9420	Alpiner Lärchen- und/oder Arvenwald	11	36
9430	Bergkiefern-(oder Spirken-)Wälder (*auf Gips- oder Kalksubstrat)	12	29

6. Beurteilung erheblicher Beeinträchtigungen durch Stickstoffeintrag

In Abbildung 2 ist das im Rahmen des FE-Vorhabens vorgeschlagene Prüfschema zur Beurteilung erheblicher Beeinträchtigung durch Stickstoffeintrag für die FFH-Verträglichkeitsprüfung dargestellt.

Als Grundsatz wird unterstellt, dass bei einer Überschreitung des maßgeblichen FFH-spezifischen Critical Loads in der Gesamtbelastung ein begründetes Risiko besteht, dass erhebliche Beeinträchtigungen durch Stickstoffeintrag kurz, mittel oder langfristig auftreten. Dies setzt eine fachlich fundierte standort- sowie vegetationstypspezifische Bestimmung eines relevanten Critical Loads zur Be-

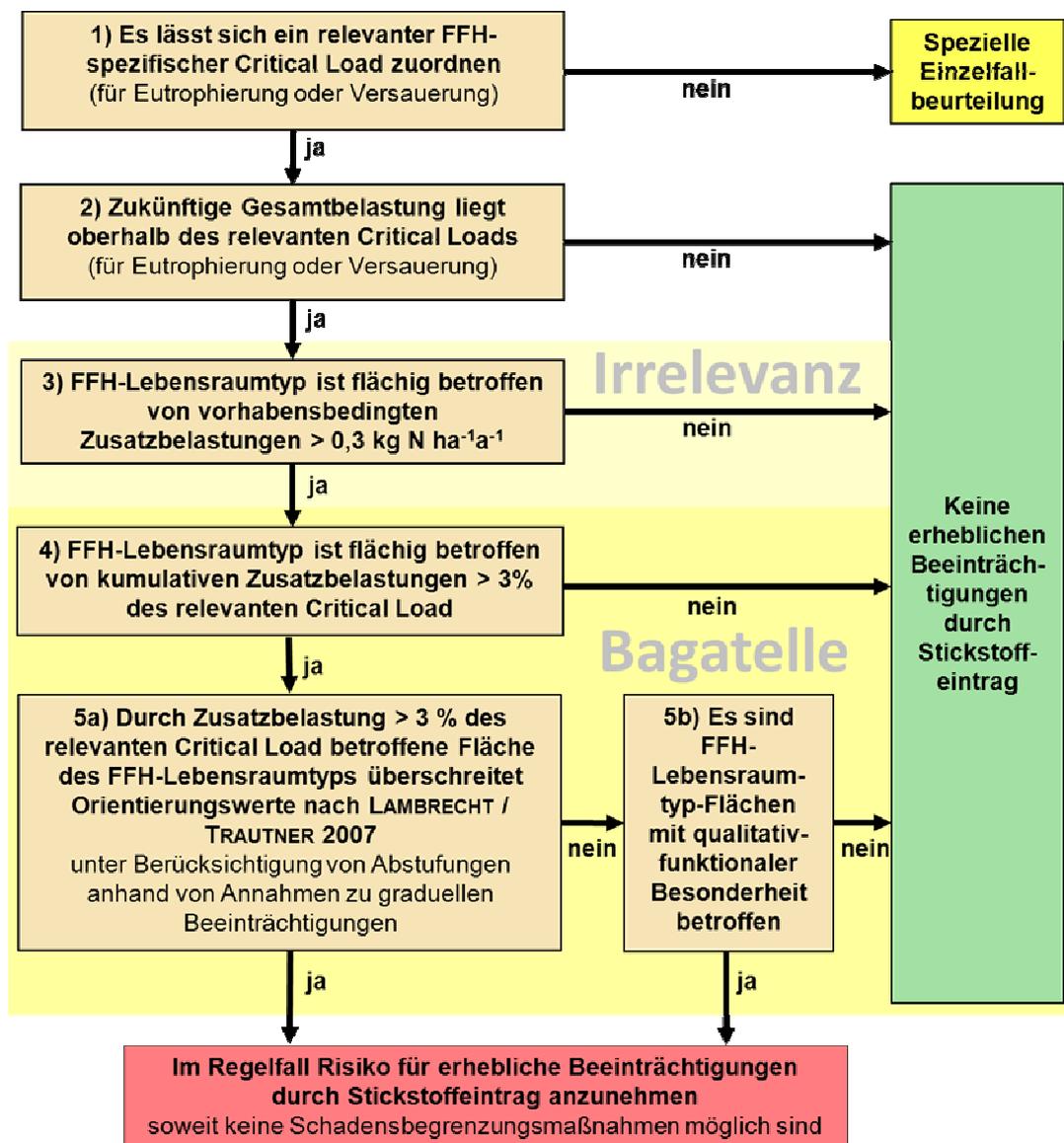


Abbildung 2: Prüfschema zur Erheblichkeitsbeurteilung von Stickstoffeinträgen auf der Grundlage von Critical Loads

schreibung der Empfindlichkeit des betroffenen Lebensraumes voraus.

Eine einfache Fallkonstellation ergibt sich daraus, dass die Gesamtbelastung an Stickstoffeinträgen den maßgeblichen Critical Load nicht überschreitet. In einem solchen Fall kann sicher davon ausgegangen werden, dass das Vorhaben nicht zu erheblichen Beeinträchtigungen durch Stickstoffeintrag führt.

Kommt man zu dem Ergebnis – und dies ist eine in der Praxis häufig auftretende Fallgestaltung –, dass die Gesamtbelastung mit Stickstoffeinträgen den maßgeblichen Critical Load überschreitet, so ist, wie dargestellt, grundsätzlich ein Risiko für erhebliche Beeinträchtigungen durch Stickstoffeintrag anzunehmen. Dies gilt allerdings nur dann, wenn das zu beurteilende Vorhaben überhaupt einen nachweisbaren und damit prüfungsrelevanten Beitrag zur Gesamtbelastung mit Stickstoffeinträgen an dem zu beurteilenden Standort leistet und dieser Beitrag zu Beeinträchtigungen führen kann, die nicht lediglich als Bagatelle einzustufen sind. Ob ein Bagatellfall in diesem Sinne vorliegt, ist nach der Rechtsprechung des BVerwG allerdings restriktiv zu beurteilen.

Im FE-Vorhaben wird als Irrelevanzschwelle für die vorhabensbedingte Zusatzbelastung ein Depositionswert von $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gesetzt. Die zusätzliche Menge an vorhabensbedingten Stickstoffeinträgen ist bis zu dieser Schwelle weder durch Messungen empirisch nachweisbar noch wirkungsseitig relevant und damit nach den Maßstäben der praktischen Vernunft und der Verhältnismäßigkeit irrelevant. Die Schwelle gilt für jedes einzelne Vorhaben. Eine Kumulationsbetrachtung für Depositionsbeiträge von $\leq 0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ist nicht erforderlich, da es sich um praktisch nicht nachweisbare Mengen handelt.

Liegen die vorhabensbedingten Zusatzbelastungen oberhalb der Irrelevanzschwelle von $0,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, so gilt die Schwelle von 3 % des maßgeblichen Critical Loads als Bagatellschwelle. Zusatzbelastungen durch ein oder mehrere kumulativ zusammenwirkende Vorhaben, die zusammen mehr als 3 % des Critical Loads in ein FFH-Gebiet eintragen, können erhebliche Beeinträchtigungen auslösen, wenn gleichzeitig die Gesamtbelastung den Critical Load überschreitet und die betroffene Fläche eine bestimmte Größenordnung erreicht.

Für die Frage, ob die gebietsbezogene Betroffenheit mit Zusatzbelastungen an Stickstoffeinträgen eine Fläche betrifft, die – absolut und im Vergleich zum Gesamtumfang des Vorkommens des Schutzgegenstandes im FFH-Gebiet – Baga-

tellfallcharakter hat, wird mit Prüfschritt 5 beantwortet. Eine flächenbezogene Bagatellschwelle in diesem Sinne wird in Anlehnung an die in der Naturschutzpraxis und vom BVerwG für Flächeninanspruchnahme akzeptierten Bagatellschwellen nach Lambrecht & Trautner 2007 definiert. Im Einklang mit Lambrecht & Trautner 2007 wird der flächenbezogene Bagatellflächenansatz aber nur angewendet, soweit keine qualitativ-funktional besonders ausgeprägte FFH-Lebensraumtypflächen betroffen sind (Prüfschritt 5b).

Da Stickstoffeinträge nicht unmittelbar zu einem Verlust von FFH-Lebensraumtypen führen, sondern in aller Regel nur (Risiken für) graduelle Funktionsbeeinträchtigungen auslösen, wird der in Lambrecht & Trautner 2007 in Kap. H dargestellte Ansatz für graduelle Funktionsbeeinträchtigungen in das vorgeschlagene Beurteilungsschema für Stickstoffeintrag übernommen. Der für Stickstoffeintrag anzunehmende Funktionsbeeinträchtigungsgrad in Abhängigkeit von der Höhe der Zusatzbelastung und der Gefährdungsklasse eines FFH-Lebensraumtyps wird in Tabelle 3 dargestellt. Tabelle 4 erläutert die Kriterien zur Einstufung der Gefährdungsklasse.

Tabelle 3: Graduelle Funktionsbeeinträchtigung in Abhängigkeit von Zusatzbelastung und der eutrophierungs- bzw. versauerungsbedingte Gefährdungsklasse des Standortes

Zusatzbelastung relativ zum Critical Load	Gefährdungsklasse*		
	Klasse 1 „stark gefährdet“	Klasse 2 „gefährdet“	Klasse 3 „mäßig gefährdet“
>40%	100	100	100
> 20%	100	70	50
>10%	100	50	40
>5%	70	30	20
>3%	40	20	0
Graduelle Funktionsbeeinträchtigung in %**			

*) Die Kriterien zur Einstufung in eine der drei Gefährdungsklassen sind in Tabelle 3 gelistet.

***) Ein gradueller Wert von 100% entspricht einem definitorischen Totalverlust.

Die Anwendung des Ansatzes gradueller Funktionsbeeinträchtigungen in Verbindung mit den flächenbezogenen Bagatellschwellen-Orientierungswerten für den quantitativ-absoluten Flächenverlust (qaF) von FFH-Lebensraumtypen nach Lambrecht & Trautner 2007⁴ führt zu einer Erhöhung der Bagatellflächenschwellen. Zur Ermittlung der jeweiligen Fläche ist der jeweilige Orientierungswert für den quantitativ-absoluten Flächenverlust (qaF) mit dem Kehrwert des jeweiligen Prozentwertes der anzusetzenden graduellen Funktionsbeeinträchtigung zu multiplizieren:

$$\text{Flächenbagatelle für Stickstoffeintrag [m}^2\text{]} = \text{qaF [m}^2\text{]} \times 100 \times \text{GFB}^{-1}$$

mit

qaF = Orientierungswert für den quantitativ-absoluten Flächenverlust nach Tab. 2 in Lambrecht & Trautner 2007 [m²],

GFB = Tabellenwert nach Tabelle für den Grad der Funktionsbeeinträchtigung [dimensionslos].

Wenn z.B. der Grad der Funktionsbeeinträchtigung bei 40 % liegt und der Orientierungswert für den quantitativ-absoluten Flächenverlust bei 1.000 m², ergibt sich eine Flächenbagatellgrenze für Stickstoffeintrag > 3 % des Critical Loads von 2.500 m². Liegt der Grad der Funktionsbeeinträchtigung bei 70 % und der Orientierungswert für den quantitativ-absoluten Flächenverlust bei 500 m², ergibt sich eine Flächenbagatellgrenze für Stickstoffeintrag > 3 % des Critical Loads von 714 m².

⁴ Die Größenordnung der Orientierungswerte für den quantitativ-absoluten Flächenverlust nach Tab. 2 in LAMBRECHT & TRAUTNER 2007 liegt für FFH-Lebensraumtypen im terrestrischen Bereich zwischen 0 und 2.500 m². Für jeden FFH-Lebensraumtyp werden drei Schwellenwerte in Abhängigkeit von der Größenordnung des relativen Verlustes im Verhältnis zum Gesamtvorkommen des jeweiligen FFH-Lebensraumtyps im betroffenen FFH-Gebiet (≤ 1 % / ≤ 0,5 % / ≤ 0,1 %) angegeben.

Tabelle 4: Kriterien zur Bestimmung der Gefährdungsklasse von Standorten

Gefährdungsklasse		Kriterien für die Zuordnung*
„stark gefährdet“	1	$CL(N) < 15 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ oder $CL(N) < 30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ bei hydromorphen, aber nicht wechselhydromorphen Standorttypen, ohne Auendynamik oder Gesamtbelastung $> CL_{\max}(N)$ (Versauerungsgefährdung)
„gefährdet“	2	$15 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1} \leq CL(N) < 30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ und Standort nicht hydromorph (ohne wechselhydromorphe Standorte oder Standorte mit Auendynamik) und Gesamtbelastung $\leq CL_{\max}(N)$ (keine Versauerungsgefährdung)
„mäßig gefährdet“	3	$CL(N) \geq 30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ und Gesamtbelastung $\leq CL_{\max}(N)$ (keine Versauerungsgefährdung)

*) $CL(N)$ = Critical Load für Stickstoffeintrag, $CL_{\max}(N)$ = Critical Load für versauernden Stickstoffeintrag.

Soweit ein Fall vorliegt, der nach dem vorgeschlagenen Prüfschema zu dem Risiko für erhebliche Beeinträchtigungen führt, ist im Rahmen einer konkreten FFH-Verträglichkeitsprüfung zu prüfen, inwieweit das Risiko durch Schadensbegrenzungsmaßnahmen unter die Bagatellfallschwelle gesenkt werden kann. Hierzu werden im FE-Vorhaben ausführliche Hinweise gegeben.

Literatur

- Balla, S. (2005): NO_x -Immissionen entlang von Straßen. Grundlagen zur Beurteilung von Beeinträchtigungen der Vegetation im Rahmen von UVP, Eingriffsregelung und FFH-VP. Naturschutz und Landschaftsplanung 37, Heft 5/6, S. 169-178.
- Balla, S, K. Müller-Pfannenstiel, J. Lüttmann und R. Uhl (2010): Eutrophierende Stickstoffeinträge als aktuelles Problem der FFH-Verträglichkeitsprüfung. Natur und Recht, H. 9/2010, S. 616-625.

- Balla, S, K. Müller-Pfannenstiel, J. Lüttmann, R. Uhl und A. Schlutow (2010): Critical Loads als geeigneter Maßstab für die FFH-Verträglichkeitsprüfung. Naturschutz und Landschaftsplanung, H. 12/2010, S. 367-371.
- Bernhardt-Römermann, M., T. Kudernatsch, J. Pfadenhauer, M. Kirchner, G. Jacobi & A. Fischer (2007): Long-term effects of nitrogen deposition on vegetation in a deciduous forest near Munich, Germany. Applied Vegetation Science 10: 399 - 406.
- Bobbink, R. und Hettelingh, J.-P. (Hrsg.) (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Coordination Centre for Effects, RIVM, NL. Online im Internet: <http://www.b-ware.eu/content/project/publicaties/Review-revision-empirical-critical-loads-2011.pdf>.
- Clark, C.M. & Tilman, D. (2008): Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. Nature 451, 712-715.
- ICP Modelling & Mapping (2004 ff.): Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads & levels. Laufend aktualisiertes Handbuch. Online im Internet unter: URL: www.rivm.nl/en/themasites/icpmm/manual-and-downloads/index.html
- LAI-Arbeitskreis „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“ (2006): Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen. Lang- und Kurzfassung, Erstfassungen 2006.
- LAI-Arbeitskreis „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“ (2012): Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen. Lang- und Kurzfassung, Stand: 01.03.2012.
- Lambrecht, H. und J. Trautner (2007): Fachinformationssystem und Fachkonvention zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFH-VP. Schlussbericht Juni 2007 = FE-Vorhaben 804 82 004 im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz.
- Landesumweltamt Brandenburg (2005): Vollzugshilfe zur Ermittlung erheblicher und irrelevanter Stoffeinträge in Natura 2000-Gebiete. = Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes, Band 52. November 2005.

- Landesumweltamt Brandenburg (2008): Vollzugshilfe zur Ermittlung erheblicher und irrelevanter Stoffeinträge in Natura 2000-Gebiete. = Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes, Band 58.
- LUBW (2009): Leitfaden, Modellierung verkehrsbedingter Immissionen - Anforderungen an die Eingangsdaten -, Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz Baden-Württemberg, Oktober 2009.
- Nagel, H.-D., A. Schlutow, P. Kraft, T. Scheuschner und R. Weigelt-Kirchner (2010): Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltekonvention Teilbericht II: Das BERN-Modell – ein Bewertungsmodell für die oberirdische Biodiversität. = UBA-Texte 08/2010. FE-Vorhaben 205 85 239 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Online im Internet: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3909.pdf>.
- Rassmus, J., C. Herden, I. Jensen, H. Reck & K. Schöps (2003): Methodische Anforderungen an Wirkungsprognosen in der Eingriffsregelung. = Angewandte Landschaftsökologie, Heft. 51, Bonn-Bad Godesberg.
- RLuS (2011): Richtlinie über Luftverunreinigungen an Straßen ohne und mit lockerer Randbebauung. RLuS 2011, Version 1.0 vom 10.02.2011. FGSV Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Straßenentwurf, Köln.
- UBA - Umweltbundesamt (2010): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.1/Januar 2010. Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg.: Umweltbundesamt Berlin. <http://www.hbefa.net/d/start.html>
- UN ECE (2004 ff.): International Cooperative Programme (ICP) on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops: Mapping Manual 2004 ff.. <http://icpmapping.org/> Aktuelle Fassung (u.a. Kap. 5.2 – Empirical Critical Loads): Nov. 2007.
- VDI 3782 Bl. 1 (2009): Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle – Gauß'sches Fahnenmodell zur Bestimmung von Immissionsgrößen. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1b: Umweltmeteorologie, Verein Deutscher Ingenieure, August 2009.

- VDI 3782 Bl. 5 (2006): Umweltmeteorologie; Atmosphärische Ausbreitungsmodelle; Depositionsparameter. VDI-Richtlinie VDI 3782 Blatt 5. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, April 2006.
- VDI 3782 Bl. 7 (2003): Umweltmeteorologie - Kfz-Emissionsbestimmung – Luftbeimengungen. VDI-Richtlinie VDI 3782 Blatt 7. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, November 2003.
- VDI 3783 Bl. 1 (1987): Ausbreitung von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre, Ausbreitung von störfallbedingten Freisetzungen - Sicherheitsanalyse. VDI-Richtlinie VDI 3783 Blatt 1. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, Mai 1987.
- VDI 3783 Bl. 13 (2010): Umweltmeteorologie; Qualitätssicherung in der Immissionsprognose; Anlagenbezogener Immissionsschutz Ausbreitungsrechnung gemäß TA-Luft. VDI-Richtlinie 3783 Blatt 13. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, Januar 2010.
- VDI 3783 Bl. 14 (2011): Umweltmeteorologie; Qualitätssicherung in der Immissionsprognose; Kfz-bedingte Immissionen. VDI-Richtlinie 3783 Blatt 14. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, Vorentwurf, Mai 2011.
- VDI 3787 Bl. 5 (2003): Umweltmeteorologie; Lokale Kaltluft. VDI-Richtlinie 3787 Blatt 5. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss, Düsseldorf, Dezember 2003.

Photokatalytischer NO_x-Abbau: Von den wissenschaftlichen Grundlagen zur Anwendung im Straßenverkehr

Prof. Dr. Detlef Bahnemann, Dr. Ralf Dillert, Astrid Engel

Institut für Technische Chemie
Leibniz Universität Hannover
Callinstraße 3, 30167 Hannover
e-mail: bahnemann@iftc.uni-hannover.de

Nachdem sich insbesondere im ostasiatischen Raum nach langjähriger Forschung und Entwicklung diverse Produkte mit Mehrfachnutzen auf Basis der photokatalytischen und superhydrophilen Eigenschaften des Titandioxids etabliert haben, gibt es auch in Europa einen verstärkten Trend zur Anwendung solcher Materialien. Anfangs wurden Oberflächen dabei nur kleinflächig photokatalytisch ausgerüstet, wie z.B. Anti-Fingerprint-Beschichtungen auf Metallen, Brillengläser und Spiegel mit Anti-Beschlag-Wirkung sowie antibakterielle Apparaturen im medizinischen Bereich. Aufgrund der zu erwartenden Vorzüge, wie einem geringeren Reinigungsaufwand und dem Abbau von Luftschadstoffen im Innen- und Außenbereich, wurden in den letzten Jahren solche Materialien auch für Baustoffe bis zur Anwendungsreife entwickelt. Einige der in Deutschland erhältlichen Produkte sind Putze für den Innenbereich, Farben für den Innenraum und Fassaden, keramische Beläge, Dachbedeckungen und Betonprodukte.

In diesem Beitrag werden die Prinzipien und Einflussfaktoren der zumeist auf Titandioxid basierten Photokatalyse beschrieben und Beispiele für deren Anwendung bei Baustoffen und im Straßenverkehr aufgezeigt. Weiterhin werden etablierte Messverfahren zur Beurteilung der Wirksamkeit solcher Produkte vorgestellt. Einen Schwerpunkt bildet die Vorstellung und Bewertung verschiedener bereits verabschiedeter bzw. noch in Bearbeitung befindlicher nationaler und internationaler Normen.

Physikalisch-chemische Grundlagen der Photokatalyse

Die photokatalytische Wirkung von Titandioxid (TiO_2), die erstmals im Jahr 1921 in der Literatur erwähnt wurde, beruht auf dessen optoelektronischen Eigenschaften als Halbleiter. Das weiße Titandioxid absorbiert ultraviolettes Licht mit Wellenlängen $< 380 \text{ nm}$, entsprechend seiner Bandlücke von $3,2 \text{ eV}$. Die mit der Lichtabsorption verbundene Energieaufnahme führt dazu, dass ein Elektron aus dem Valenzband (VB) in das Leitungsband (LB) angehoben wird und dort frei beweglich ist (1 in Abb. 1). Zurück bleibt ein Defektelektron (Loch), das durch Elektronentransfer benachbarter Atome formal ebenfalls wandert. Treffen beide Ladungsträger während ihrer Bewegung im Kristall aufeinander, rekombinieren sie unter Abgabe von Wärme (4 in Abb. 1). Gelangen beide Ladungsträger an die Oberfläche des TiO_2 -Teilchens, kann es zu einem Ladungstransfer zwischen dem Halbleiter und an der Oberfläche adsorbierten Molekülen oder Ionen (A und D) kommen. Elektronen werden vom TiO_2 auf ein Akzeptormolekül bzw. Ion übertragen, das dadurch reduziert wird (2 in Abb. 1); das positive Defektelektron hingegen entzieht einem Donormolekül bzw. Ion ein Elektron und oxidiert es zu einem radikalischen Intermediat (3 in Abb. 1). In einer Folge weiterer Reaktionsschritte, unter Beteiligung von Luftsauerstoff, werden die Intermediate (A^- und D^+) zu stabilen Endprodukten wie Kohlendioxid, Wasser, Nitrat, Sulfat, Chlorid usw. umgesetzt.

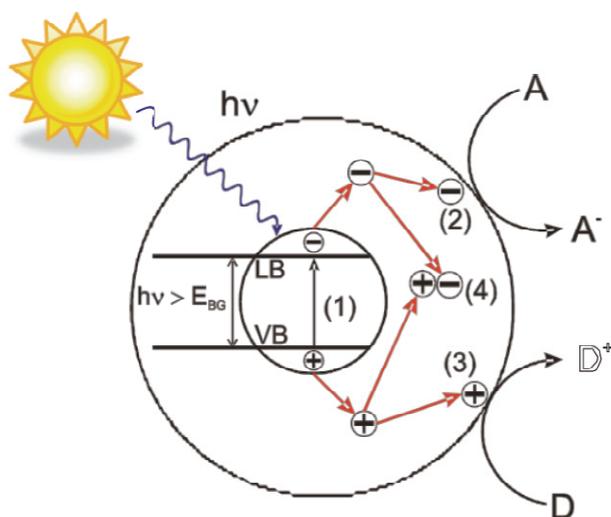


Abb. 1

Mechanismus der Photokatalyse an einem Titandioxidkristall.

- 1= lichtinduzierte Ladungsträgertrennung
- 2= Elektronenabgabe an Akzeptor (A)
- 3= Elektronenabgabe durch Donor (D)
- 4= Ladungsträgerrekombination

Beurteilung der Wirksamkeit photokatalytischer Produkte

Für den Wirkungsnachweis photokatalytisch aktiver Oberflächen wurden in den letzten Jahren mehrere nationale und internationale Normen verabschiedet (Tabelle 1). Für den Nachweis der photokatalytischen Wirksamkeit von Zement und Beton sind nur italienische Normen speziell ausgelegt. Alle anderen Normen beziehen sich allgemein auf photokatalytisch beschichtete Oberflächen.

Bei den genormten Verfahren erfolgt der Nachweis des photokatalytischen Abbaus von Modellsubstanzen entweder in der Gasphase (z. B. Stickoxide, Acetaldehyd, Formaldehyd, Toluol), durch den Abbau eines Farbstoffes auf der Oberfläche der Probe bzw. einer darüber befindlichen Lösung (Rhodamin, Methylblau) oder durch den Abbau eines Feststoffes auf der Oberfläche einer Probe (Methylstearat).

Tabelle 1: Normen und Normentwürfe der Messverfahren.

Testmethode	Norm	Ergänzung
Stickstoffmonoxid	JIS R1701-1:2004; ISO 22197-1:2007; BS ISO 22197-1:2008	Durchfluss
Acetaldehyd	JIS R1701-2:2008; ISO 22197-2 (Entwurf)	Durchfluss
Toluol	JIS R1701-3:2008; ISO 22197-3 (Entwurf)	Durchfluss
Formaldehyd	JIS R1701-4:2008; ISO 22197-4 (Entwurf)	Durchfluss
Methylmercaptan	JIS R1701-5:2008; ISO 22197-5 (Entwurf)	Durchfluss
NO/NO ₂ -Gemisch	UNI 11247:2007	Durchfluss
BTEX	UNI 11238-1:2007, UNI 11238-2:2007	Durchfluss
Rhodamin	UNI 11259:2008	Farbstoff
Methylblau	DIN 52980:2008	Farbstoff
Methylstearat	geplant	Farbstoff

Die Messverfahren der ISO-Normen, basierend auf dem Abbau gasförmiger Schadstoffe, nutzen einen Aufbau wie in Abb. 2 dargestellt. Gereinigter Luft, die auf eine relative Luftfeuchtigkeit von 50 % eingestellt ist, wird ein Prüfgas mit dem abzubauenen Schadgas beigemischt. Das Gasgemisch strömt in den Photoreaktor, in dem sich der Prüfkörper mit einer aktiven Fläche von 50 cm² befindet und die von außen mit UV-A Licht einer Intensität von 10 Wm⁻² bestrahlt wird. An der Prüfkörperoberfläche findet die Mineralisierung des Schadgases statt, was zur Konzentrationsabnahme am Reaktorausgang führt, die mittels geeignetem Analysegerät nachgewiesen wird. Aus der Eingangskonzentration, der Schadgaskonzentration am Reaktorausgang und der Belichtungszeit

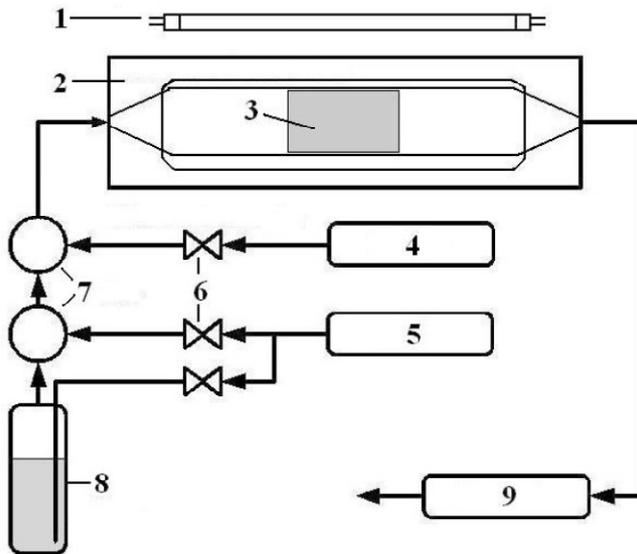


Abb. 2

Messaufbau nach ISO 22197-1 zur Messung der photokatalytischen Aktivität durch Abbau von Schadgasen.

- 1= Lichtquelle;
- 2= Reaktor mit Fenster;
- 3= Prüfkörper;
- 4= Prüfgas mit Schadstoff;
- 5= gereinigte Luft;
- 6= Masseflussregler;
- 7= Mischkammer für Gas;
- 8= Luftbefeuchter;
- 9= Analysator für Luftschadstoffe

werden die umgesetzte Schadstoffmenge und die Reaktionsgeschwindigkeit ermittelt.

In der ISO 22197-1 wird die photokatalytische Oxidation von Stickoxid (NO) zu Stickstoffdioxid (NO₂) und Nitrat (NO₃⁻) für den Nachweis der photokatalytischen Wirkung eines Materials genutzt. Messungen nach der italienischen Norm UNI 11247 und andere Verfahren werden nur vereinzelt publiziert, weshalb hier überwiegend auf das ISO-Verfahren eingegangen wird. Zusätzlich wird kurz auf den in DIN 52980 beschriebenen Abbau von Metylenblau eingegangen.

Abb. 3 zeigt ein typisches Konzentrations-Zeit-Profil für die photokatalytische Oxidation von NO in Anlehnung an ISO 22197-1. Sofort nach Einschalten der

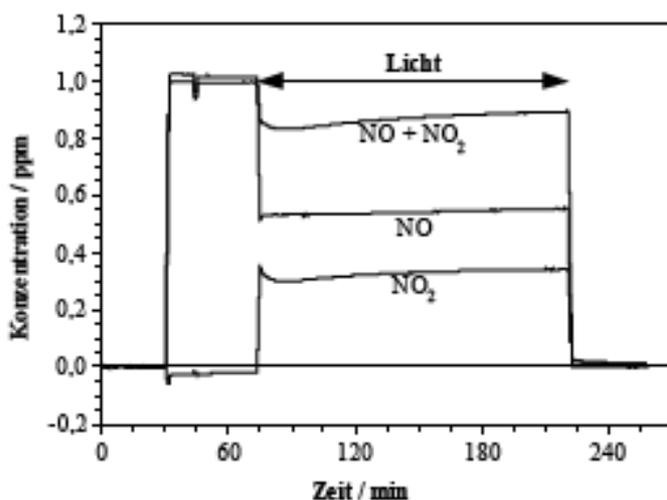


Abb. 3

Konzentrations-Zeit-Profil der photokatalytischen Oxidation von NO an einem Prüfkörper aus reinem TiO₂.

UV-Lichtquelle nimmt die NO-Konzentration um mehr als 40 % ab, während die NO₂-Konzentration ansteigt. NO wird in einem ersten Schritt photokatalytisch zu NO₂ oxidiert. Die Summe der Konzentrationen von NO und NO₂ (= NO_x) erreicht jedoch nicht den Startwert. Dies deutet darauf hin, dass ein Teil des NO_x zu NO₃ mineralisiert wird, das analytisch nicht erfasst wird. Messungen TiO₂-haltiger Baustoffproben verlaufen ähnlich, jedoch in der Regel mit schwächerer Abnahme des NOs.

Für die Beurteilung des Gebrauchsnutzens eines photokatalytisch aktiven Materials genügt der einfache Wirkungsnachweis nicht, da die Umgebungsbedingungen einem ständigen Wandel unterworfen sind, der in urbanem Umfeld wie folgt aussieht:

- Änderung der Schadgaskonzentration in der Umgebungsluft (Verkehrsaufkommen)
- Änderung des Einfalls des Sonnenlichts auf die photokatalytisch aktiven Flächen durch die Bewegung der Erde relativ zur Sonne und den Durchzug von Wolken, Temperaturschwankungen durch Erwärmen und Abkühlen der Umgebungsluft und der bestrahlten Flächen
- Wechselnder Wasserdampfgehalt der Umgebungsluft.

Ausblick

Künftige Entwicklungen zielen auf die großflächige Beschichtung neuer sowie bestehender Baustoffoberflächen mit nahezu transparenten, nanoskaligen TiO₂-Filmen sowie speziell synthetisierten Photokatalysatoren für bautechnische Anwendung ab. Hier soll neben dem UV-Licht auch die Energie des sichtbaren Lichtes für den Abbau von Luftschadstoffen, insbesondere von Stickoxiden genutzt werden. Dazu werden gezielt modifiziertes TiO₂ und spezielle Photosensibilisatoren synthetisiert. Zum Vergleich der Wirksamkeit entsprechender Produkte sind genormte Nachweisverfahren unumgänglich.

Schlussfolgerung

Es steht außer Zweifel, dass ein photokatalytisch aktives Material wie TiO₂ in seiner Anatas-Modifikation gasförmige Schadstoffe wie NO unter Lichteinwirkung oxidieren kann. Die photokatalytische Wirkung des TiO₂ bleibt nach Verarbeitung zu Produkten wie Beton (in abgeschwächter Form) erhalten. Die in

den Normen niedergelegten Untersuchungsmethoden sind nur geeignet, die photokatalytische Aktivität eines Produktes zum Zeitpunkt der Untersuchung nachzuweisen. Selbst der Vergleich der Aktivitäten zweier Produkte auf der Grundlage der Normverfahren ist problematisch; Aussagen über die Aktivität eines Produktes unter Einsatzbedingungen und über seine Langzeitstabilität erlauben die Normverfahren grundsätzlich nicht, so dass hier Vorort- Untersuchungen unter realen Bedingungen (Straßenschluchten, Tunnel, Überlandstraßen) unabdingbar sind.

Literatur

- /1/ Bolte, G.: Photocatalysis in cement-bonded building materials. - In: Cement International - 3 (2005) S. 92-97.
- /2/ Hunger, M.; Hüsken, G.; Brouwers, J.: Photocatalysis applied to concrete products - Part 2: Influencing factors and product performance. - In: Zkg International - 61 (2008) S. 76-84.
- /3/ Beeldens, A.: Air purification by road materials: results of the test project in Antwerp. - In: Int. RILEM Symp. on Photocatalysis, Environment and Construction Material, Florence - RILEM Publications, 2007 Conference, S. 187-194.

Photocatalytic materials in Belgium: from laboratory to on site applications

Dr. Anne Beeldens, Dr. Elia Boonen
Belgian Road Research Centre,
Woluwedal 42 - 1200 Brussels, Belgium
a.beeldens@brrc.be, e.boonen@brrc.be

Abstract

Photocatalytic concrete constitutes a promising technique to reduce a number of air contaminants such as NO_x and VOC's, especially at sites with a high level of pollution: highly trafficked canyon streets, road tunnels, urban environment, etc. The use of a double layered concrete (or two lift concrete) provides a durable solution by allowing the insertion of photoactive TiO_2 in the top layer of the concrete pavement and recycled concrete aggregates in the bottom layer, without jeopardizing the durability of the pavement. In contact with light, the TiO_2 is activated and able to reduce different pollutants in the air. A double layered concrete with photocatalytic materials in the top layer has been constructed in March 2011 on a new industrial zone in Wijnegem (province of Antwerp). This was done in the framework of a broader environmental sustainability project ECO2PROFIT, which deals with reduction of the emission of greenhouse gases and sustainable production of energy on industrial estates in the frontier area between Flanders and Holland. Other applications are found on the Leien in Antwerp and in the tunnel in Brussels. For this, extra UV light has to be added in order to activate the material.

Introduction

Emission from the transport sector has a particular impact on the overall air quality because of its rapid rate of growth: goods transport by road in Europe (EU-27) has increased by 31 % (period 1995-2009), while passenger transport by road in the EU-27 has gone up by 21 % and passenger transport in air by 51 % in the same period [1]. The main emissions caused by motor traffic are nitrogen oxides (NO_x), hydrocarbons (HC) and carbon monoxide (CO), accounting for respectively 46 %, 50 % and 36 % of all such emissions in Europe ann.

2008 [2]. These pollutants have an increasing impact on the urban air quality. In addition, photochemical reactions resulting from the action of sunlight on NO_2 and VOC's (volatile organic compounds) lead to the formation of 'photochemical smog' and ozone, a secondary long-range pollutant, which impacts in rural areas often far from the original emission site. Acid rain is another long-range pollutant influenced by vehicle NO_x emissions and resulting from the transport of NO_x , oxidation in the air into NO_3^- and finally precipitation of nitric acid with harmful consequences for building materials (corrosion of the surface) and vegetation.

Heterogeneous photocatalysis is a promising method for NO_x abatement. In the presence of UV-light, the photocatalytically active form of TiO_2 present at the surface of the material, is activated enabling the abatement of pollutants in the air. The translation from laboratory results to real cases is starting. Different applications are implemented in Belgium in order to see the influence of the photocatalytic materials on real scale and to determine the durability of the air purifying capacity over time.

Heterogeneous photocatalysis, a process for air purification

Air purification through heterogeneous photocatalysis consists of different steps: under the influence of UV-light, the photoactive TiO_2 at the surface of the material is activated. The use of TiO_2 in combination with cement leads to the transformation of among others NO_x into NO_3^- , which is adsorbed at the surface due to the alkalinity of the concrete, thereby creating a synergetic effect. Subsequently, the deposited nitrate will be washed away by rain. A more detailed description of the process as well as of the testing methods can be found in [3].

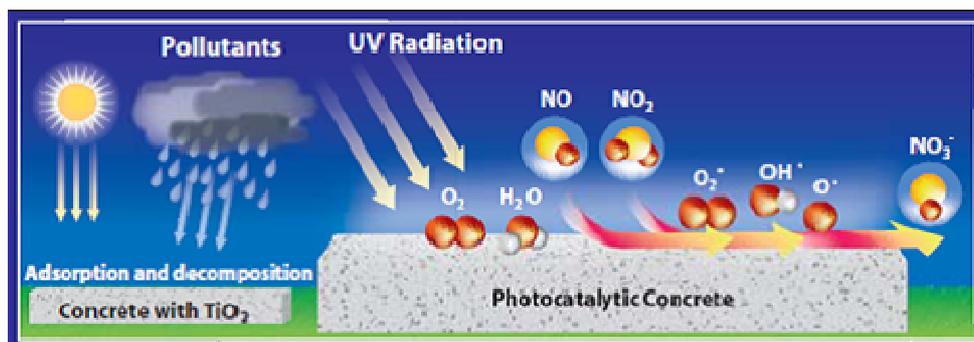


Figure 1 – Schematic of photocatalytic air purifying pavement (source: CTG).

In the case of concrete pavement blocks [4, 5], the photoactive TiO_2 is added to the wearing layer of the paver which is approximately 8 mm thick. In the case of concrete pavements, the TiO_2 is added in the top layer (40 mm thick). The fact that the TiO_2 is present over the whole thickness of the upper layer means that even if some abrasion takes place by the traffic, new TiO_2 will be present at the surface to maintain the photocatalytic activity. This has been shown through the long-term results of the efficiency of the pavement blocks placed at the Leien in Antwerp [2, 6], see further.

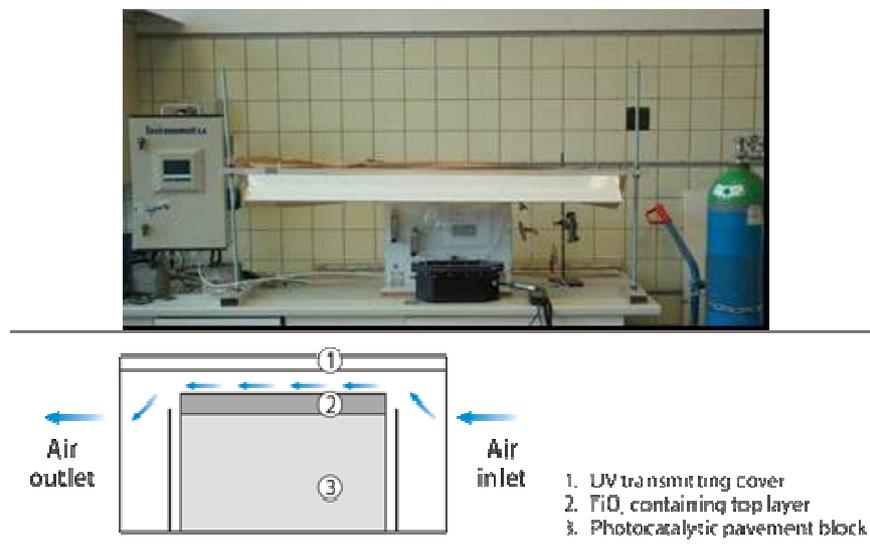


Figure 2 – Schematic and photo of measurement set-up according to ISO 22197-1 (2007) [7] at the BRRC.

The efficiency of photocatalytic materials is tested in the laboratory according to different methods. In the flow-through method according to ISO 22197-1 (2007) [7], the air, with a concentration of 1 ppmV of NO , passes over the sample, which is illuminated by a lamp with light intensity equal to 10 W/m^2 in the range between 300 and 400 nm, as illustrated in figure 2. Afterwards, the NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) concentration is measured at the outlet. In the framework of the preparation of a European standard (within CEN/TC386 [8]), a new testing method following the continuous stirred reactor principle is tested.

The influence of different test parameters affecting the photocatalytic reaction has been investigated such as temperature, light intensity, relative humidity, contact time (surface, flow velocity, height of the air flow over the sample...). In

general, it can be stated that the reduction of NO_x is higher for cementitious materials with a longer contact time (larger surface area, lower air velocity, smaller height of air flow, higher turbulence at the surface), a lower relative humidity and a higher intensity of incident light.

The relative humidity is thus an important factor as illustrated in figure 3. Clearly, the reduction of the NO_x concentration in the outlet air decreases with increasing relative humidity (RH). This has to do with the fact that the water in the atmosphere plays a role in the adhesion of the pollutants at the surface and with the competition effect that can arise between water molecules and NO_x in the air with increasing RH. Hence, the photocatalytic reaction is most efficient in dry environments.

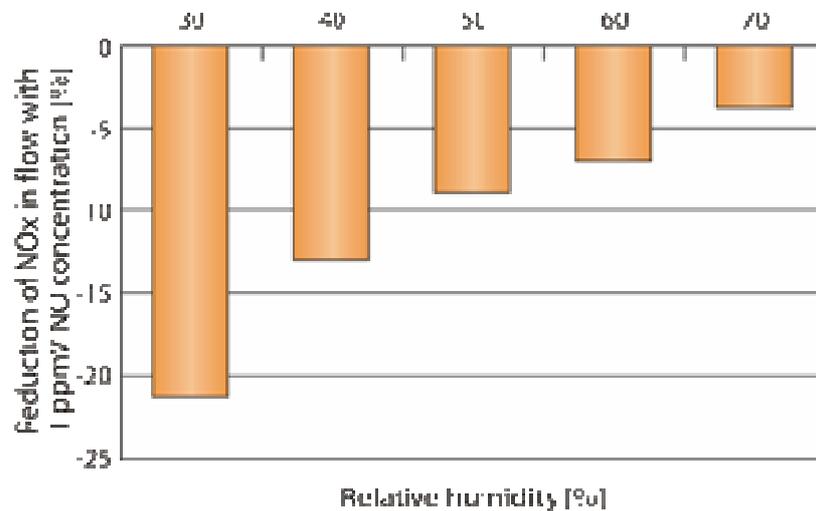


Figure 3 – Effect of relative humidity on photocatalytic efficiency of concrete material.

Pilot project in Antwerp

An important issue is the conversion of the results obtained in the laboratory to real applications. In order to see the influence of photocatalytic pavements in “real conditions”, a first pilot section of 10.000 m² of photocatalytic pavement blocks was constructed in 2004-2005 on the parking lanes of a main axe in Antwerp [2]. Figure 4 depicts a view of the parking lane, where the photocatalytic concrete pavement blocks have been applied. Only the wearing layer of the blocks contains TiO_2 . In spite of the fact that the surface applied on the Leien of Antwerp is quite important, one has to notice the relative small

width of the photocatalytic parking lane in comparison with the total street: 2*4.5 m on a total width of 60 m.



Figure 4 - Separate parking lanes at the Leien of Antwerp with photocatalytic pavement blocks.

In order to check the durability of the photocatalytic efficiency, pavement blocks were taken from the lane and measured in the laboratory without washing of the surface and after washing of the surface. The results are presented in Figure 5. They indicate a good durability of the efficiency towards NO_x abate-

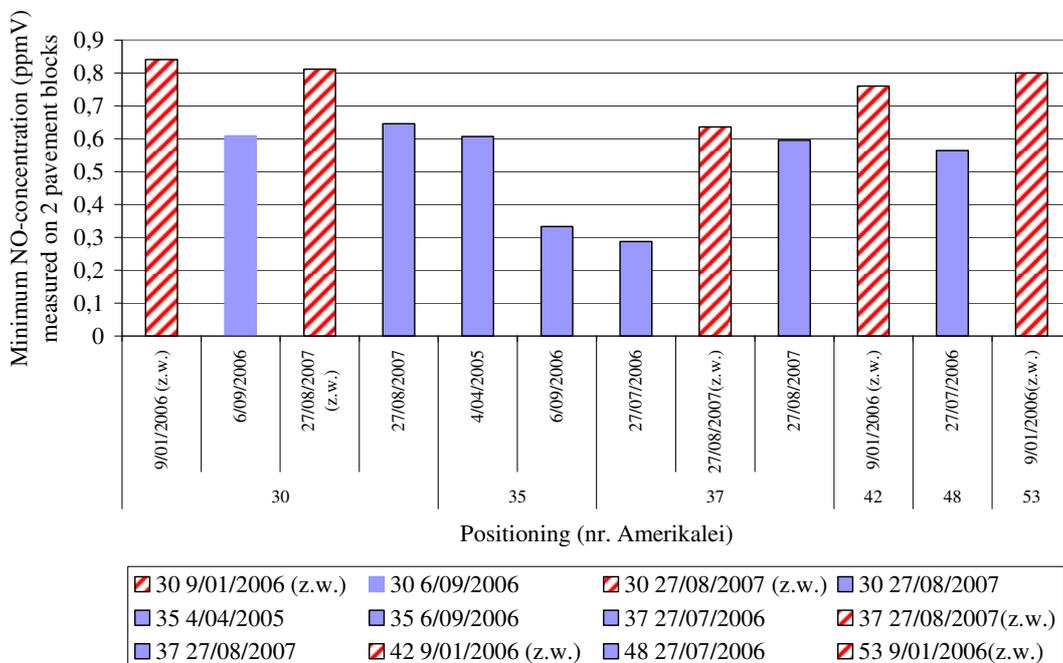


Figure 5 - NO_x concentration at the outflow, measured on 2 pavement blocks, before (z.w., hatched) and after washing the surface (purple colored).

ment. The deposition of pollutants on the surface leads to a decrease in efficiency which can be regained after washing. Measurements repeated in 2010 indicate that even after more than 6 years of service life, the photocatalytic efficiency of the material is still present [6].

Recent applications in Belgium

Since the first application in Antwerp (2004-2005), much progress has been made within the photocatalytic research area. Newer, better and more efficient materials are constantly being developed, and action is more and more broadened also to visible light responsive materials. Hence, the need still exists to develop more in situ applications in which the relation between the efficiency in laboratory and on site is established (see e.g. [9] and [10]). An overview of two such recent projects in Belgium is given in this section.

Life⁺-project PhotoPAQ

The Life⁺-project PhotoPAQ, Demonstration of Photocatalytic remediation Processes on Air Quality [11], is aimed at demonstrating the usefulness of photocatalytic (road) construction materials for air purification purposes in an urban environment. Within this consortium, consisting of 7 partners coming from 5 different countries, two extensive field campaigns will be organized in Europe, of which one in Belgium. For the latter, photocatalytic cementitious materials are applied on the side walls and roof of the Leopold II tunnel in Brussels, see Figure 6.

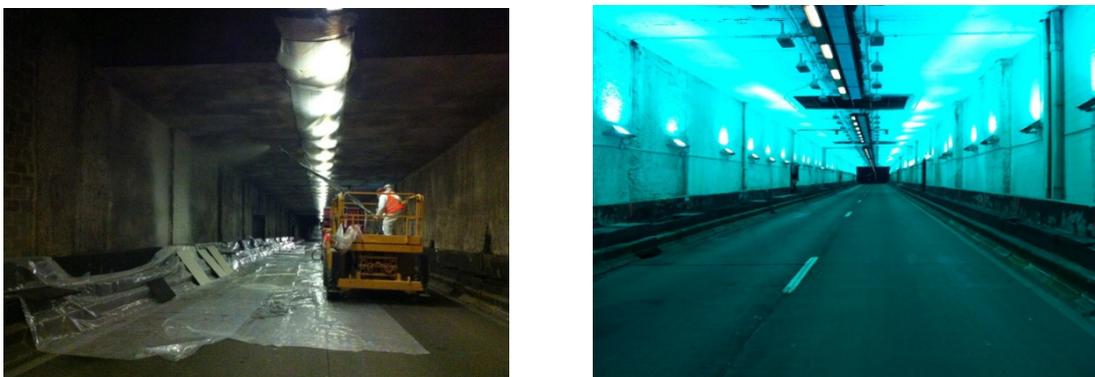


Figure 6 – Application of the product and installation of the UV-lamps in the Leopold II tunnel in Brussels for PhotoPAQ project

A test section of about 160 m in length is put in place on which an intensive measurement campaign will take place in January 2013. Not only the UV-light is a challenge for the tunnel application, but the surface also needs to be cleaned. The goal is to improve the air quality through the photocatalytic action in order to minimize the ventilation need.

INTERREG project ECO2PROFIT

The broad environmental sustainability project ECO2PROFIT deals with reduction of the emission of greenhouse gases and sustainable production of energy on industrial estates in the frontier area between Flanders and Holland. To reach these goals, several tangible demonstration projects have been planned on industrial sites in Belgium and the Netherlands.

One particular project is situated on the industrial zone “Den Hoek 3” in Wijnegem (province of Antwerp). Here, the regional development agency POM Antwerp is aiming to use a double layered concrete with recycled concrete aggregates in the bottom layer, and photocatalytic materials (TiO_2) in the top layer, for the road construction. That way, air purifying and CO_2 reducing concrete roads can be built which are both innovative and energy efficient. For this project, the BRRC was asked to set-up an elaborate testing program in the lab to help optimize the air purifying performance of the top layer, without interfering with other properties of the concrete (workability, mechanical, durability...).

Double layered concrete at ‘Den Hoek 3’ in Wijnegem

Between the 15th and 18th of March 2011, the concrete pavement of the industrial zone in Wijnegem has been constructed. The concrete was placed in two layers, wet-in-wet, with an interval time of approximately 1 hour. The bottom layer had a thickness of 180 mm, while the top layer was designed to be 50 mm. For the concrete of the bottom layer, 57 % of the coarse aggregates were replaced by recycled concrete aggregates. For the top layer with TiO_2 , commercially available cement with 4 % TiO_2 (by weight) was applied. Two slip form pavers were used to place the concrete. As can be seen in figure 7, the color of the top layer is much lighter, due to the use of white cement and the presence of the TiO_2 .



Figure 7 – Construction of the double layered concrete pavement at “Den Hoek 3” in Wijnegem.

More information on the concrete composition, the execution and the results obtained in the lab as well as on site can be found in [12] and [13]. Besides the photocatalytic concrete roads, photocatalytic pavement blocks are used for the bicycle lanes, parking spaces and foot paths.

Since this was a completely new industrial zone, it was not possible to have measurements on site before putting the photocatalytic concrete in place. The photocatalytic efficiency of the top layer was therefore measured in two ways: in the laboratory on cores taken from the surface and on site with a special measuring set-up, shown in figure 8.

The on-site box is developed in order to be able to evaluate the photocatalytic properties of the concrete pavement over time and to compare the different sites among each other. It does not measure the overall purification of the air around the pavement but enables to measure the durability of the photocatalytic efficiency. The on-site measurement technique consists of a glass frame, which is screwed air-tight on the surface and is covered with a Plexiglas, UV-transparent lid. The NO-concentration, the relative humidity and the air flow are set similar to the laboratory test set-up, i.e. 1000 ppbV NO-concentration, 50 % R.H., and an air flow of 3 l/min. The total surface covered by the box is 700*300 mm². Natural sunlight is used in first instance to activate the surface.



Figure 8 – Measurement of the photocatalytic efficiency on site (left) and in the laboratory, on cores taken from the site (right).

First of all the results, as shown in figure 9 and 10, indicate a large influence of the relative humidity. The NO_x -abatement is lower when the relative humidity increases and higher when RH decreases again. The influence of the sun light intensity (measured through the UV intensity) is also visible, but on a different scale: variations over a shorter period of time do not influence the NO_x concentration immediately; it is the average sun light intensity over a longer period that is determining the attained NO_x abatement.

Furthermore, the measurements on site indicated that the effect of applying a curing compound on the fresh concrete (to protect against dehydration) diminishes over time. These results obtained on site are in line with the results obtained in the laboratory, taking into account the difference in surface, R.H. and light intensity [13]. The measurements will also be repeated over time in order to see the influence of ageing and of traffic on the photocatalytic efficiency. New measurements will be carried out in the summer of 2013.

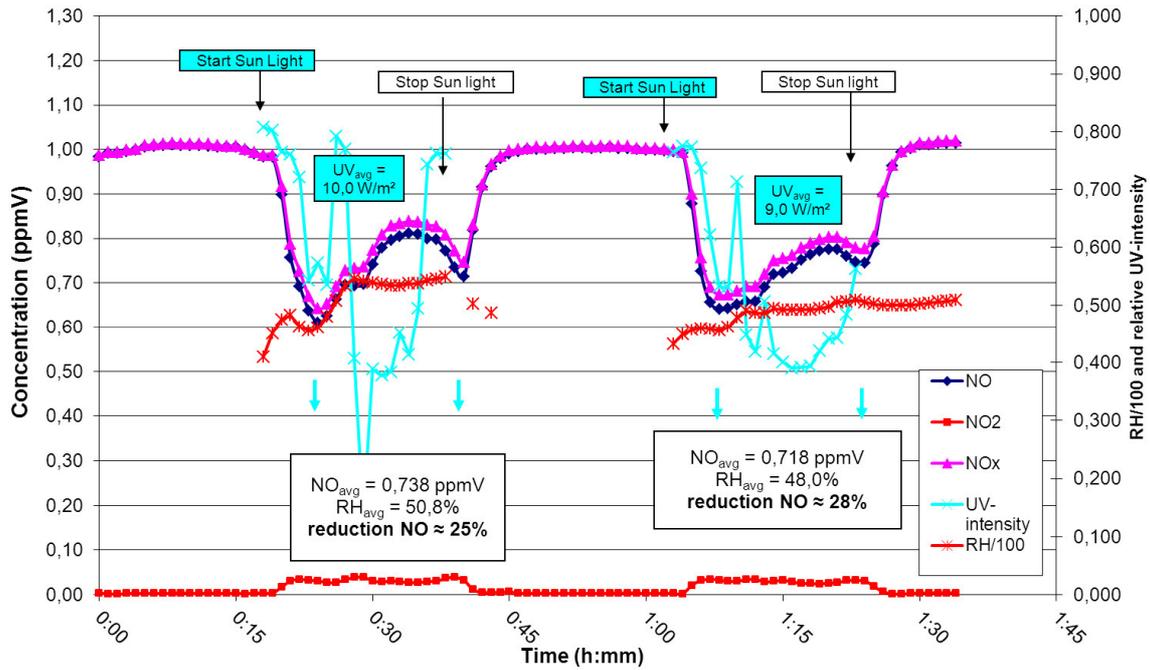


Figure 9 – NO_x concentration measured at the outlet for zone cured with a curing compound.

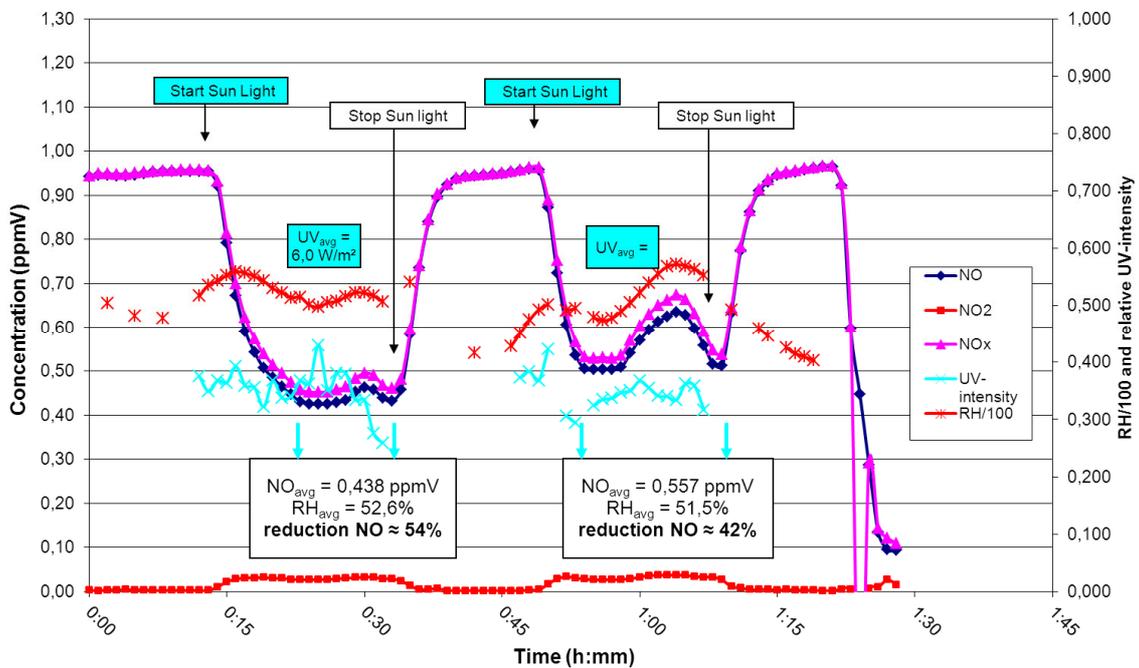


Figure 10 – NO_x concentration measured at the outlet for zone cured with a plastic sheet.

Conclusions and perspectives

The use of photocatalytic materials to minimize air pollution by traffic is applied more frequently on site in horizontal as well as in vertical applications, also in Belgium. Laboratory results indicate a good efficiency towards the abatement of NO_x in the air by using photocatalytic materials. The durability of the photocatalytic action remains intact. However, the relative humidity is an important parameter, which may reduce the efficiency on site. If the RH is high, the water will be adsorbed at the surface and prevent the reaction with the pollutants.

Measurements in the past indicated a decrease of pollution peaks on site due to the presence of the photocatalytic material. Repeated measurements in the laboratory on photocatalytic concrete pavement blocks confirm the efficiency over time, even after more than six years of service life. Although a reduction in efficiency is noticed due to the deposition of nitrates on the surface, the original efficiency can be regained by washing the surface.

The translation from the laboratory results to the “on-site efficiency” is still a difficult factor, because of the great number of parameters involved. Hence, there is still a need for large scale applications to demonstrate the effectiveness of photocatalytic materials on a “real scale” including also other positive effects (O_3 , VOC's, PM...). To this purpose, two recent applications have also been started up in Belgium, which show already some promising results. In addition, the best results will be achieved by modeling the environment, validating the model by measurements followed by an implementation of the different parameters to assess the real life effect. One must bear in mind that photocatalytic applications are only effective in case of good contact between pollutants and the active surface. Parameters as wind, street configuration and pollution source play an important role.

References

European Commission (2011) EU Energy and Transport in Figures, Statistical Pocketbook 2011. Publications Office of the European Union, Brussels. Accessible through internet at:

http://ec.europa.eu/transport/publications/statistics/statistics_en.htm

- Beeldens, A. (2008). Air purification by pavement blocks: final results of the research at the BRRC, Proceedings of Transport Research Arena Europe – TRA 2008, Ljubljana, Slovenia, June 2006.
- Ohama Y., Van Gemert D. (2011). “Application of Titanium Dioxide Photocatalysis to Construction Materials“, State-of-the-Art Report of the RILEM Technical Committee 194-TDP, Springer, XII, 48 p.
- Murata Y., Tawara H., Obata H., Murata K. (1997). ‘NO_x-cleaning paving block’, EP-patent 0786283 A1, Mitsubishi Materials Corporation, Japan.
- Cassar L., Cucitore R., Pepe C. (2005). ‘Cement-based paving blocks for photocatalytic paving for the abatement of urban pollutants’, EP-patent 1601626, Italcementi S.p.A., Italy.
- Beeldens, Boonen (2011). “Photocatalytic applications in Belgium, purifying the air through the pavement”, Proceedings of the XXIVth World Road Conference, Mexico, September 2011.
- ISO 22197-1 (2007), Fine ceramics (advanced ceramics, advanced technical ceramics) – Test method for air-purification performance of semiconducting photocatalytic materials - Part 1: Removal of nitric oxide, International Standards Organisation.
- CEN/TC386 Photocatalysis, WG 2 Air purification, Business Plan (2007), www.cen.eu/cen/Sectors/TechnicalCommitteesWorkshops/CENTechnicalCommittees/Pages/default.aspx.
- Guerrini G., Peccati E., ‘Photocatalytic cementitious roads for depollution’, International RILEM symposium on Photocatalysis, Environment and Construction Materials, 8-9 October 2007, Florence, Italy, pp. 179-186.
- Luminari M., NR2C final workshop, Brussels, 16th November 2007.
- Life+-project PHOTOPAQ (2010-2013), see <http://photopaq.ircelyon.univ-lyon1.fr/>.
- Beeldens A., Boonen E., ‘A double layered photocatalytic concrete pavement: a durable application with air-purifying properties’, Proceedings of 10th International Conference on Concrete Pavements (ICCP), Quebec, July 2012.
- Boonen E., Beeldens A. (2012). “Photocatalytic roads: from lab testing to real scale applications”, European Transport Research Review, Published online 9 September 2012, DOI 10.1007/s12544-012-0085-6, 11p.

Acknowledgements

The author wishes to thank IWT (the Institute for the Promotion of Innovation by Science and Technology in Flanders), Life+, European Union EFRO and INTERREG for the support of the different projects.



met de steun van:



Onderstaande partners nemen deel aan het Interreg project eco2profit



Dortmunder Pilotprojekt Park der Partnerstädte / Leonie-Reygers-Terrasse mit photokatalytisch aktiver Betonoberfläche

Dipl.-Ing. Sylvia Uhlendahl ¹⁾, Dipl.-Ing. Siegfried Riffel ²⁾,
Dr.rer.nat Ralf Kurtenbach ³⁾, Dr.-Ing. Thomas Flassak ⁴⁾,

¹⁾ Stadt Dortmund; Bereich Bau,
Königswall 14, 44137 Dortmund, suehlendahl@stadtdo.de

²⁾ HeidelbergCement AG, E&A - Projekte Infrastruktur,
Herzog-Ulrich-Weg 4, 74388 Talheim,
siegfried.riffel@heidelbergcement.com

³⁾ Bergische Universität Wuppertal Fachbereich C - Physikalische Chemie,
Gaußstraße 20, 42097 Wuppertal, kurtenba@uni-wuppertal.de

⁴⁾ Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG,
An der Rossweid 3, 76229 Karlsruhe, thomas.flassak@lohmeyer.de

1. Einführung

In vielen Großstädten stellt die Luftqualität zunehmend ein großes Problem dar. Neben dem Feinstaubproblem sind es heute vor allem Stickoxide (NO_x) und flüchtige organische Verbindungen (VOC), die die Luftqualität massiv beeinträchtigen. Die Stickoxide entstehen hauptsächlich bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe (z.B. Öl, Kohle und Holz), beispielsweise in Otto- und Dieselmotoren im Straßenverkehr oder beim Hausbrand in Kleinfeuerungsanlagen. Für die Menschen ist die Aufnahme von Stickstoffdioxid über die Atmung von besonderer gesundheitlicher Relevanz. Bei langfristiger Exposition gegenüber NO₂-Außenluftkonzentrationen mit 10 bis 80 µg/m³ treten nach aktuellen medizinischen Studien Atemwegserkrankungen wie Husten, Bronchitis und Lungenfunktionsbeeinträchtigungen häufiger auf. Hiervon sind besonders Menschen betroffen, die an verkehrsreichen Straßen leben. Zudem wird in diesen Lebensräumen durch Ozon (O₃) ein weiteres gesundheitliches Problem verur-

sacht, da in den bodennahen Schichten die Stickoxide (NO_x) zusammen mit den VOC's die Vorläufersubstanzen von Ozon bilden.

Aus diesem Grund sind zum Schutz der Gesundheit in der 39. Bundes-Immissionsschutzverordnung (BImSchV) bzw. Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG des Rates [4] Grenzwerte für Stickstoffdioxid verbindlich geregelt. Seit dem 01. Januar 2010 ist in Deutschland, gemäß der EU-Richtlinie, ein maximaler NO_2 -Jahresmittelwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie ein Stickstoffdioxid-Einstundenmittelwert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ einzuhalten.

An vielen innerstädtischen stationären Messstationen werden die NO_2 -Grenzwerte teilweise noch deutlich überschritten, so dass künftig wirkungsvolle verkehrliche und bauliche Maßnahmen notwendig sind, um die gesetzlichen Vorgaben einzuhalten. Bei entsprechenden Grenzwertüberschreitungen sind die Kommunen aufgefordert, in Luftreinhalteplänen die Abhilfemaßnahmen zu formulieren und umzusetzen. Nach den heutigen Erkenntnissen und praktischen Erfahrungen hat sich aber gezeigt, dass allein durch verkehrliche Maßnahmen beispielsweise durch Verkehrsverlagerungen durch Umleitungsmaßnahmen, Fahrverboten und Geschwindigkeitsbeschränkungen keine signifikanten Erfolge in Bezug auf die Einhaltung der Grenzwerte erzielt werden können. Deshalb müssen künftig für die Problemlösung an verkehrsreichen Straßen, neben den verkehrlichen Maßnahmen, auch bauliche Maßnahmen wie beispielsweise photokatalytisch aktive Betonoberflächen (z.B. Fahrbahnen, Gehwege, Fassaden und Dachsteine) realisiert werden.

Vom Gesetzgeber sollen in 2013 die Emissionsgrenzwerte von Pkw's weiter gesenkt werden, so dass die Automobilindustrie gefordert ist, für ihre Fahrzeuge eine entsprechend wirkungsvolle Abgasreinigung zu entwickeln. Für die Fahrzeugflotte mit Benzinmotoren dürfte das mit dem Drei-Wege-Katalysator gelöst werden können. Doch trotz der verbesserten Abgasreinigung nimmt der Stickstoffdioxidanteil (NO_2) in der Luft - insbesondere an Messstationen an verkehrsreichen Straßen - zu, was auf den erhöhten NO_2 -Direktausstoß von Dieselfahrzeugen mit Oxidationskatalysator zurückzuführen ist. Selbst nach Einführung von umweltfreundlicheren Dieselfahrzeugen wird es noch viele Jahre dauern, bis die gesamte Altfahrzeugflotte ersetzt ist.

Um kurz- bzw. mittelfristig Erfolge bei der Verbesserung der Luftqualität erreichen zu können, ist die Photokatalyse als sinnvolle Ergänzung zu den bisherigen Aktionen zu sehen. Nach Meinung vieler Experten kann das Problem „Luft-

schadstoffe“ nur mit vielen Einzelmaßnahmen nach dem Prinzip „Mosaiksteinchen“ gelöst bzw. abgemindert werden.

Bei der Photokatalyse, einem komplizierten chemischen Prozess, bilden sich auf der Oberfläche hochreaktive Verbindungen, die organische und anorganische Schadstoffe oxidieren können, wobei z.B. Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid aus der Luft in unschädliches Nitrat (NO_3) umgewandelt werden. Die photokatalytische Reaktion findet bei entsprechendem Licht permanent statt.

Bei dem Pilotprojekt „Park der Partnerstädte / Leonie-Reygers-Terrasse“ mit photokatalytisch aktiven TioCem[®]-Betonoberflächen wurde von der Stadt Dortmund ein innovativer Schritt in Bezug auf Luftreinhaltung getan.

TioCem[®] ist ein Portlandhüttenzement (CEM II/A-S 42,5 R) nach DIN EN 197-1 [1] mit photokatalytischen Eigenschaften der auch den Anforderungen an einen Zement für Fahrbahndecken aus Beton nach den TL Beton-StB [3] genügt. TioCem[®] hat durch die Verwendung von speziellem Titandioxid (nanokristallines TiO_2) als Katalysator ausgezeichnete photokatalytische Eigenschaften. Das durch die Photokatalyse entstandene Nitrat mineralisiert an der Betonoberfläche und wird mit dem nächsten Regen abgewaschen und kontrolliert in der Kanalisation abgeleitet.

Nach bisherigen Erkenntnissen können photokatalytisch aktive Betonoberflächen dazu beitragen, Immissionsspitzen zu „kappen“, was in der Praxis bedeutet, die Anzahl der Überschreitungen des Stickstoffdioxid-Einstundenmittelwertes über $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. die Überschreitungshäufigkeit des Stickstoffdioxid-Kurzzeitgrenzwertes zu reduzieren.

Ziel und Motivation des Dortmunder Pilotprojektes ist es, durch die photokatalytische Wirkung des Betons eine Verbesserung der Luftqualität entlang des hoch belasteten Wallrings zu erzielen und – ggf. in Kombination mit weiteren Maßnahmen - eine Absenkung des in der Nullmessung 2011 ermittelten NO_2 -Immissionswertes von $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis unterhalb des NO_2 -Grenzwertes für den Jahresmittelwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu erreichen.

Mit In-situ-Messungen durch die Universität Wuppertal in Kombination mit einer numerischen Simulation (MISKAM) vom Ing.-Büro Lohmeyer, Karlsruhe soll die Wirksamkeit der photokatalytisch aktiven Betonoberflächen ermittelt werden. Mit der Kombination: Messung / Simulation soll somit auch zuverlässig und belastbar der Ist-Zustand mit den Nullmessungen von 2011 verglichen werden.

2. Baumaßnahme

Nach Verlegung der Dortmunder Union-Brauerei hat sich auf dem ehemaligen Brauereigelände rund um das denkmalgeschützte und heute kulturell genutzte Gebäude des U-Turms ein hochwertiger Standort in bester Innenstadtlage Dortmunds entwickelt. Im Zusammenhang mit der Entwicklung des ehemaligen Brauereigeländes, der geänderten Verkehrsführung und der Neuordnung der Flächen sind im Vorfeld des U-Turms zwei neue städtebaulich hochwertig gestaltete Platzflächen entstanden. Die neuen Platzflächen grenzen unmittelbar an den mit 42.000 Kfz/24h (DTV) hoch belasteten Wallring und die mit 17.500 Kfz/24h (DTV) belastete Brinkhoffstraße. Auch die Rheinische Straße, mit einem DTV-Wert von 27.000 Kfz/24h liegt in unmittelbarer Platznähe.

Vor diesem Hintergrund hat die Stadt Dortmund in Bezug auf Gestaltung und Umweltschutz bei diesem Projekt Neuland betreten, denn für die Oberflächengestaltung wurde hier ein neues, innovatives Konzept mit einer photokatalytisch aktiven Betonoberfläche aus Ortbeton und Natursteinbändern entwickelt und umgesetzt. Die Herstellung der Ortbetonplatten erfolgte in zwei Arbeitsgängen „frisch in frisch“, einem 18 cm dicken Unterbeton sowie einem 5 cm dicken Oberbeton mit einer feinen Besenstrichstruktur. Der Oberbeton wurde mit dem photokatalytisch aktiven Zement TioCem[®] von HeidelbergCement hergestellt. Insgesamt wurden 3.335 m² Platzfläche in der Ortbetonbauweise befestigt sowie 1.385 m Natursteinblöcke und 1.000 m² Großpflaster verlegt. Auf den Platzflächen wurden circa 770 m³ Beton, davon 170 m³ mit dem photokatalytisch aktiven Zement TioCem[®], händisch eingebaut. Optisch aufgelockert wird die Platzfläche – daher auch der Name „Park der Partnerstädte“ – durch große konvex geformte Pflanzlinsen sowie der bestehenden und erhaltenen Platane. Die Bepflanzung erfolgte mit Gleditschien. Eingefasst sind die Pflanzlinsen mit Betonringfertigteilen, die ebenso als Sitzmöglichkeit dienen, und somit zum Verweilen auf der Fläche einladen.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Feldmessung

Im Zeitraum vom 30.05.2011 bis 07.06.2011 wurden von der Bergischen Universität Wuppertal vor der Befestigung der Platzfläche mit photokatalytisch aktivem Beton „Nullmessungen“ von NO, NO₂ und O₃ durchgeführt. In der Abbildung 1 sind exemplarisch die NO-, NO₂- und O₃-Immissionswerte als 30 s-Mittelwerte für den Zeitraum vom 02.06.2011 bis 07.06.2011 dargestellt. Man erkennt an den Wochentagen, Freitag den 03.06. und Montag den 06.06. für NO und NO₂ in den Morgenstunden typische „Rush Hour Peaks“, die vom Kfz-Verkehr verursacht werden. Hingegen beobachtet man am Wochenende, Samstag den 04.06. und Sonntag den 05.06. keine „Rush Hour Peaks“, da das Verkehrsaufkommen am Wochenende am Park der Partnerstädte deutlich geringer ist.

Die in Abbildung 1 erkennbaren größeren NO₂-Konzentrationen gegenüber den NO-Konzentrationen, weisen auf einen langen Transportweg der Luftmasse von der Emissionsquelle, dem Kfz-Verkehr, hin. Dadurch wird das bei der Kfz-Emission primär freigesetzte NO (direkt) zum größten Teil durch O₃ zum sekundären NO₂ (indirekt) oxidiert. Das an der Station gemessene NO₂ setzt sich daher aus einem geringen, direkt emittierten Anteil (direkt) und einem großen, durch Photochemie gebildeten, sekundären Anteil (indirekt) zusammen. Die ausgeprägte Antikorrelation zwischen NO und O₃ weist ebenfalls auf die schnelle Bildung von sekundärem NO₂ (indirekt) hin.

Die beobachteten NO₂-Konzentrationen liegen überwiegend oberhalb des für NO₂ gültigen Grenzwertes für den Jahresmittelwert von 40 µg/m³. Des Weiteren erkennt man O₃-Maxima am späten Nachmittag, die typisch für die photochemische Ozonbildung sind.

Für den Zeitraum vom 30.05.2011 bis 07.06.2011 wurden im Mittel Konzentrationen für NO₂ von 46 µg/m³, für NO von 5 µg/m³ und für Ozon (O₃) von 64 µg/m³ erfasst. Damit lag der NO₂-„Nullwert“ deutlich oberhalb des NO₂-Grenzwertes für den Jahresmittelwert von 40 µg/m³. Für den Park der Partnerstädte besteht daher Handlungsbedarf, um eine Reduktion der NO₂-Konzentration zu erreichen.

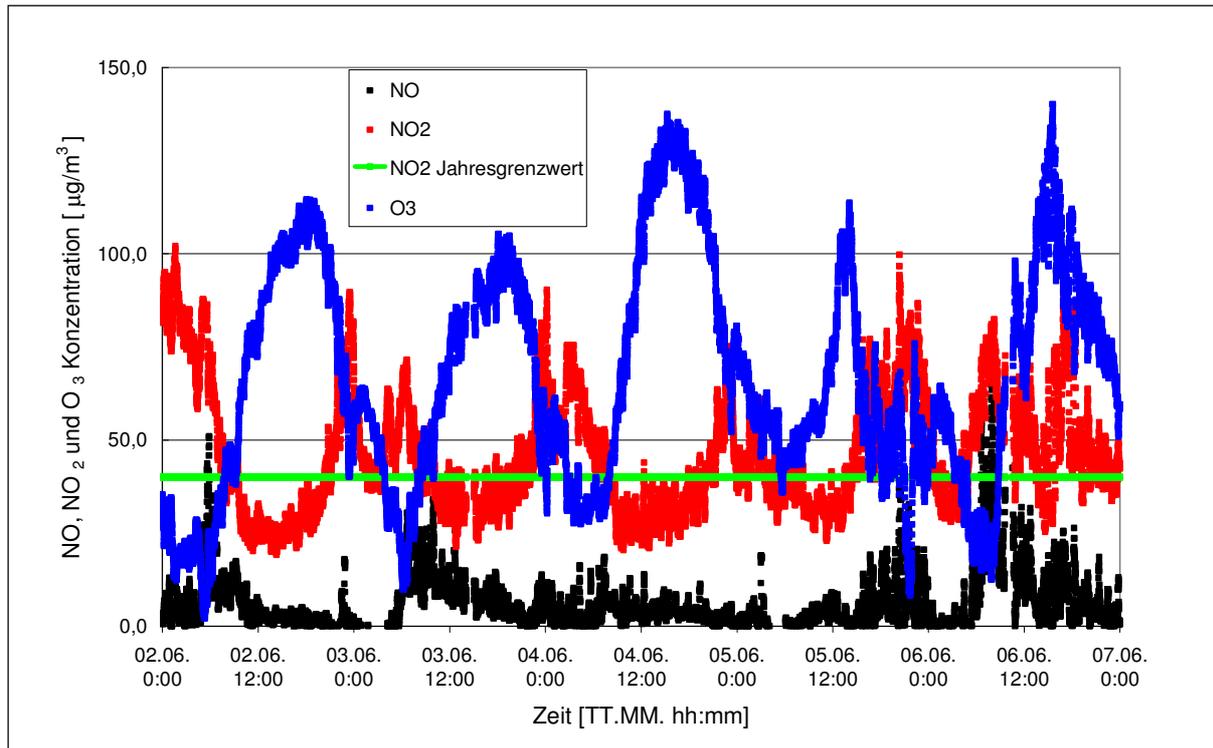


Abbildung 1: NO -, NO_2 - und O_3 -Immissionswerte (30 s-Mittelwerte) an der Messstation Dortmund, Park der Partnerstädte im Zeitraum vom 02.06.2011 bis 07.06.2011

Von Mitte März 2012 bis Mitte Oktober 2012 wurden auf dem Park der Partnerstädte in Dortmund die photokatalytisch aktiven Betonflächen mit TioCem[®] hergestellt. Beim Betoneinbau wurden auch Probekörper für Laboruntersuchungen bezüglich der Photoaktivität hergestellt. Am HeidelbergCement Technology Center (HTC) wurde in einer Beprobungskammer nach UNI 11247:2007 [2] ein NO_x -Abbau von 43,0 bis 60,7 % gemessen. Des Weiteren wurde an der Bergischen Universität Wuppertal die Abbaugeschwindigkeiten (up-take Koeffizienten) für NO und NO_2 an TioCem[®]-Probekörpern bestimmt, die für die numerischen Simulationen der Wirksamkeit der photokatalytisch aktiven Betonfläche benötigt wurden.

Nach Fertigstellung der Verkehrsflächen wurde für die Berechnung der Wirksamkeit der photokatalytisch aktiven Betonoberflächen vom 29.10.2012 bis 23.11.2012 die erste Messkampagne (Ist-Zustand) durchgeführt. Die Messungen werden derzeit ausgewertet.

3.2. Numerische Simulation (MISKAM)

Vom Ingenieurbüro Lohmeyer, Karlsruhe wurden für den Park der Partnerstädte / Leonie-Reygers-Terrasse numerische Simulationen mit einer angepassten Version des Modells MISKAM durchgeführt.

Der photokatalytische Abbauprozess wird in Analogie zu Depositionsprozessen modelliert. Es kommt ein Widerstandsmodell nach der VDI Richtlinie 3782 Blatt 5 [6] zum Einsatz.

Zunächst wurde eine Simulation mit dem Modell MISKAM [7] für den Nullfall (also noch ohne photokatalytisch wirksame Beläge) für den Zeitraum der oben genannten Messkampagne durchgeführt (im Folgenden Nullfall Messzeitraum genannt). Ein Vergleich mit NO_x -Messdaten an der Messstelle sollte zunächst aufzeigen, ob das gewählte Modell die Belastungssituation auf dem betrachteten Park der Partnerstädte / Leonie-Reygers-Terrasse realistisch wieder gibt. Des Weiteren erfolgte eine Betrachtung des Nullfalls im gesamten Jahr 2011 (im Folgenden Nullfall 2011 genannt).

Für die Untersuchung der photokatalytischen Wirksamkeit des TioCem[®]-Betonbelages wurde eine weitere Berechnung unter Berücksichtigung des TioCem[®]-Betonbelages auf dem Park der Partnerstädte / Leonie-Reygers-Terrasse simuliert (im Folgenden Planfall 2011 genannt). Durch den Vergleich beider Rechnungen kann die Wirkung des TioCem[®]-Betonbelages eingeschätzt werden. Die Berechnungen erfolgten aufgrund der Situation vor Ort ohne Berücksichtigung der verkehrserzeugten Turbulenz. Im Rahmen des Projektes wurde auch untersucht, welchen Einfluss dieser Parameter auf die Ergebnisse ausübt.

Vorbelastungsinformationen und Informationen zur großräumigen Windverteilung lagen von der Messstelle Dortmund-Eving (DMD2) des LANUV NRW vor.

Die Berechnung mit dem Modell MISKAM (jeweils Null- und Planfall) erfolgte für folgende Fälle:

1. NO_x -Jahresmittelwert
2. Tagsituationen mit mittleren Windgeschwindigkeiten $\leq 1,0$ m/s
3. Tagsituationen mit mittleren Windgeschwindigkeiten $\leq 0,5$ m/s

Die Berechnungen für den Nullfall in der Messwoche 30.05.2011 bis 07.06.2011 vergleichen sich an der Messstelle gut mit den dort gemessenen Daten. Eine Korrektur der Emissionen war deshalb nicht notwendig.

Im Jahresmittel kann entsprechend der hier vorgestellten Berechnungsergebnisse an der im Planfall 2011 eine Reduktion des NO_x-Jahresmittelwertes um bis zu 1,4 % erreicht werden. Damit sind die Reduktionen geringer als in geschlossenen Straßenschluchten. Die räumliche Verteilung der Reduktion des NO_x-Jahresmittelwertes zeigt Abbildung 2.

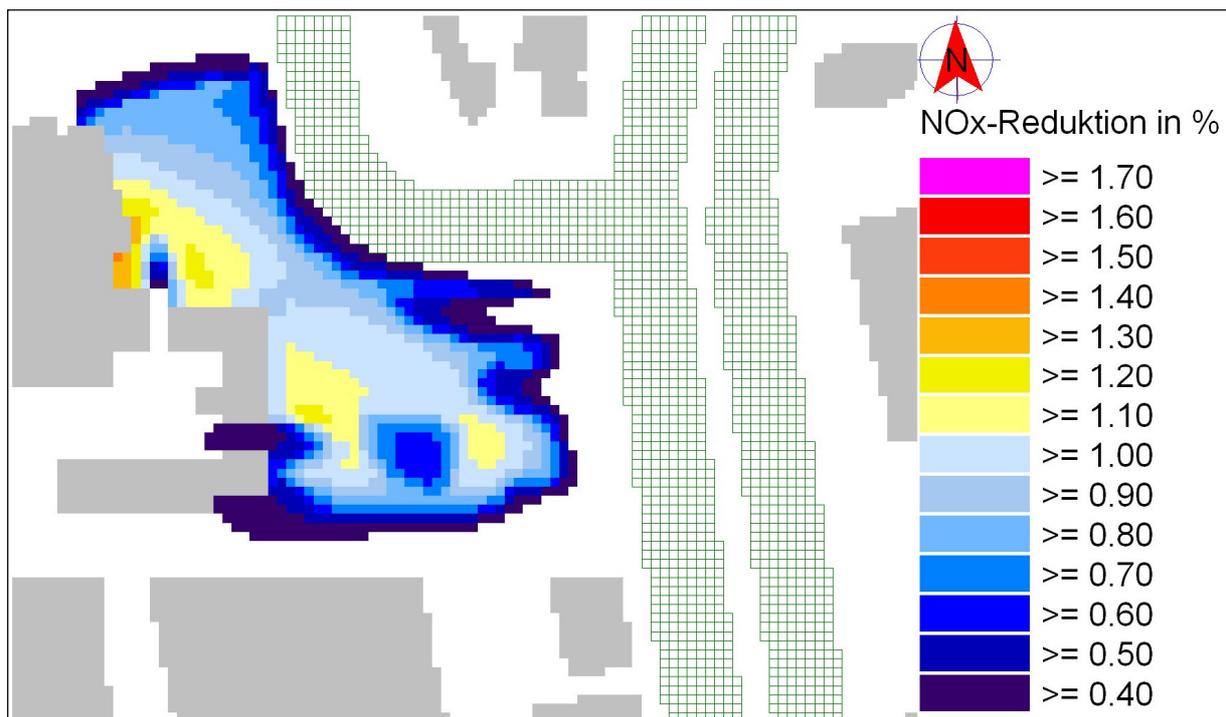


Abbildung 2: Berechnete, durch den TioCem®-Betonbelag zu erwartende relative Reduktion des NO_x-Jahresmittelwertes im Jahr 2011 in ca. 1,5 m über Grund

Die Simulationen zeigen, dass die prozentuale NO_x-Minderungswirkung mit abnehmender Windgeschwindigkeit zunimmt. Niedrige Windgeschwindigkeiten sind in der Regel korreliert mit hohen Schadstoffkonzentrationen. Im vorliegenden Fall könnten in ca. 1 % der Zeit Reduktionen des NO_x-Wertes um ca. 7 % erreicht werden (Windgeschwindigkeit ≤ 0,5 m/s), in zusätzlichen ca. 4 % der Zeit (Windgeschwindigkeit zwischen 0,5 und 1 m/s) ca. 4 % Reduktion. Es ist festzustellen, dass auch bei den Kurzzeitwerten die mögliche Reduktion bei

niedrigen Windgeschwindigkeiten geringer ist als in einer geschlossenen Straßenschlucht.

4. Fazit / Ausblick

Am Pilotprojekt „Park der Partnerstädte / Leonie-Reygers-Terrasse“ konnte mit der angepassten Version von MISKAM die Konzentrationsverteilung der Stickoxide mit und ohne Berücksichtigung der photokatalytischen Wirkung der Oberflächen gut simuliert werden.

Mit der numerischen Simulation konnte die Verringerung der NO_x -Konzentration in der Luft infolge des photokatalytischen NO_x -Abbaus belegbar werden.

Aufgrund der schnellen Oberflächenreaktion bei der Photokatalyse zeigte es sich auch hier beim Pilotprojekt, dass die Meteorologie - insbesondere die Strömungs- und Windgeschwindigkeit sowie die solare Strahlungsintensität - der entscheidende Faktor hinsichtlich der möglichen photokatalytischen Stickoxidminderung darstellt. Deshalb kann es selbst, innerhalb eines Platzes oder Straßenzuges mit der üblichen heterogenen Randbebauung zu extremen Unterschieden in den Schadstoffkonzentrationen und der Durchlüftung und somit auch in der Schadstoffminderungsrate infolge der Photokatalyse kommen. Dieses Phänomen wurde auch beim Pilotprojekt am U-Turm in Dortmund festgestellt.

Wie die Ergebnisse zeigen, nimmt die prozentuale NO_x -Minderungswirkung erwartungsgemäß mit abnehmender Windgeschwindigkeit zu. Niedrige Windgeschwindigkeiten korrelieren in der Regel mit hohen Schadstoffkonzentrationen, so dass photokatalytisch aktive Betonoberflächen wirksam dazu beitragen können, Immissionsspitzen zu "kappen".

Diese „Kappung“ der Immissionsspitzen ist vor allem im Zusammenhang mit dem Stickstoffdioxid-Kurzzeitgrenzwert zu sehen. Derzeit sind maximal 18 Überschreitungen/Jahr des 1 h-Mittelwertes von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zulässig. Das bedeutet, dass photokatalytisch aktive Betonoberflächen durch die spezielle Eigenschaft Immissionsspitzen zu „kappen“ effektiv helfen können, die Anzahl der Überschreitungen des Stickstoffdioxid-Einstundenmittelwertes über

200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zu reduzieren, und somit der Stickstoffdioxid-Kurzzeitgrenzwert eingehalten werden kann.

Die Wirksamkeit der Photokatalyse bzw. der photokatalytische Effekt hängt im Hinblick auf die Luftqualität auf einem Platz oder in einer Straße primär vom Stofftransport zwischen den NO_x -Quellen hin zu der photokatalytisch aktiven Betonoberfläche ab, wo die chemische Reaktion abläuft.

Grundsätzlich werden in Laborversuchen unter definierten, optimalen Verhältnissen gegenüber In-situ-Messungen deutlich höhere NO_x -Abbauraten gemessen, die aber in Bezug auf das Verbesserungspotenzial der Luftqualität im Stadtgebiet keine Aussage zulassen. Deshalb kann nur, wie beim Pilotprojekt in Dortmund praktiziert, auf der Basis von Simulationsberechnungen und parallel durchgeführten In-situ-Messungen die nachhaltige Wirkung der photokatalytisch aktiven Betonoberflächen zweifelsfrei nachgewiesen werden.

Photokatalytisch aktive Betonoberflächen können grundsätzlich einen Beitrag zur Verbesserung der Luftqualität in urbanen Lebensräumen leisten. Um künftig in stark stickoxidbelasteten Stadtgebieten die Effizienz der Luftschadstoffreduzierung zu steigern, sollten einerseits die NO_x -Emissionsquellen nachhaltig, wie z. B. durch verbesserte Autoabgasreinigung eingeschränkt und andererseits die Photokatalyse mit anderen Möglichkeiten wie beispielsweise mit Geschwindigkeitsbeschränkungen, Fahrverbote etc. angewendet werden, so dass aus den vielen Mosaiksteinchen ein wirkungsvolles Gesamtkonzept zur Luftreinhaltung entsteht.

Photokatalytisch aktive Betonoberflächen haben damit das Potenzial, langfristig und nachhaltig die Luftreinhaltestrategien in den Städten zu unterstützen.

5. Literatur

- [1] DIN EN 197-1: Zement – Teil 1: Zusammensetzung, Anforderungen und Konformitätskriterien von Normalzement

- [2] UNI 11247: Diterminazione dell'attività di degradazione di ossidi di azoto in aria de parte di materiali inirganic fotocatalytici

- [3] TL Beton-StB: Technische Lieferbedingungen für Baustoffe und Baustoffgemische für Tragschichten mit hydraulischen Bindemitteln und Fahrbahndecken aus Beton

- [4] 39. Bundes-Immissionsschutzverordnung (BImSchV) vom 2. August 2010 bzw. Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG des Rates vom 21. Mai 2008

- [5] VDI-Richtlinie 3783 Blatt 9. Umweltmeteorologie. Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle. Evaluierung für Gebäude- und Hindernisströmung. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normenausschuss, Düsseldorf, November 2005

- [6] VDI Richtlinie 3782 Blatt 5. Umweltmeteorologie. Atmosphärische Ausbreitungsmodelle. Depositionsparameter. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN, Düsseldorf, April 2006

- [7] Eichhorn, J.; Kniffka, A. (2010): The numerical flow model MISKAM: State of development and evaluation of the basic version. Meteorologische Zeitschrift, Vol 19. No. 1, pp. 081-90

NOxer® – Eine Lösung für photokatalytische Straßenbeläge unter hoher Verkehrsbelastung

Dipl.-Ing. Stephan Hedt ¹⁾, Dr.-Ing. Knut Johannsen ²⁾

¹⁾ EUROVIA Teerbau GmbH, Kulemannstieg 10, 22457 Hamburg
stephan.hedt@eurovia.de

²⁾ EUROVIA Services GmbH, Rheinbabenstraße 75, 46240 Bottrop
knut.johannsen@eurovia.de

Allgemeines

Die EU hat mit Richtlinie 2008/50/EG verbindliche Grenzwerte unter anderem auch für die Stickoxidkonzentration bindend vereinbart [1]. Die praktische Umsetzung dieser Vorgaben ist jedoch im Detail schwierig und von vielen örtlichen Randbedingungen abhängig. Vor allem in Ballungsgebieten und an hochbelasteten Verkehrswegen ist demnach an vielen verkehrsnahen Messstellen auch weiterhin mit Überschreitungen der Stickoxidbelastungen zu rechnen (siehe Abbildung 1), so dass in mehreren Bundesländern EU-Vertragsverletzungsverfahren nicht auszuschließen sind. Auf Antrag kann die Frist zur Einhaltung eines Grenzwerts um bis zu fünf Jahre verlängert werden (vgl. Art. 22 der Richtlinie 2008/50/EG), so dass dieses für den Luftschadstoff NO₂ bis zum 1. Januar 2015 gelten würde. In Anbetracht drohender Strafzahlungen in maßgeblicher Höhe bei fortlaufender Grenzwertüberschreitung besteht insofern Handlungsbedarf in Bezug auf eine aktive Reduktion von Luftschadstoffen.

Photokatalytische Oberflächen können hierzu einen wichtigen Beitrag leisten. Die grundsätzliche Wirkungsweise basiert dabei auf der bekannten Reaktion des Luftsauerstoffs bei Einwirkung von energiereicher Strahlung auf Titandioxid (siehe Abbildung 2). Die erzielbare Reduzierung der Stickoxid-Konzentration ist neben örtlichen und meteorologischen Randbedingungen insbesondere abhängig von der Gesamtfläche der verfügbaren photokatalytisch wirkenden Oberflächen.

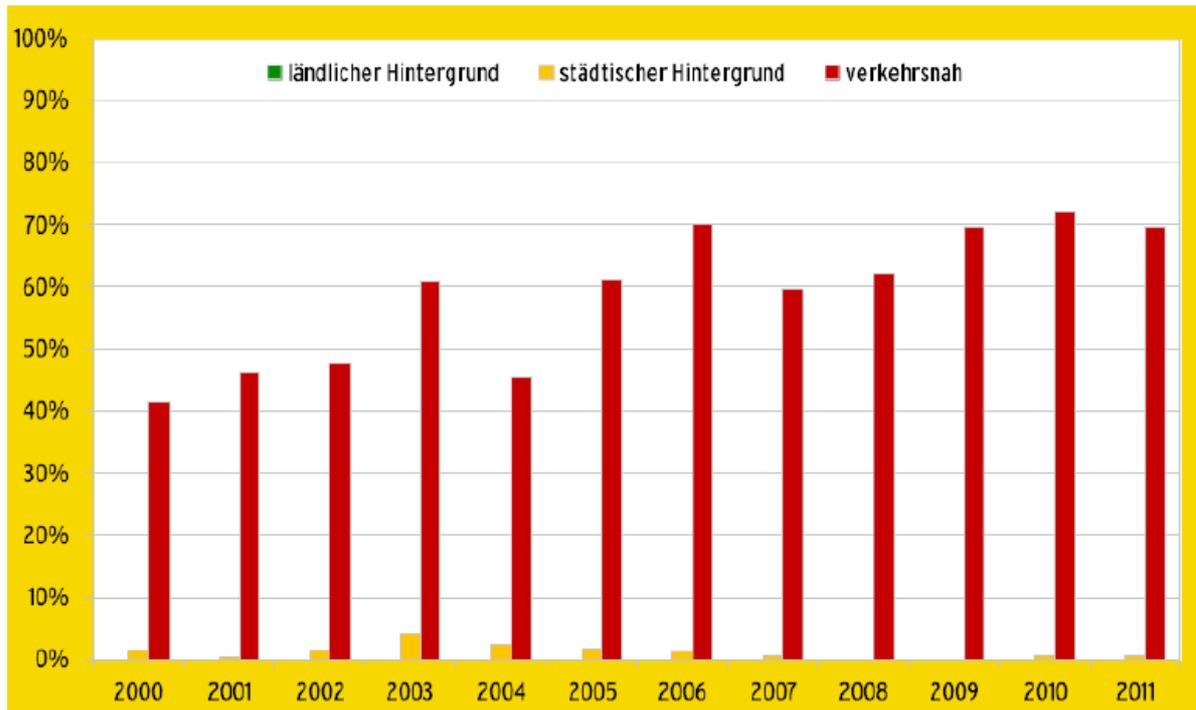


Abbildung 1: Prozentualer Anteil der Stationen in der jeweiligen Stationsklasse mit NO_2 -Jahresmittelwerten über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Zeitraum 2000 bis 2011, Stand der Daten 25.05.2012 [2]

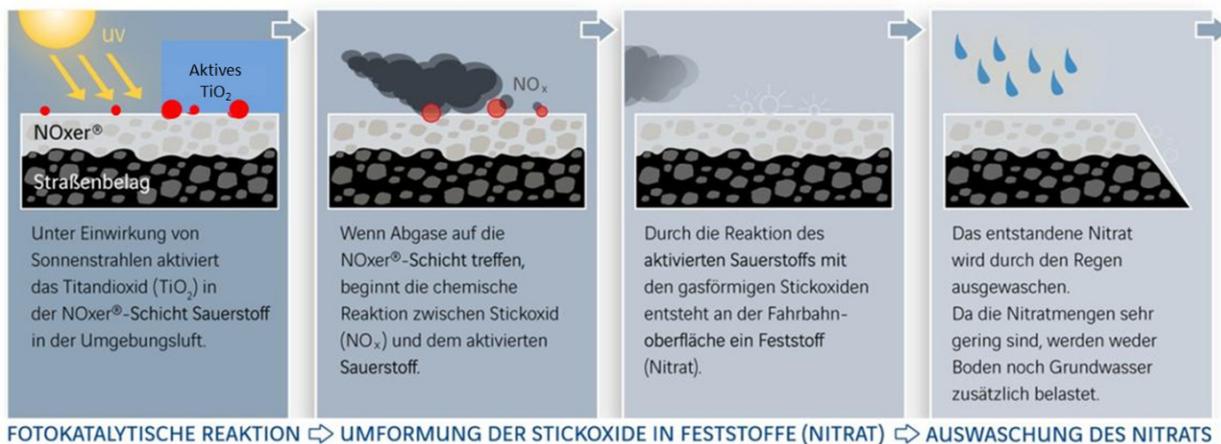


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Wirkungsweise einer photokatalytischen Oberfläche [3]

In der praktischen Umsetzung lassen sich in der Regel hierfür im öffentlichen Raum folgende potenziell nutzbare Oberflächen vorfinden:

- Geh- und Radwege
- Fahrbahnoberflächen
- Lärmschutzwände

- Gebäudefassaden (in der Regel in Privateigentum)

Seit einigen Jahren stehen photokatalytisch wirkende Produkte für Pflasteroberflächen, Betonoberflächen und Lärmschutzwände zur Verfügung. Da die größten Oberflächen im Straßenquerschnitt jedoch meist die Fahrbahnen selbst sind, gilt es, insbesondere diese Flächen im Rahmen der Stickoxidreduzierung nutzbar zu machen. Da hier zudem die Stickoxidkonzentration am Entstehungsort mutmaßlich am höchsten ist, sind hier auch die größten Reduktionspotentiale zu vermuten.

Bauliche Rahmenbedingungen bei Erhaltungsmaßnahmen

Das klassifizierte Straßennetz in Deutschland hat mit ca. 644.000 km einen hohen Ausbaugrad erreicht, sodass vor allem im Bereich hoher Immissionswerte regelmäßig eine einsatzbereite Infrastruktur vorhanden ist. Legt man das in den vergangenen Jahrzehnten zum Stand der Technik gehörige Regelwerk für die Dimensionierung zugrunde, so sind die tragenden Strukturen auf eine Nutzungsdauer von mindestens dreißig Jahren ausgelegt (vgl. [4]). Daraus resultiert, dass sich in diesen Bereichen Baumaßnahmen häufig auf Erhaltungsbaumaßnahmen reduzieren, die im Umfang üblicherweise auf die oberen Zentimeter beschränkt sind (vgl. z.B. [5]). Vollausbauten sind hier aufgrund der häufig noch guten Restsubstanz der Tragschichten wirtschaftlich regelmäßig nicht sinnvoll. Vor allem in hochfrequentierten Verkehrsbereichen existieren üblicherweise eine Reihe besonderer Rahmenbedingungen bei der Planung von Erhaltungsmaßnahmen. Hier sind exemplarisch zu nennen:

- Optimierte Sperrzeiten und Verkehrsführung

Aufgrund der im innerstädtischen Bereich vielfältig vorhandenen Straßennutzer (Verbindungsfunktion für Zulieferer, Einsatzkräfte, ÖPNV etc.) sind Sperrzeiten nur in bestimmten und begrenzten Zeitfenstern möglich, die die Bauzeit beschränken. Aufgrund der notwendigen Verkehrsführung im Baubereich sind häufig bautechnische Einschränkungen hinzunehmen („halbseitiges Bauen“).

- Erhöhte Anforderungen an den Gebrauchswert

Häufig bestehen in diesen Bereichen erhöhte Anforderungen an den Gebrauchswert der Straße (Ebenheit, Griffigkeit) und weitere Emissionseigenschaften (z.B. Lärmreduzierung)

Im innerstädtischen Bereich kommen noch weitere Anforderungen hinzu:

- Einbauten und Aufgrabungen
Die unregelmäßig notwendigen Aufgrabungen an Versorgungsleitungen ziehen einen Bedarf an reparaturfreundlichen Bauweisen nach sich. In Handarbeit zu regulierende Einbauten verhindern häufig einen kontinuierlichen Bauablauf.
- Berücksichtigung von Entwässerungsmöglichkeiten und Höhenlage
Der Ausbau der geschädigten Schicht und der Einbau neuer Schichten hat so zu erfolgen, dass die Höhenlage zu den bestehen bleibenden angrenzenden Flächen erhalten bleibt. Vorhandene geschlossene Entwässerungseinrichtungen müssen dabei intakt bleiben und wieder funktionsfähig angeschlossen werden.
- Handeinbaubereiche
Vor allem im innerstädtischen Bereich sind häufig in Teilbereichen komplizierte Straßenoberflächengeometrien zu realisieren, die einen manuellen Einbau bedingen.

Grundsätzlich eignen sich als Oberflächenbefestigungen im öffentlichen Verkehrsraum vor allem Pflasterbauweisen, Betonoberflächen und Asphaltbefestigungen. Seit einiger Zeit stehen Pflastersteine und inzwischen auch Betonoberflächen mit photokatalytischen Eigenschaften zur Verfügung. Abgesehen von Bushaltestellen und Anliegerstraßen mit entsprechend langsam fahrendem Verkehr lassen sich im innerstädtischen Bereich aufgrund der oben dargestellten Anforderungen jedoch fast nur Asphaltbefestigungen vorfinden. Daher gilt es, die photokatalytischen Eigenschaften mit den Vorteilen der Asphaltbauweise zu kombinieren. EUROVIA ist seit einigen Jahren auf dem Gebiet der Entwicklung photokatalytischer Beläge tätig. Zu Beginn standen dabei vor allem innerstädtische Bereiche oder Anlagen für den Pkw-Verkehr, wie z.B. Mautstationen vor privatwirtschaftlich betriebenen Tunneln, im Fokus der Entwicklung.

Materialspezifische Besonderheiten

Ziel der Entwicklung war die Realisierung von photokatalytischen Oberflächeneigenschaften bei Herstellung einer Asphaltdeckschicht. Die Zugabe des Katalysators Titandioxid (TiO_2) im Rahmen der industriellen Asphaltproduktion wäre verfahrenstechnisch mutmaßlich ohne großen Aufwand möglich. Hier würde es

sich theoretisch anbieten, einen Teil der ohnehin vorhandenen Füllerkomponente mit einer Korngröße $< 0,063$ mm durch Titandioxid in äquivalenter Menge zu ersetzen. Dieser Variante steht aber in der Praxis entgegen, dass das Additiv bei dieser Variante im sogenannten Mastix bei voller Umhüllung mit Bindemittel eingeschlossen und somit wirkungslos wäre.

Insofern wurde von EUROVIA für die Anwendung auf Asphaltoberbauten ein gemischtes System vorgesehen. Es besteht aus einer hohlraumreichen Asphalt-schicht, die als sogenanntes Asphaltträgergerüst dient, auf die ein spezieller Mörtel aufgebracht wird, in dem das Titandioxid enthalten ist. Auf diesem Wege können die Additivanteile ohne negative Langzeitfolgen im Material eingebunden werden und stehen trotzdem an der Oberfläche in ausreichendem Maße zur Verfügung.

Teststrecken und Erfahrungen

EUROVIA setzt das System NOxer[®] bereits seit sechs Jahren vornehmlich auf gering beanspruchten Flächen ein. Die in Frankreich, Großbritannien und Spanien gelegenen Flächen summieren sich bis 2012 auf insgesamt über 60.000 m², sodass hier bereits das Erprobungsstadium beendet ist und an geeigneten Stellen das Verfahren standardmäßig eingesetzt wird.

In Deutschland wurde die erste hochbelastete Versuchsstrecke mit dem Verfahren NOxer[®] im Rahmen einer Kooperation zwischen der Freien und Hansestadt Hamburg sowie der Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH (DEGES) auf einer der Hauptverkehrsachsen Hamburgs, dem Krohnstiegtunnel im Zuge der B433, umgesetzt. Es handelt sich hierbei um eine Trogstrecke im Bereich der Unterführung des Hamburger Flughafens. Dort wurde durch die Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) ein Jahr vor Herstellung der Versuchsstrecke ein umfangreiches Messinstrumentarium installiert, dass u.a. die kontinuierliche Erfassung wichtiger Luftkennwerte ermöglicht.

Ziel der Anstrengungen zur Ermittlung der Wirksamkeit ist die Verwendung eines stickstoffreduzierenden Straßenbelags im Rahmen des Projekts „Ausbau und Überdeckung der BAB A7“ nördlich des Elbtunnels in Hamburg. Die Verkehrsbelastung betrug hier bereits im Jahr 2010 über 144.000 Kfz/24 h (DTVw) bei einem Schwerverkehrsanteil von 15 % [6]. Damit gehört dieser Autobahn-

abschnitt zu den am höchsten belasteten Strecken im klassifizierten deutschen Straßennetz.

Um die Standfestigkeit des Systems NOxer® unter den im späteren Betrieb erwarteten Belastungen zu prüfen, wurde im Rahmen des Tests am Krohnstiegtunnel eine weitere Versuchsstrecke angelegt. Auf dieser sollte – bei ansonsten gleicher Bauweise – ausschließlich das Verhalten unter hoher bis sehr hoher Verkehrsbelastung erprobt und beobachtet werden. Dazu wurde auf der Richtungsfahrbahn Hannover–Hamburg der BAB A7 südlich der Anschlussstelle Waltershof ein weiteres, ca. 100 m langes Versuchsfeld angelegt.

Anpassungen des Systems an hohe Belastungen

Der Einsatz eines Systems aus Asphalttraggerüst und Zementmörtel auf Strecken mit hohen bis sehr hohen Verkehrsbelastungen und hohen Fahrgeschwindigkeiten erforderte einige Anpassungen des Systems. So waren im Wesentlichen folgende Kriterien zu optimieren:

- Realisierung einer hohen Standfestigkeit bei sehr hoher Schwerverkehrsbeanspruchung
- Durchgehende Oberflächenentwässerung ohne negativen Einfluss auf unterlagernde Schichten
- Geeignete Oberflächentextur zur Erreichung einer ausreichenden Verzahnung des Zementmörtels im Asphalttraggerüst bei gleichzeitig ausreichenden Griffigkeitswerten für schnellen Verkehr

Als wesentlicher Punkt der Optimierung wurde dabei angesehen, die infolge des recht hohen Steifigkeitssprungs zwischen Asphalttraggerüst und Zementmörtel unvermeidliche Rissbildung auf ein Minimum zu begrenzen und dabei zu gewährleisten, dass dadurch weder Verkehrssicherheit noch Nutzungsdauer negativ beeinflusst werden.

Dazu war das Asphalttraggerüst so zu konzipieren, dass es bei einer Schichtstärke von 3,0 cm bis 5,0 cm für sich alleine die notwendige Standfestigkeit realisieren kann. Der trotz allem stabilisierend wirkende Zementmörtel sollte keine notwendige Bedingung zur Erreichung der notwendigen Eigenschaften sein. Gleichzeitig musste aber eine ausreichende Hohlraumstruktur vorgehalten

werden, um die notwendige Einbindung des Zementmörtels in das Traggerüst sicherzustellen.

Dazu wurden Anpassungen sowohl im Bereich der Korngrößenverteilung als auch der Härte und des Modifizierungsgrades des bituminösen Bindemittels vorgenommen. Diese Eigenschaften wurden in Kooperation zwischen der Materialprüfungs- und Vertriebsgesellschaft für Straßenbaustoffe mbH, Bottrop und dem EUROVIA-Forschungslabor Centre de Recherche in Merignac (Frankreich) in einem Optimierungsprozess angepasst.

Umsetzung in der Praxis

Das im Labor angepasste Konzept wurde zuerst im Rahmen einer industriellen Kleinproduktion auf dem Gelände des Asphaltmischwerkes Lentförden der EUROVIA Industrie GmbH eingesetzt. Dort wurde mit praxisrelevanter Maschinenteknik ein ca. 30,0 m × 5,0 m großes Probefeld des Asphalttraggerüsts hergestellt. Im Anschluss daran wurden die relevanten Eigenschaften des Asphaltes mittels Bohrkernentnahmen überprüft. Anschließend erfolgte die Verfüllung des Asphalttraggerüsts mit dem Zementmörtel.

Nach erfolgreichem Abschluss des ersten Testfeldes wurde im August 2012 die Erprobungsstrecke auf der BAB A7 und vier Wochen später die Erprobungsstrecke am Krohnstiegtunnel durch die EUROVIA Teerbau GmbH, Niederlassung Hamburg realisiert. Bedingt durch örtliche Gegebenheiten waren auf der BAB A7 noch vorauslaufende Arbeiten für die Herstellung einer Entwässerung erforderlich.

Bezogen auf die Herstellung einer NOxer[®]-Deckschicht hat sich dabei folgender Bauablauf als zielführend herausgestellt:

1. Einrichten der Verkehrssicherung und der temporären Verkehrsführung, Ausbau von ggf. vorhandenen Schachtabdeckungen oder anderen Einbauten
2. Entfernen der vorhandenen Asphaltdeckschicht mittels Straßenfräse
3. Einbau des Asphalttraggerüsts mit anschließender Auskühlung
4. Aufbringen der NOxer[®]-Zementsuspension
5. Nachbehandlung und Aushärtung der NOxer[®]-Zementsuspension (mindestens 36 Stunden)

6. Abschließende Fugarbeiten, Schachtregulierung, Markierungsarbeiten, Rückbau der Verkehrssicherung, Verkehrsfreigabe

In Summe ergibt sich am Beispiel einer Fläche von ca. 1.500 m² eine Bauzeit von vier bis fünf Tagen inklusive aller Vorbereitungs- und Nebenarbeiten. Gegenüber einer klassischen Asphaltdeckschichtsanierung kommen im Rahmen der Herstellung des NOxer[®] nur die Arbeitsschritte 3 und 4 hinzu, sodass sich die Bauzeit um insgesamt ca. 48 Stunden verlängert.

Besondere Anforderungen im Rahmen der Herstellung der NOxer[®]-Deckschicht stellt insbesondere das Aufbringen der NOxer[®]-Zementsuspension. Das vor Ort angemischte Material wird ähnlich der Herstellung halbstarrer Deckschichten mit Gummischiebern auf die Oberfläche aufgebracht und verteilt (siehe Abbildung 3). Dabei ist die Konsistenz der Zementsuspension in Abhängigkeit von Luft- und Oberflächentemperatur des Asphalts in regelmäßigen Abständen zu prüfen und so einzustellen, dass die gewünschte Eindringtiefe erreicht wird. Zur Erreichung der erforderlichen Griffigkeit ist als letzter Arbeitsgang ein scharfes Abziehen der Zementsuspension erforderlich, da auf diese Weise die Gesteinskörner des Asphaltträgerüstes freigelegt werden (siehe Abbildung 4). Die vorgenannten Arbeitsschritte müssen in einem engen Zeitfenster von ca. zehn Minuten abgeschlossen sein, um eine homogene Oberfläche mit gleichmäßigen Eigenschaften herzustellen.

Im Rahmen der Kontrollprüfungen erfolgte auf der neuen Oberfläche vor Verkehrsfreigabe eine Griffigkeitsmessung mit dem SRT-Pendel. Die Werte lagen auf einem vergleichbaren Niveau wie bei normalen Asphaltdeckschichten direkt nach der Herstellung. Eine weitere Griffigkeitsmessung und eine Messung zur Ermittlung der lärmtechnischen Eigenschaften sind für den Frühsommer 2013 vorgesehen.

Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichtes waren die Versuchsstrecken seit vier Monaten (Krohnstiegtunnel) bzw. fünf Monaten (BAB A7) unter Verkehr. Im Rahmen des Monitoring konnten bisher weder Rissbildungen noch Schäden in der NOxer[®]-Oberfläche festgestellt werden.

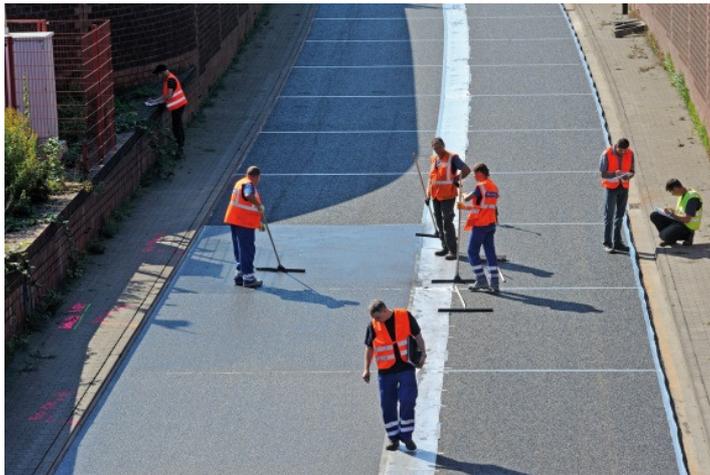


Abbildung 3: Einbringen der NOxer®-Zementsuspension



Abbildung 4: NOxer®-Oberfläche unmittelbar nach der Herstellung

Wirksamkeit der Stickoxidreduzierung

Im Rahmen von Messungen bei vorangegangenen Baumaßnahmen im europäischen Ausland wurde festgestellt, dass mit NOxer® bei günstigen äußeren Bedingungen binnen einer Stunde mindestens 4 mg Stickoxid pro Quadratmeter abgebaut werden [7]. Aussagen über das Reduktionspotential der Stickoxidkonzentration an bestimmten Standorten lassen sich allerdings nicht pauschal treffen, da sie von einer Reihe von örtlichen und meteorologischen Randbedingungen abhängig sind. Sinnvolle Prognosen lassen sich nur mit Hilfe von Simulationsrechnungen anstellen.

Die tatsächlich erreichte Reduzierung der Stickoxide am Krohnstiegtunnel wird im Rahmen eines Forschungsprojektes der BAST anhand von Passivsammlern und kontinuierlichen Messgeräten über die Dauer von einem Jahr ermittelt. Eigene Messungen in Fahrbahnhöhe vor Ort 7 Tage nach Fertigstellung haben gezeigt, dass die erreichte Reduktion an Stickoxiden die erwartete Menge schon bei geringem Sonnenschein erreichte. Diese Messungen sollen in unregelmäßigen Abständen wiederholt werden.

Um noch genauere Aussagen über die Wirksamkeit der Stickoxidreduzierung an verschiedenen Standorten machen zu können, ist es vorgesehen, eine Simulationsrechnung durchzuführen, welche anhand der Messergebnisse anschließend kalibriert werden soll.

Fazit

Straßenbefestigungen in Asphaltbauweise mit photokatalytischen Oberflächen werden im Hinblick auf die erforderliche Einhaltung der Grenzwerte an Bedeutung gewinnen, da die Asphaltbefestigung im innerstädtischen Bereich die Regel ist. Mit dem NOxer[®]-System für die Asphaltbauweise ist es möglich, photokatalytisch wirkende Oberflächen zum Beispiel im Rahmen von anstehenden Deckschichtsanierungen herzustellen. Die mit der Neuherstellung von Pflaster- und Betonflächen erforderliche Grundsanie rung von Straßenkörpern mit sämtlichen Kosten- und Bauzeitkonsequenzen kann somit entfallen.

Literatur

- [1] Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Abgerufen auf <http://eur-lex.europa.eu> am 17.01.2013
- [2] Umweltbundesamt: Luftqualität 2011, Feinstaubepisoden prägten das Bild. Stand 25.05.2012. Abgerufen auf <http://www.umweltdaten.de> am 17.01.2013
- [3] EUROVIA GmbH: Produktflyer zu NOxer[®]. Berlin, 2012

- [4] Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e.V.: Richtlinien für die Standardisierung des Oberbaus von Verkehrsflächen, Ausgabe 2001. FGSV Verlag, Köln, 2001
- [5] Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e.V.: Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für die Bauliche Erhaltung von Verkehrsflächenbefestigungen – Asphaltbauweisen, Ausgabe 2009, mit Änderungen und Ergänzungen gemäß ARS 03/2011 vom 08.04.2011. FGSV Verlag Köln, 2011
- [6] Quelle Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Innovation: Übersichtskarte zu KFZ-Verkehrsstärken. Stand 2010. Abgerufen auf <http://www.hamburg.de/contentblob/3701810/data/a014-dtvw-2010-5c-screen.pdf> am 17.01.2013
- [7] EUROVIA VINCI, Technical Department: NOxer® Pavement, Treating pollution at source. Technisches Datenblatt. Rueil-Malmaison (Frankreich), 2009

Vorstudie Schadstoff-Längsprofilmessungen zur Anwendung photokatalytischer Oberflächen in Tunneln

Anja Baum

Bundesanstalt für Straßenwesen

Brüderstraße 53, 51427 Bergisch Gladbach

E-Mail: baum@bast.de

Einleitung

Die Verkehrsinfrastruktur des Landes ist einer seiner wichtigsten Standortfaktoren. Andererseits sind jedoch mit zunehmendem Verkehr eine Reihe negativer Folgen für Mensch und Umwelt verbunden. Daher müssen zukunftsfähige Lösungen entwickelt werden, die unsere Mobilität langfristig sichern, wirtschaftlich tragfähig und sozial ausgewogen sind und gleichzeitig die Umwelt schonen. Um diese Ziele zu erreichen, wurden mehrere Luftschadstoffe durch die Richtlinie 2008/50/EG über Luftqualität und saubere Luft für Europa [1] limitiert und durch die 39. Bundesimmissionsschutzverordnung in nationales Recht umgesetzt [2].

Während eines Planfeststellungsverfahrens müssen die Umwelteinwirkungen durch den geplanten Verkehrsweg – u.a. in Bezug auf die Luftschadstoffe – abgeschätzt werden. Ein Straßenbauvorhaben ist dabei unzulässig, wenn allein durch den Schadstoffbeitrag der Straße die Grenzwerte nicht eingehalten werden können. Im Zuge der Planfeststellung muss also sicher gestellt werden, dass die Einhaltung der Luftschadstoffgrenzwerte der 39. BImSchV möglich ist, ggf. auch durch den Einsatz geeigneter Maßnahmen. Diese können straßenbau-licher oder aber verkehrsbeschränkender Art sein.

Mit dem Nachweis der Wirksamkeit photokatalytischer Oberflächen zum Abbau von Stickoxiden in unterschiedlichen Konfigurationen könnte deren Einsatz als Maßnahme im Planfeststellungsverfahren aufgeführt werden. Zu der Fragestellung der Wirksamkeit solcher Oberflächen führt die Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) derzeit Projekte an einer Lärmschutzwand und an einer Straße durch. Jedoch sammeln sich insbesondere in Tunnelbauwerken Luftschad-

stoffe an und können an den Portalen zu hohen Konzentrationen bis hin zu temporären Grenzwertüberschreitungen führen.

Aus diesem Grund plant die BASt derzeit ein weiteres Projekt zum Einsatz von photokatalytischen Oberflächen zur Minderung von Luftschadstoffbelastungen in einem Tunnel. Um während der Planungsphase geeignete Standorte für die dort einzusetzenden Messcontainer zu eruieren sowie eine Übertragbarkeit der Projektergebnisse auf weitere Standorte zu gewährleisten, wurden Erhebungen von Schadstoffkonzentrationen über das Längsprofil von mehreren Tunneln durchgeführt.

Projektdurchführung

Im Zuge der Längsprofilmessungen wurden insbesondere Daten der Luftschadstoffbelastung von Stickoxiden und Partikeln sowie meteorologischer und Strömungs-Parameter mit einer mobilen Mess-Einheit in Längsrichtung von sechs verschiedenen Tunneln aufgenommen.

Das eingesetzte Mess-System durfte die Bedingungen im Tunnel nicht verändern und insbesondere den fließenden Verkehr nicht beeinflussen. Darüber hinaus sollte bei den Einsatzfahrten eine gleichmäßige Geschwindigkeit ≤ 3 km/h kontinuierlich gehalten werden können. Die notwendige Stromversorgung musste unabhängig von der Tunnelversorgung sein und durfte nicht zu einer Konzentrationserhöhung der gemessenen Luftschadstoffe beitragen.

Aufgrund dieser Anforderungen wurde ein Roboter gebaut, der eine Breite von 65 cm aufweist und somit auf dem seitlichen Fluchtweg eines Tunnels fahren kann ohne den Verkehr zu beeinflussen. Er enthält eine Stromversorgung mit Lithium-Eisenphosphat-Akkumulatoren, die eine maximale Laufzeit von etwa zwei Stunden garantieren. Der Roboter kann bis zu zwei 19''-Geräte, Staub- und Nanopartikelmesstechnik sowie einen Spannungswandler aufnehmen.

Für die ersten orientierenden Auswertungen wurden die Messdaten von vier Tunneln mit Richtungsverkehr (für beide Fahrtrichtung getrennte Röhren) in Berlin und Nordrhein-Westfalen ausgesucht, die alle über eine reine Längslüftung verfügen sowie eine Steigung kleiner 1° und eine Länge unterhalb von 1000 m aufweisen (s. Tabelle 1).

Tabelle 1: Vier der untersuchten Tunnel während der orientierenden Längsprofilmessungen des Roboters

Tunnelname	Straße	Land	Ort	Länge
Rudower Höhe	A 113	BL	Berlin	960 m
Wersten	A 46	NW	Düsseldorf	869 m
Rheinschlinge	A 44	NW	Ilverich	870 m
Strümp	A 44	NW	Ilverich	640 m

Den Abbildungen 1 bis 3 ist die geographische Lage der Tunnel Strümp, Rheinschlinge, Rudower Höhe und Wersten zu entnehmen.

Die ersten beiden Standorte unterscheiden sich lediglich in ihrer Länge um 230 Meter (s. Tabelle 1) bzw. auch in den Längen der sich an jeweils beide Tunnelmünder anschließenden Trogbauwerke. Alle anderen Randparameter wie DTV, SV-Anteil, Querschnittsform, Längsneigung sowie vorgeschriebene Höchstgeschwindigkeit während der Messfahrten sind bei diesen Tunneln vergleichbar (s. Tabelle 2).

Die beiden weiteren Standorte Rudower Höhe und Wersten unterscheiden sich insbesondere in der gemessenen Verkehrsstärke sowie der während der Mes-

Tabelle 2: Liste der Randparameter DTV, SV-Anteil, Querschnittsform, Längsneigung sowie vorgeschriebene Höchstgeschwindigkeit während der Messfahrten der untersuchten Tunnel während der orientierenden Längsprofilmessungen des Roboters

Tunnelname	DTV [Kfz/24h]	SV-Anteil [%]	Regel- querschnitt gemäß RABT [3]	Max. Längs- neigung [%]	Höchst- geschw. [km/h]
Rudower Höhe	46.500	8,5	33 T	1	60
Wersten	103.123	7,3	33 T	0,5	80
Rheinschlinge	55.649	5,9	33 T	< 1	100
Strümp	54.198	5,95	33 T	< 1	100

sung geltenden zulässigen Höchstgeschwindigkeit. Die Längen und anderen Randbedingungen sind vergleichbar (s. Tabellen 1 und 2).

Gegenübergestellt werden die Messergebnisse der Tunnel Strümp und Rheinschlinge sowie die der Tunnel Rudower Höhe und Wersten. Die Messfahrten wurden im Zeitraum vom 18. Oktober bis 21. November 2012 durchgeführt und die folgenden Parameter über das jeweilige Tunnelprofil jeder Röhre aufgenommen:

- Stickoxidkonzentration
- Benzolkonzentration
- Partikelanzahlkonzentration im Größenbereich von 0,265 µm bis 34 µm
- Temperatur
- relative Luftfeuchtigkeit
- Luftdruck
- Windgeschwindigkeit und Windrichtung
- Sichtweite
- Geschwindigkeit des Roboters
- zurückgelegte Wegstrecke des Roboters
- Anzahl passierende Fahrzeuge (teilweise)

Die ersten Auswertungen der erhobenen Messdaten wurden verwendet, um eine grundlegende Einschätzung zu erhalten, inwieweit sich die Schadstoffkonzentration über die gesamte Länge verschiedener Tunnel entwickelt. Darüber hinaus wurden Tunnelstandorte miteinander verglichen und in Hinblick auf den Einfluss von unterschiedlichen Parametern ausgewertet, wie z.B. Tunnellänge, Verkehrsstärke oder zulässige Höchstgeschwindigkeit.

Messergebnisse

Vergleich Standorte Strümp / Rheinschlinge

In den Tunneln Strümp und Rheinschlinge lag die zulässige Höchstgeschwindigkeit bei 100 km/h. Der Roboter fuhr mit einer gleichmäßigen Geschwindigkeit von 3 km/h. Die Fahrten wurden am selben Tag (21.11.2012) nacheinander durchgeführt. Das Längsprofil des Tunnels Strümp wurde von 11:34 Uhr bis 11:47 Uhr aufgenommen, das des Tunnels Rheinschlinge von 12:11 Uhr bis 12:28 Uhr. So fanden beide Messfahrten um die Mittagszeit statt.

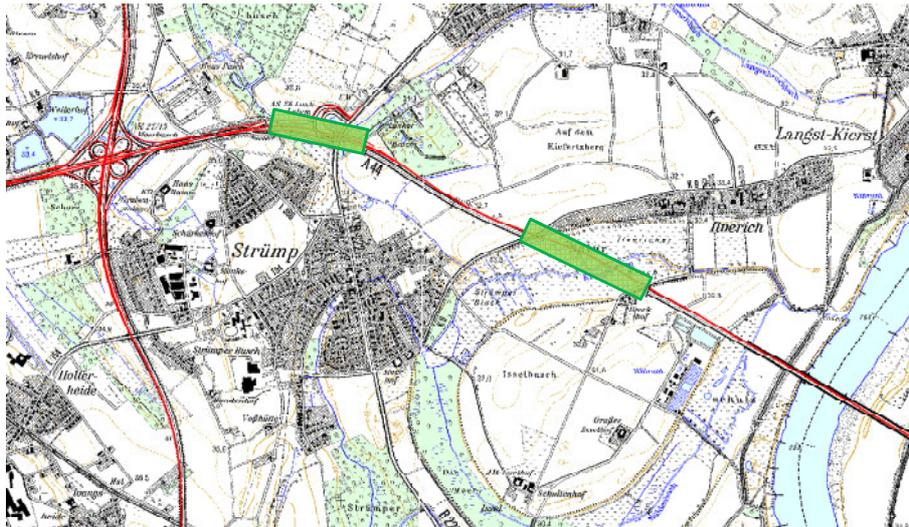


Abbildung 1: Lage der Tunnel Strümp (links) und Rheinschlinge (rechts) (Karte: BISStra).

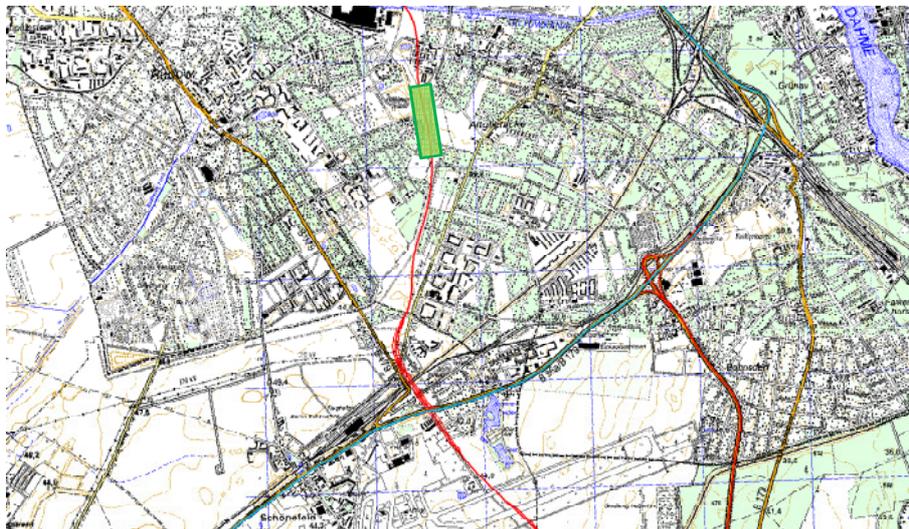


Abbildung 2: Lage des Tunnels Rudower Höhe in Berlin (Karte: BISStra).

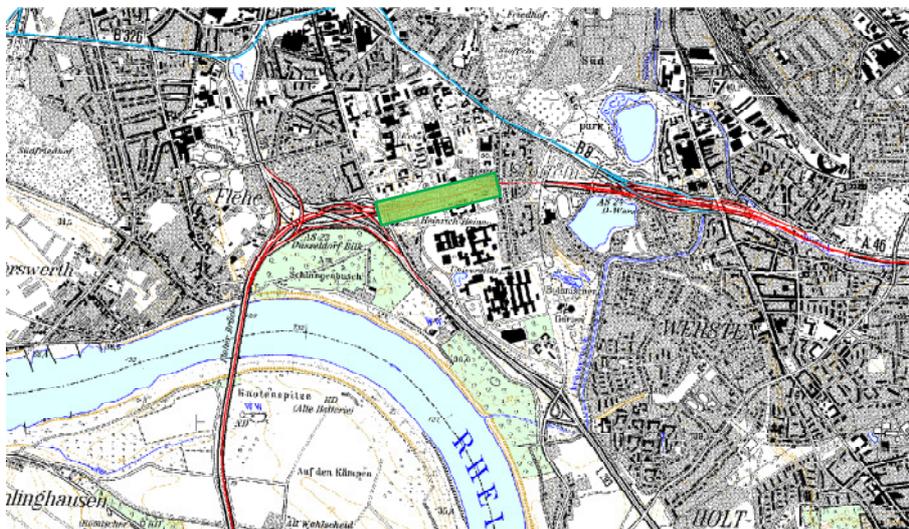


Abbildung 3: Lage des Tunnels Wersten (Karte: BISStra).

Durch den Tunnel Strümp fuhren während der Messungen 358 Fahrzeuge, durch den Tunnel Rheinschlinge 386 Fahrzeuge. Die etwas höhere Anzahl der passierenden Fahrzeuge beim Tunnel Rheinschlinge lässt sich insbesondere darauf zurückführen, dass dieser Tunnel 230 Meter länger ist als der Tunnel Strümp und somit auch die Messfahrt um vier Minuten länger andauert.

Abbildung 4 zeigt das Längsprofil der Schadstoff-Konzentration für die NO-, NO₂- und NO_x-Komponente in den Tunneln Strümp und Rheinschlinge während der Messfahrten durch die jeweilige Tunnelröhre in Fahrtrichtung Osten. Bei beiden Tunneln ist eine deutliche Zunahme aller drei Stickoxid-Komponenten in Fahrtrichtung zu erkennen. Hierbei treten je nach Tunnel und Komponente eine Verdopplung bis Verachtfachung der Schadstoffkonzentration im Bereich der Tunneleinfahrt über die gesamte Tunnellänge auf.

Der Anstieg der Stickoxid-Konzentrationen fällt im Tunnel Rheinschlinge deutlich steiler aus als im Tunnel Strümp. Während die Werte im Tunnel Strümp über das Längsprofil hinweg um die Faktoren 1,7 (NO₂), 5 (NO) bzw. 3,9 (NO_x) ansteigen, liegen die Erhöhungen im Tunnel Rheinschlinge bei den Faktoren 3,5 (NO₂), 8 (NO) bzw. 6,5 (NO_x). Dies weist darauf hin, dass die Länge des Tunnels einen deutlichen Einfluss auf die Höhe der Zunahme der Schadstoffkonzentration hat.

Die Partikelanzahlkonzentrationen, die in den beiden Tunneln Strümp und Rheinschlinge zeitgleich mit der Stickoxidkonzentration gemessen wurde, ist den Abbildungen 5 und 6 zu entnehmen. Dargestellt sind die Längsprofile der Konzentrationen der verschiedenen Größenklassen zu einer Fläche interpoliert. Die Anzahlkonzentration ist nicht nur der Ordinate zu entnehmen, sondern kann zur besseren Anschaulichkeit auch über die farblich gekennzeichneten Konzentrationsklassen erfasst werden.

Im Vergleich zueinander kann man erkennen, dass bei den kleinen Partikelgrößenklassen bis etwa 0,8 µm das gleiche Schadstoff-Verhalten in beiden Tunneln zu beobachten ist. Bis etwa 0,5 µm liegen hierbei die Konzentrationen über den gesamten Tunnelverlauf auf einer Höhe. Ab etwa 0,6 µm ist wie bei den Stickoxiden eine Zunahme der Partikelanzahlkonzentration zum Tunnelausgang hin zu verzeichnen. Diese Zunahme zeigt sich insbesondere im letzten Drittel beider Tunnelanlagen.

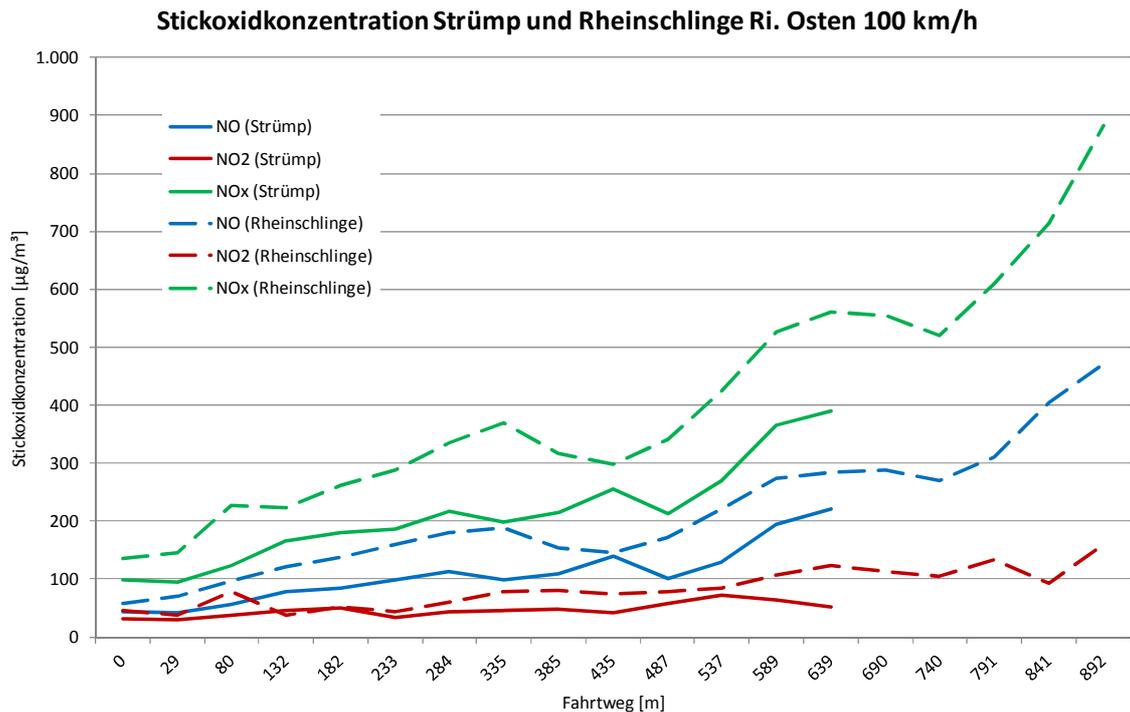


Abbildung 4: Stickoxidkonzentration über die Längsprofile der Tunnel Strümp und Rheinschlinge.

Über alle Partikelgrößenklassen größer $0,9\ \mu\text{m}$ hinweg zeigt sich im längeren Tunnel Rheinschlinge eine deutlich höhere Anzahl-Konzentration als bei den Partikeln im Tunnel Strümp. Dies führt wie schon bei der Betrachtung der Stickoxidkonzentrationen zu der Annahme, dass die Tunnellänge einen deutlichen Einfluss darauf nimmt, wie sehr die emittierten Schadstoffe in einem Tunnel mit Richtungsverkehr zum Ausgangsportal hin kumulieren. Dies könnte an den hier betrachteten Standorten noch verstärkt werden durch den Umstand, dass die Trogbauten des Tunnels Rheinschlinge länger als diejenigen des Tunnels Strümp sind.

Vergleich Standorte Rudower Höhe / Wersten

Die Tunnel Rudower Höhe und Wersten sind nicht benachbart wie es bei den oben betrachteten Standorten der Fall war. Dies hatte zur Folge, dass die Messfahrten nicht am selben Tag durchgeführt werden konnten. Das Längsprofil der Röhre in Fahrtrichtung Süden des Tunnels Rudower Höhe wurde am 18.10.2012 von 11:58 Uhr bis 12:18 Uhr aufgenommen, das der Röhre in Fahrtrichtung Osten des Tunnels Wersten am 22.11.2012 von 11:03 Uhr bis 11:24 Uhr. Die Messfahrten dauerten also mit 20 bzw. 21 Minuten etwa gleich lang,

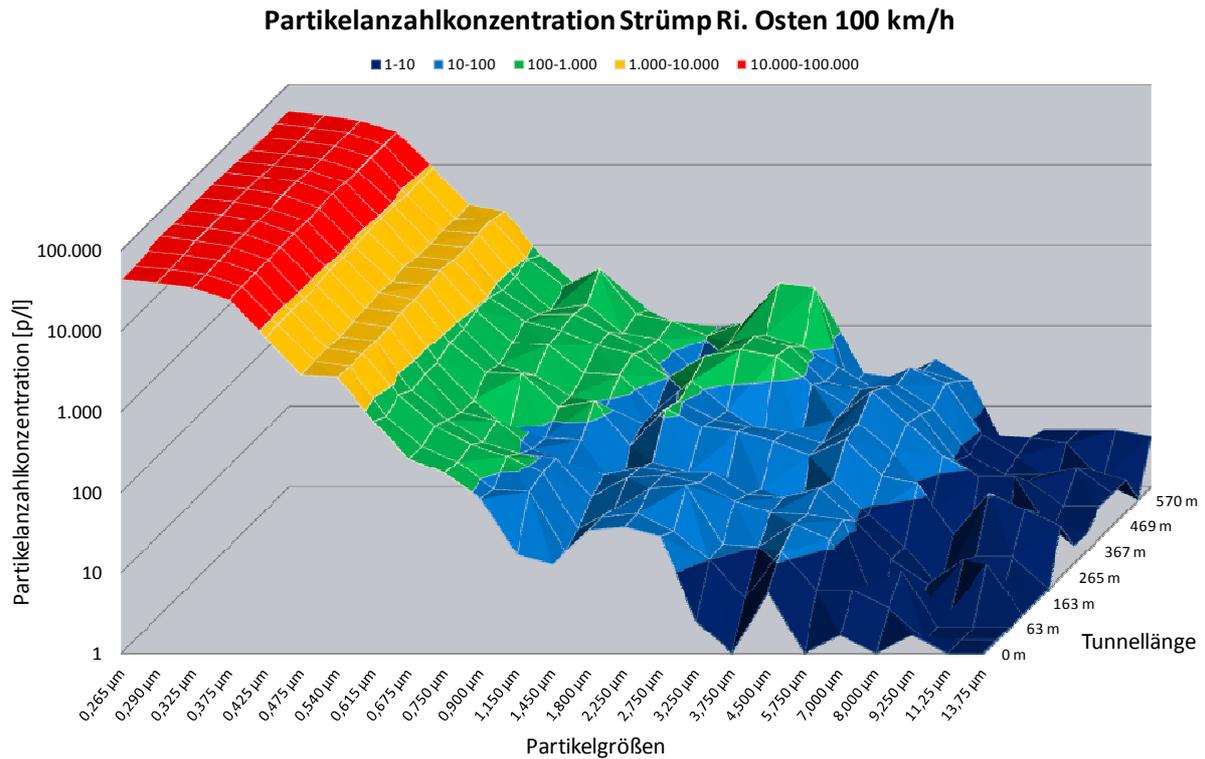


Abbildung 5: Partikelanzahlkonzentration über das Längsprofil des Tunnels Strümp für verschiedene Größenklassen.

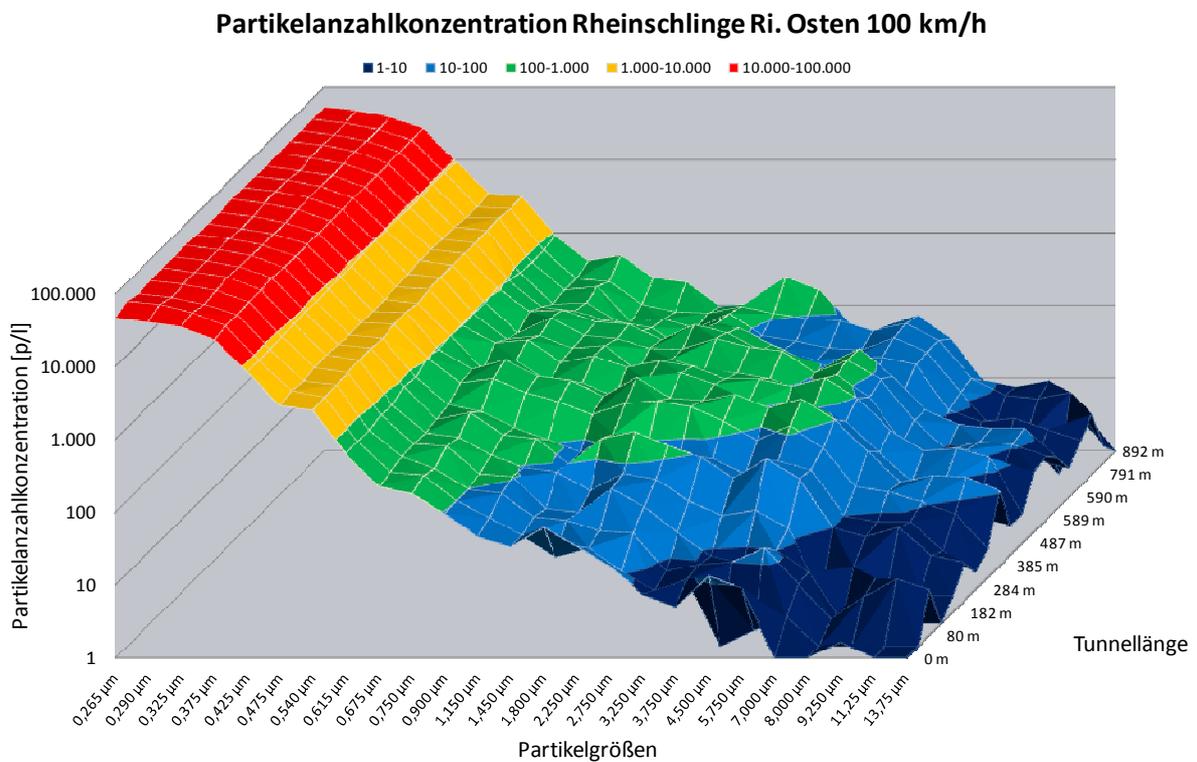


Abbildung 6: Partikelanzahlkonzentration über das Längsprofil des Tunnels Rheinschlinge für verschiedene Größenklassen.

was auf die vergleichbare Länge der Tunnel zurückzuführen ist. Die Tageszeiten lagen etwas weiter auseinander als bei den Tunneln Strümp und Rheinschlinge. Darüber hinaus wurde im Tunnel Rudower Höhe eine zulässige Höchstgeschwindigkeit von 60 km/h vorgegeben, im Tunnel Wersten lag diese bei 80 km/h. Somit gab es insbesondere die beiden Parameter zulässige Höchstgeschwindigkeit und DTV, die einen Einfluss auf die zu vergleichende Schadstoffkonzentration beider Standorte nehmen konnten. Der Roboter fuhr auch hier mit einer gleichmäßigen Geschwindigkeit von 3 km/h.

Abbildung 7 zeigt das Längsprofil der Schadstoff-Konzentration für die NO-, NO₂- und NO_x-Komponente in den Tunneln Rudower Höhe und Wersten während der Messfahrten durch die Tunnelröhre in Fahrtrichtung Süden (Rudower Höhe) bzw. in Fahrtrichtung Osten (Wersten). In beiden Tunneln tritt wieder eine deutliche Zunahme aller drei Stickoxid-Komponenten in Fahrtrichtung auf. Je nach Tunnel und Komponente jedoch sehr viel stärker als bei den Tunneln Strümp und Rheinschlinge. Während die Werte im Tunnel Rudower Höhe über das Längsprofil hinweg um die Faktoren 14,1 (NO₂), 15,6 (NO) bzw. 15,4 (NO_x) ansteigen, liegen die Erhöhungen im Tunnel Wersten bei den Faktoren 3,1 (NO₂), 10,5 (NO) bzw. 7,8 (NO_x).

Die Stickoxid-Konzentrationen im Tunnel Wersten fallen zudem etwas höher aus als im Tunnel Rudower Höhe. Die höhere zulässige Höchstgeschwindigkeit sowie die mehr als doppelt so hohe Verkehrsmenge könnten hierfür verantwortlich sein.

Dass insgesamt beide Tunnel höhere Stickoxidbelastungen aufweisen als die Tunnel Strümp und Rheinschlinge, könnte an dem höheren höheren SV-Anteil liegen. Im Tunnel Wersten wirkt sich darüber hinaus sicher auch der doppelt so hohe DTV schadstoff erhöhend aus.

Die Partikelanzahlkonzentrationen für die Längsprofile der Tunnel Rudower Höhe und Wersten ist den Abbildungen 8 und 9 zu entnehmen. Die Darstellungsweise ist gleich gewählt wie für die Tunnel Strümp und Rheinschlinge.

Im Vergleich zueinander kann man erkennen, dass bis etwa 0,5 µm die Anzahlkonzentration der Partikel im Tunnel Rudower Höhe etwas höher liegt als im Tunnel Wersten. Ab etwa 0,6 µm steigt die Partikelkonzentration im Tunnel Wersten deutlich über die im Tunnel Rudower Höhe.

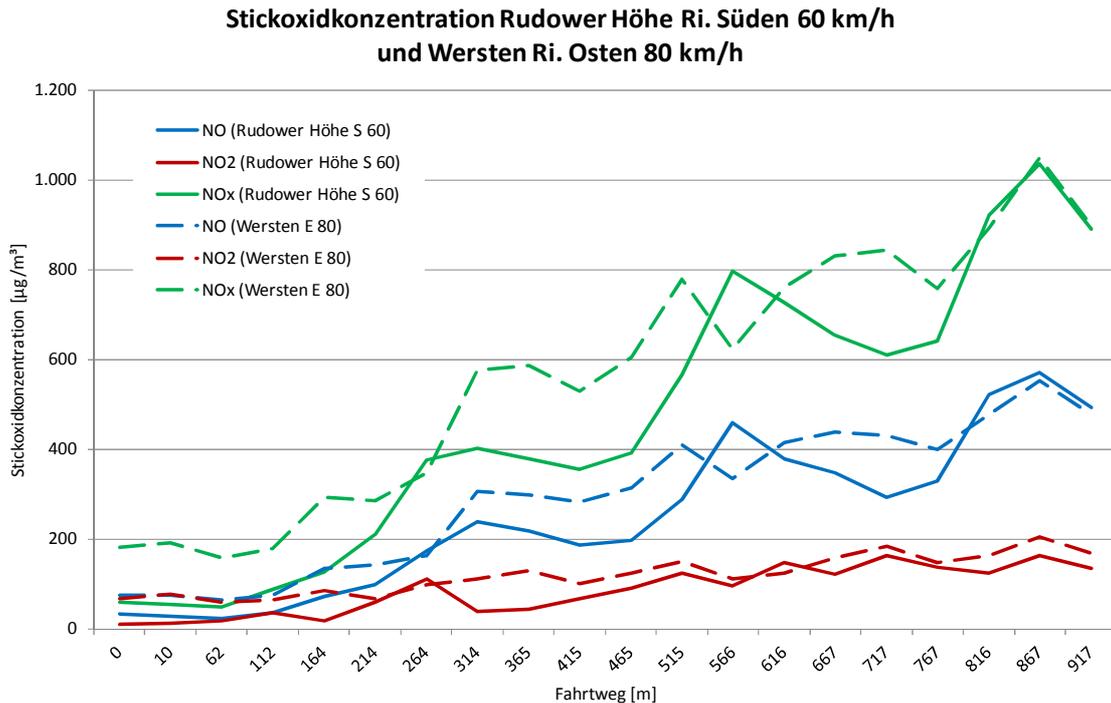


Abbildung 7: Stickoxidkonzentration über die Längsprofile der Tunnel Rudower Höhe und Wersten.

Die Tendenz der Schadstoffzunahme zum Tunnelausgang ist über alle Partikelgrößen zu beobachten, jedoch ab etwa $0,6 \mu\text{m}$ sehr viel deutlicher als bei den kleineren Partikeln. Die Kumulation von Partikeln ähnlich der Schadstoffzunahme bei den Stickoxiden scheint sich hier also deutlicher auf die größere Fraktion auszuwirken. Die feinere Fraktion hingegen ist homogener über die gesamte Tunnellänge verteilt.

Zusammenfassung und Ausblick

Es wurden erste Auswertungen von Schadstoff-Längsprofilmessungen mithilfe eines Roboters in Tunneln durchgeführt. Der Roboter konnte hierbei eine kontinuierliche Geschwindigkeit von minimal 3 km/h einhalten. Es konnten zum Teil sehr starke Zunahmen der Stickoxid- und der Partikelanzahlkonzentration über die Tunnellänge hinweg festgestellt werden. Es traten je nach Tunnel und Schadstoffkomponente Zunahmen um den Faktor zwei bis Faktor 15 auf. Die Länge des Tunnels scheint dabei einen großen Einfluss darauf zu nehmen, wie stark die Zunahme ausfällt. Je länger ein Tunnel, desto höher scheint eine Kumulation von Luftschadstoffen zum Ausgangsportal hin stattzufinden.

Sowohl die Fahrzeuggeschwindigkeit als auch die Gesamtverkehrsstärke und die Verkehrsstärke des Schwerverkehrs sind weitere Parameter, die wie an einem nicht übertunnelten Verkehrsweg großen Einfluss auf die Schadstoffbelastung haben.

Bei den Partikeln konnte zudem beobachtet werden, dass sich Einflüsse eher in den gröbereren Größenklassen beobachten lassen als bei Feinststäuben kleiner $0,5 \mu\text{m}$.

Insgesamt sind Tunnel gute Standorte, um verschiedene verkehrliche Parameter und ihren Einfluss auf die Schadstoffbelastung an Straßen zu untersuchen. In ihnen können fast sämtliche meteorologischen Einflüsse ausgeschlossen werden. Mit einem Roboter, der mit einer gleichmäßigen Fahrtgeschwindigkeit durch eine Tunnelanlage gesteuert werden kann, kann darüber hinaus ein Schadstoffprofil über die gesamte Tunnellänge gewonnen werden.

Durch die Untersuchungen wurden so für ein derzeit in Planung befindliches Projekt wertvolle Hinweise darauf gewonnen, an welchen Stellen im Tunnel die Errichtung von dabei zum Einsatz kommenden ortsfesten Messcontainern sinnvoll erscheint.

Literatur

- [1] RICHTLINIE 2008/50/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 21.05.2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa, Amtsblatt der EU vom 11.06.2008, L 152/1-44.
- [2] Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen – 39. BImSchV), Bundesgesetzblatt vom 2. August 2010, BGBl, Jahrgang 2010, Teil I. Nr. 40, 2010.
- [3] Richtlinien für die Ausstattung und den Betrieb von Straßentunneln (RABT 2006), Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Ausgabe 2006.

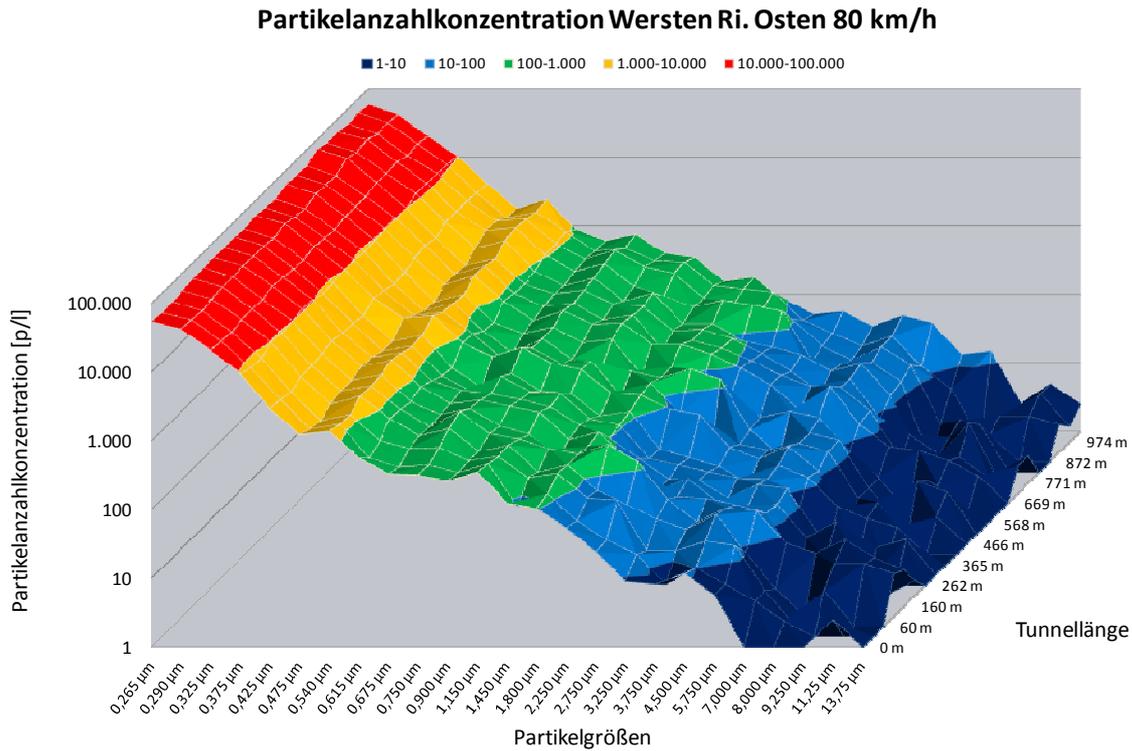


Abbildung 8: Partikelanzahlkonzentration über das Längsprofil des Tunnels Wersten für verschiedene Größenklassen.

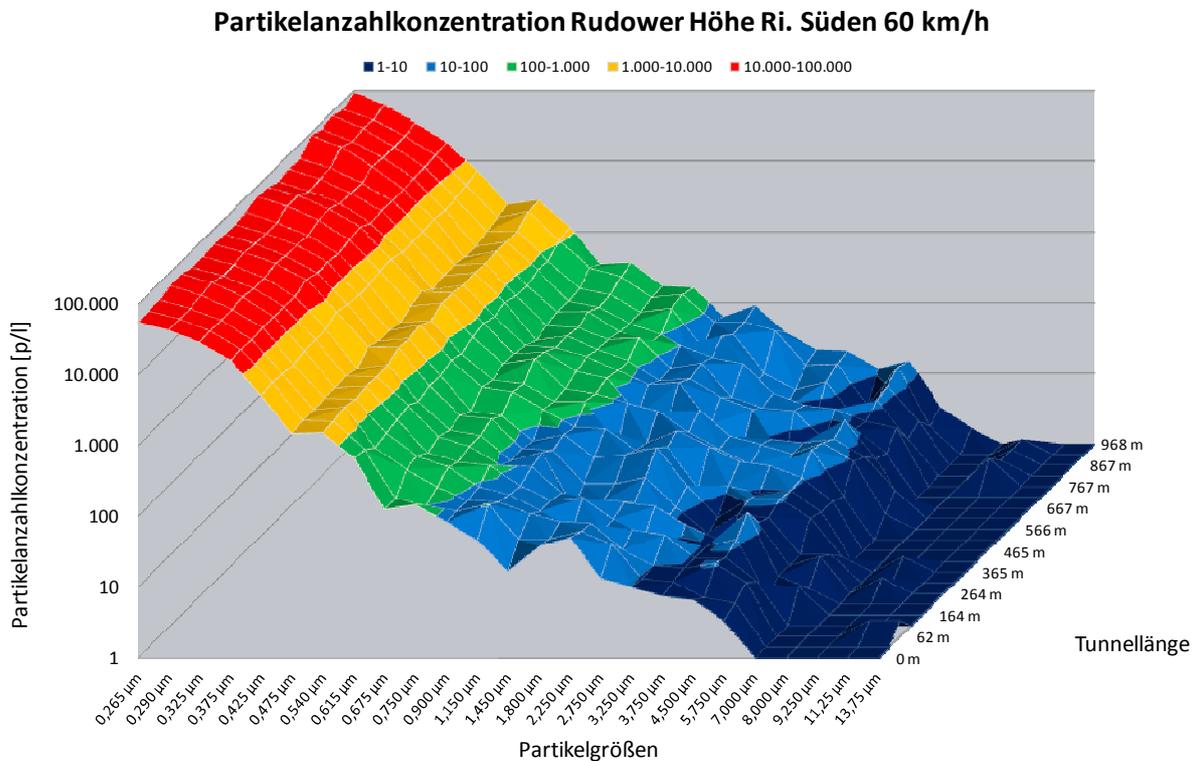


Abbildung 9: Partikelanzahlkonzentration über das Längsprofil des Tunnels Rudower Höhe für verschiedene Größenklassen.

Poster

NO₂-Konzentrationen - Messungen und Berechnungen nach RLuS und MLuS 02

Christian Ostermair, Dr. Silke Schädel, Dr. Jürgen Diemer

Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg

Das Landesamt für Umwelt hat von 2009 bis 2011 in Oberaudorf im Landkreis Rosenheim in 13,5 m, 63 m, 113 m und 163 m Entfernung von der Bundesautobahn A 93 im Rahmen eines Messprojektes Messungen von Stickstoffdioxid mit Hilfe von Passivsammlern durchgeführt. Die Lage der Messstellen ist in der Abbildung 1 dargestellt. Die Vorbelastung für NO₂ wurde in 437 Meter Entfernung von der Autobahn gemessen.

Diese Messungen wurden mit Berechnungen der NO₂-Konzentrationen mittels der Parameter in Tabelle 1 und MLuS 02, geänderte Fassung 2005, Version 6.0f vom 26.06.2006 (MLuS) sowie der Richtlinie zu Ermittlung der Luftqualität an Straßen (RLuS) verglichen.



Abb. 1: Lage der Messpunkte an der A 93

Tab. 1: Eingangsparmeter für MLuS und RLuS

Modellparameter	Wert
Vorbelastung für NO ₂	25 µg/m ³
Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe über den Grund	2,2 m/s
Anzahl der Fahrstreifen	4
Straßenkategorie RLuS	Autobahn, > 130 km/h
Straßenkategorie MLuS	Autobahn ohne Tempolimit
Verkehrsstärke (DTV)	48.314 Kfz/24h (2010)
Schwerverkehr-Anteil:	14,6 % (7054 Kfz/24h)
Längsneigungsklasse	0 %

In 163 m Entfernung vom Fahrbahnrand der A 93 wurde zusätzlich die kreuzende Staatsstraße 2093 durch das Kreuzungsmodell von RLuS mit berücksichtigt, die vom Immissionspunkt nur 92 m mit einem Schnittwinkel von 72° entfernt liegt.

Die aus den Messungen ermittelten Jahresmittelwerte (JMW) für 2010 und die Ergebnisse der Berechnungen mit Prognosejahr 2010 sind in der Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2: Vergleich zwischen Messung und Rechnung

P S	Entfernung von der Autobahn ****)	NO ₂ -Konzentrationen		
		gem.	MLuS	RLuS
	[m]	[µg/m ³]	[µg/m ³]	[µg/m ³]
1	13,5	49 *)	39,3 **)	48,8 **)
1	13,5	51	43,7	50,2
2	63	37	39,8	39,5
3	113	34	37,8	35,3
4	163	33	36,2	32,5
4	163 ***)	33	38,9	34,2

*) LÜB-Monitor

***) Lärmschutzwand mit 4 m Höhe

****) plus kreuzende Straße 92 m vom Kreuzungsmittelpunkt

*****) äußerer Rand des am weitesten rechts gelegenen Fahrstreifens.

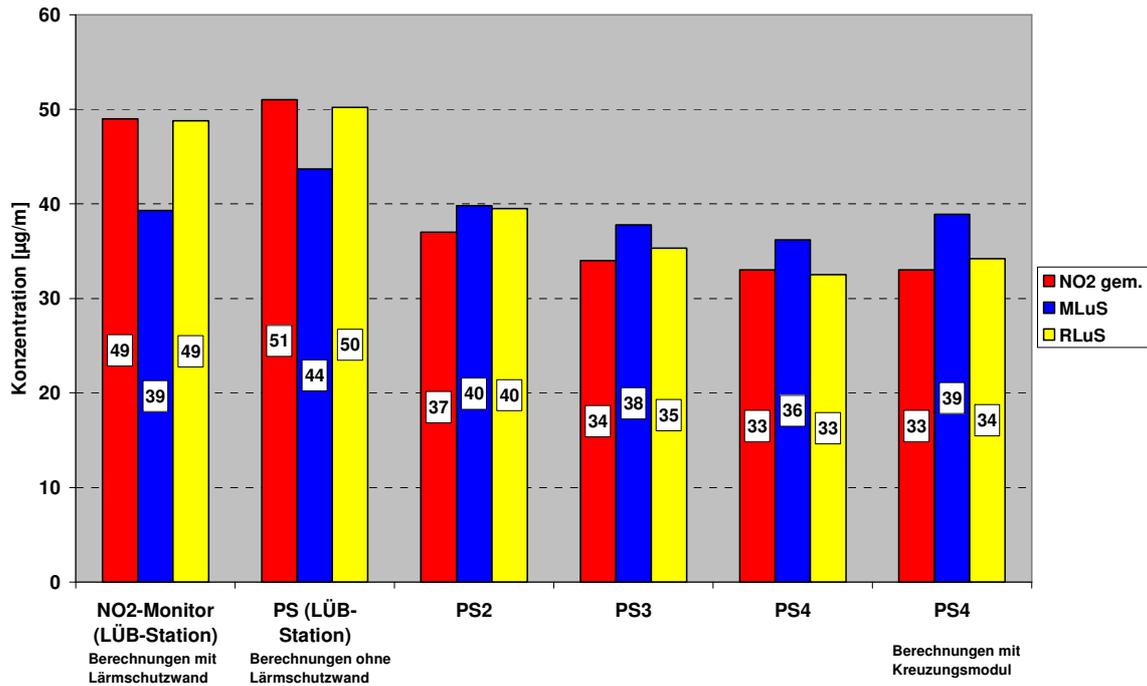


Abb. 2: graphische Darstellung der Ergebnisse

Fazit:

Deutlich zu erkennen sind die Unterschätzungen bei MLuS bei geringeren Entfernungen vom Fahrbahnrand. Die Berechnungen mit RLuS geben die Messergebnisse in den unterschiedlichen Entfernungen sehr gut wieder.

Die Einbeziehung der 4 m hohen Lärmschutzwand bzw. der in 92 m Entfernung von PS4 kreuzenden Staatsstraße 2093 in die Berechnungen spiegeln die Messergebnisse bei Verwendung von RLuS besser als MLuS wieder.

MARLIS – Maßnahmen zur Reinhaltung der Luft in Bezug auf Immissionen an Straßen

Kontinuierliche Dokumentation von Maßnahmen zur Luftreinhaltung

Dr.-Ing. Christiane Schneider¹⁾, Sabine Turhan¹⁾,
Anja Baum²⁾, Bertil Surkus²⁾

¹⁾ AVISO GmbH, Aachen

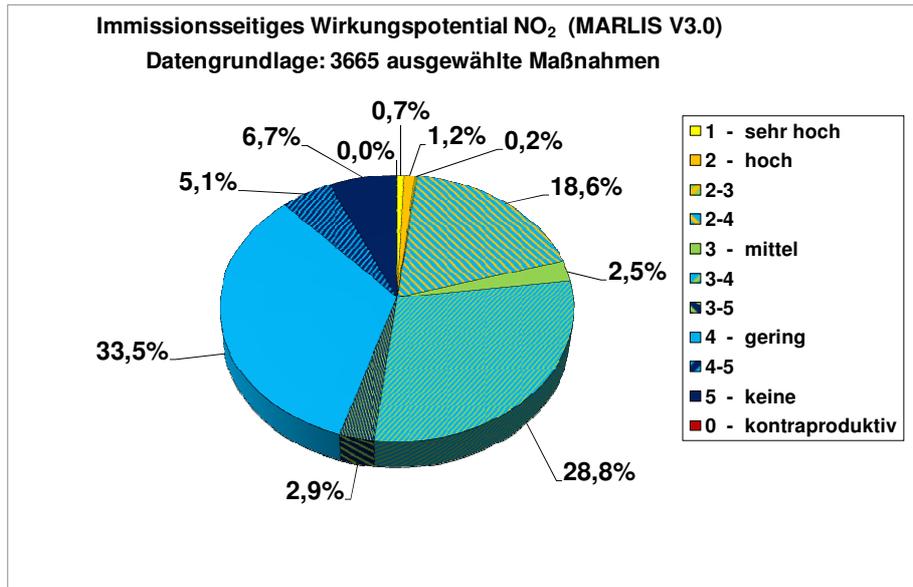
²⁾ Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach

In der Datenbank MARLIS sind Maßnahmen zur Luftreinhaltung an Verkehrswegen und deren Auswirkung auf die Luftschadstoffkonzentrationen ausführlich beschrieben und bewertet. MARLIS bietet dabei die Möglichkeit, aus einer Vielzahl von Maßnahmen unter Auswahl bestimmter Kriterien Maßnahmen zu ermitteln und je nach Datenverfügbarkeit deren verkehrliche, emissions- und immissionsseitige Wirkungen zu beurteilen. Darüber hinaus erlaubt eine Volltextsuche, die Inhalte der Datenbank nach beliebigen Schlagwörtern und Sätzen durchsuchen zu lassen.

Das Poster gibt Informationen zum aktuellen Stand von MARLIS:

- was ist MARLIS
(http://www.bast.de/nn_42544/DE/Publikationen/Datenbanken/MARLIS/MARLIS.html)
- der aktuelle Datenstand in MARLIS
- die Recherche- und Auswertungsmöglichkeiten in MARLIS
- wie wird sich MARLIS weiterentwickeln

Ein Beispiel für die Auswertungsmöglichkeiten zeigt die folgende Statistik zum immissionsseitigen Wirkungspotential für NO₂:



Eine wesentliche Bedeutung der Datenbank liegt in der Schaffung einer kontinuierlich aktualisierten, objektiven Plattform für Wissenschaft und öffentliche Entscheidungsträger zur Information über die Bandbreite möglicher Maßnahmen zur Luftreinhaltung an Verkehrswegen. Die Datenbank unterstützt die Auswahl effizienter, auf die lokalen Verhältnisse abgestimmter Maßnahmen(bündel), um u.a. auch wirtschaftliche Fehlentwicklungen zu vermeiden.

Luftschadstoffprognosemodelle als Umweltmodule für umweltorientiertes Verkehrsmanagement – Erfahrungen mit ProFet und PROKAS^{online}

Dr. rer. nat. Ingo Düring¹⁾, Tilo Hoffmann¹⁾, Helmut Lorentz¹⁾,
Dr.-Ing. Thomas Flassak²⁾

¹⁾ Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Mohrenstraße 14,
D- 01445 Radebeul, ingo.duering@lohmeyer.de

²⁾ Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, An der Roßweid 3,
D- 76229 Karlsruhe

1. Einleitung

In Städten mit hohem Verkehrsaufkommen und enger Bebauungssituation (Straßenschluchten) werden derzeit häufig Luftschadstoffgrenzwerte der 39. BImSchV, insbesondere für den NO₂-Jahresmittelwert und den PM10-Tagesgrenzwert, überschritten. In den deshalb aufgestellten Luftreinhalte- bzw. Aktionsplänen werden verstärkt umweltsensitive dynamische Verkehrssteuerungen vorgesehen, die den Verkehrsfluss und/oder die Verkehrs(um)leitung auch in Abhängigkeit von Umweltparametern (Wind, Luftschadstoffvorbelastung, etc.) steuern sollen. Um dies zu realisieren, wird i.Allg. an die Verkehrssteuerung ein sog. Umweltmodul (Online-Prognosemodell) gekoppelt, in dem aktuelle bzw. prognostizierte Luftschadstoffkonzentrationen berechnet werden, die als Regelgröße in die Verkehrssteuerung einbezogen werden können. Auch können die berechneten Luftschadstoffkonzentrationen zur aktuellen Information der Öffentlichkeit im Internet verwendet werden. Derzeit sind bundesweit nur wenige solcher Systeme im operationellen Einsatz.

2. Umweltmodule

Durch das Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG wurden in den vergangenen Jahren die Online-Prognosemodelle PROKAS^{online} sowie ProFet entwickelt,

die als Umweltmodule für die Kopplung an eine dynamische Verkehrssteuerung geeignet sind.

PROKAS^{online} verarbeitet aktuell gemessene meteorologische Daten, Immissionswerte sowie Verkehrsdaten und ist in der Lage, die aktuelle Immissionsituation für einzelne Straßenzüge aber auch für große Straßennetze darzustellen. Meteorologische (z.B. vom Deutschen Wetterdienst oder von Meteomedia) und verkehrliche Prognosedaten können über ein Prognosemodul eingebunden werden und dienen dann zur Erstellung von Kurzfrist-Immissionsprognosen (je nach Forderung der Verkehrsmanagementzentrale z.B. 1 Stunde oder 1 Tag im Voraus). Die wahlweise Einbindung von PROKAS_B oder MISKAM als Ausbreitungsmodell erlaubt eine Abwägung zwischen erforderlicher Prognosegenauigkeit und Programmkosten. PROKAS^{online} hat seine Stärken bei der Prognose der NO₂-Konzentrationen, da die relevanten verkehrlichen und meteorologischen Einflüsse inkl. der chemischen Bildung von NO₂ aus NO und Ozon unter Berücksichtigung der Meteorologie (Temp. und Strahlung) auf kleinen Zeitskalen gut abgebildet werden können. Gerade die NO₂-Bildung ist für die Prognosegüte eine sehr wichtige Einflussgröße.

ProFet (Programmsystem für die Feinstaubprognose) basiert auf einem multilineareren Regressionsmodell, welches mittels repräsentativer Messdatenreihen „angelernt“ wird. Seine Stärken hat es bei der PM10-Kurzfristprognose, da hier die bei PM10 besonders wichtigen meteorologischen Aspekte, wie Niederschlag, Länge von Trockenzeiten, Jahreszeit, etc., explizit berücksichtigt werden können. ProFet beinhaltet weiterhin ein Modul zur Abschätzung der Wirksamkeit von verkehrlichen Minderungswirkungen auf die Luftschadstoffbelastung. Die **Abbildung 1** zeigt eine Übersicht über die Methodiken, Eingangsdaten sowie Einsatzstärken der eingesetzten Online-Prognosemodelle.

ProFet ist schon seit mehreren Jahren im Luftüberwachungssystem Sachsen-Anhalt (LÜSA) des Landesamtes für Umweltschutz (LAU) im operationalen (autonomen) Betrieb. Es dient derzeit u.a. zur Information an die Immissionsschutzbehörden sowie bei drohender PM10-Grenzwertüberschreitung zur Aktivierung eines LKW-Durchfahrtsverbotes in Wittenberg sowie der Signalisierung eines Tempolimits von 30 km/h auf der Merseburger Straße in Halle/Saale. Seit Sommer 2012 wird zusätzlich PROKAS^{online} für das Hauptstraßennetz von Halle betrieben und derzeit auf Magdeburg erweitert. Die **Abbildung 2** zeigt das entsprechende Funktionsschema.

Übersicht Online-Prognosemodelle		Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG Karlsruhe und Dresden	
	ProFet	PROKAS ^{Online}	
Methodik	Multilineare Regression	Emissions- und Ausbreitungsmodellierung	
Ausbreitungsmodell	-	PROKAS	MISKAM
Räumliche Auflösung	1 Punkt (Messcontainer)	typisierte Straßennetze (1 repräsentativer Wert pro 100 m Straßenabschnitt)	flächendeckend hohe räumliche Auflösung
Input	Wind, Temp., Niederschlag, Jahreszeit, Inversionsdauer, Hintergrundkonz., Wochentag	Wind, Temp., Strahlung, Hintergrundkonz., Verkehrsstärke, Verkehrssituation, typisierte Bebauung	Wind, Temp., Strahlung, Hintergrundkonz., Verkehrsstärke, Verkehrssituation, 3d-Gebäudemodell
Einsatzstärken	Prognose der PM10-Konzentrationen (Tagesmittelwerte)	Prognose der NO ₂ -Konzentrationen (Stundenwerte) auch für große Straßennetze	Prognose der NO ₂ -Konzentrationen (Stundenwerte) für Innenstadtbereiche

Abbildung 1: Übersicht über die Methodiken, benötigten Eingangsdaten sowie Einsatzstärken der im Ing.-Büro Lohmeyer GmbH & Co. KG eingesetzten Umweltmodule für umweltsensitive Verkehrssteuerungen

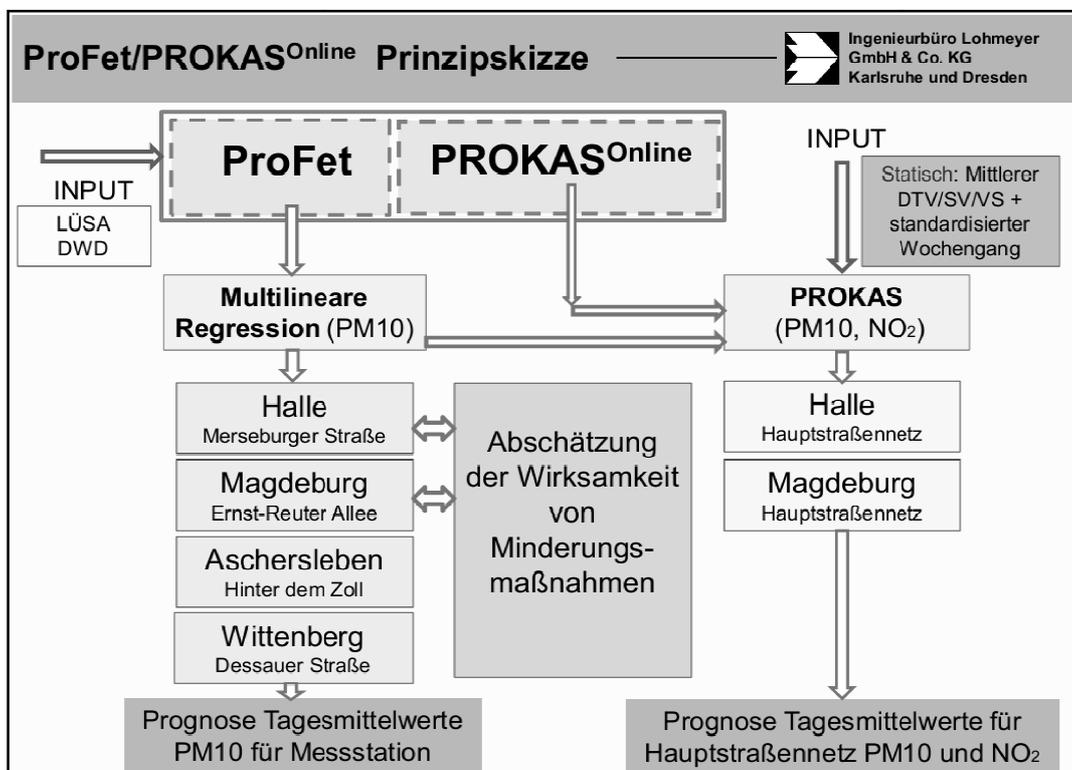


Abbildung 2: Funktionsschema ProFet/PROKAS^{online} für Sachsen-Anhalt (Stand 2013)

Hierbei sei angemerkt, dass die Berücksichtigung der Verkehrsbelegungen derzeit noch statisch, also über mittlere DTV und SV-Anteile sowie standardisierte Tages- und Wochengänge des Verkehrs, betrieben wird. Die Kopplung an (dynamische) Verkehrsmodelle ist in Vorbereitung.

PROKAS^{online} ist auch seit mehreren Jahren bei der Stadt Stuttgart installiert und liefert dort (autonom) entsprechende Stundenwerte der NO₂-Konzentrationen, welche u.a. auch im Internet veröffentlicht werden (dort wurde PROKAS^{online} mit MISKAM gekoppelt, siehe http://www.stadtklima-stuttgart.de/index.php?luft_onlineschadstoffe_einleitung) bzw. **Abbildung 3**.

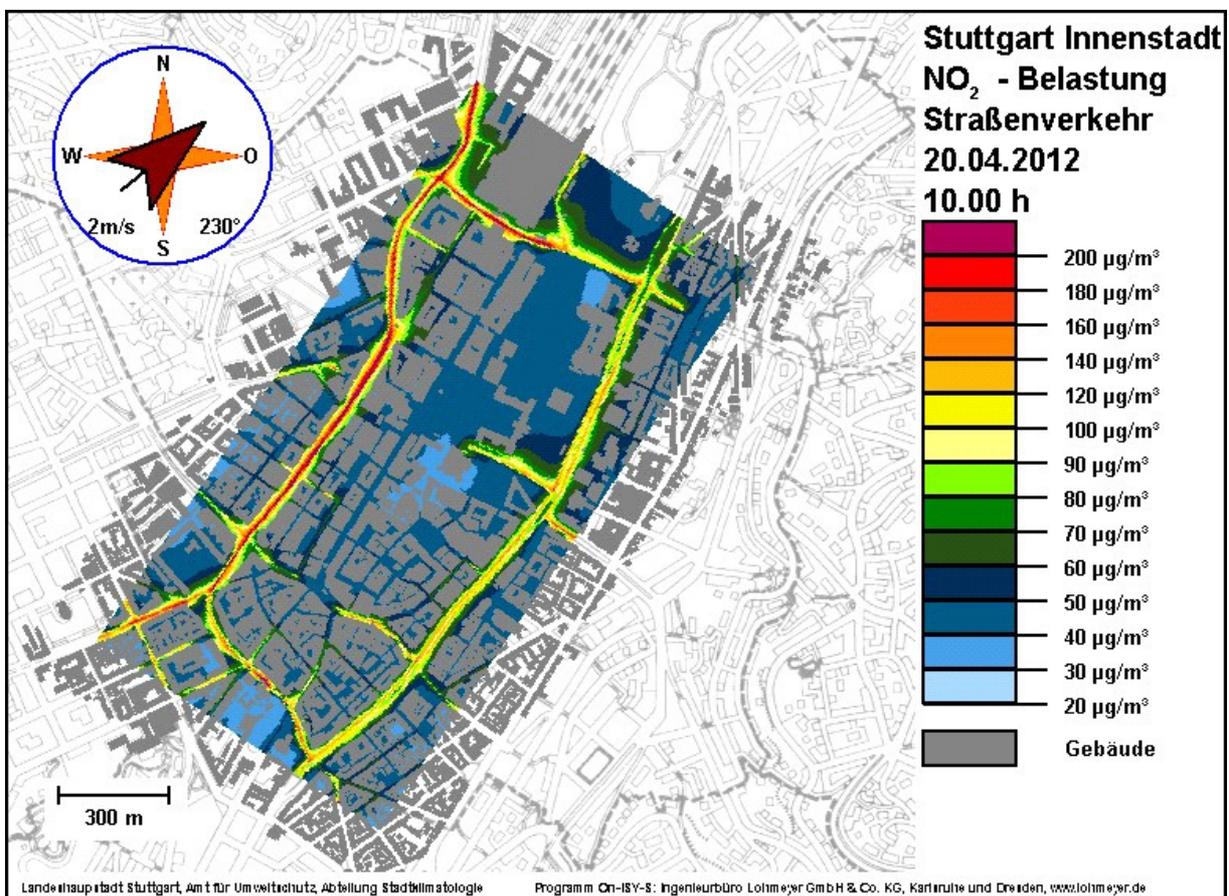


Abbildung 3: Beispiel für eine NO₂-Prognose (Stundenmittelwert) mittels PROKAS^{online}

3. Erfahrungen

ProFet/PROKAS^{online} für Sachsen-Anhalt aber auch PROKAS^{online} für Stuttgart werden seit einigen Jahren betrieben. Aus diesen Betrieben ergeben sich u.a. folgende Schlussfolgerungen:

- Für den autonomen Betrieb und für verlässliche Prognosen sind ausgereifte Prüfalgorithmen für die Kontrollen der Eingangsdaten auf Vollständigkeit und Plausibilität notwendig. Dies ist in beiden Programmen gewährleistet. In Sachsen-Anhalt wird bei festgestellten Eingangsdatenproblemen weiterhin die Möglichkeit genutzt, durch eine Mitteilung per email an den Diensthabenden des Luftüberwachungssystems (LÜSA) vor dem eigentlichen Berechnungslauf eine Korrektur bzw. Vervollständigung der Daten durchführen zu können.
- Die Genauigkeit der Prognosen hängt im entscheidenden Maße von der Güte der Prognose-Inputdaten (Meteorologie, Verkehrsbelastung, Verkehrssituation, Hintergrundbelastungen) ab. So werden in Sachsen-Anhalt die meteorologischen Prognosen (Wind, Niederschlag, Temperatur, Inversion) vom Deutschen Wetterdienst geliefert. In regelmäßigen Abständen werden deshalb Prognosewerte mit meteorologischen Messdaten an den Referenzstationen der Immissionsprognosen verglichen und ggf. Korrekturfunktionen abgeleitet.
- Eine Validierung der Immissionsprognosen ist nicht nur Anhand von (Ist)-Messwerten sondern auch anhand der o.g. Prognoseinputdaten notwendig. Auch dies wurde im Rahmen des Betriebs von ProFet/PROKAS^{online} in Sachsen-Anhalt mehrfach durchgeführt.
- Bei den Prognosen mit PROKAS^{online} oder ähnlichen Systemen auf Basis der (klassischen) Emissions- und Ausbreitungsberechnung ist darauf zu achten, dass die örtlichen verkehrlichen Gegebenheiten an der Immissionsmessstelle ausreichend genau abgebildet werden. Dies betrifft insbesondere die örtlichen Verkehrsmengen, Zusammensetzungen sowie Verkehrssituationen in der Nähe von Knotenpunkten. Sollten aus diesem Bereich keine verkehrlichen Messdaten vorliegen, sind entsprechende Anpassungen von der nächstliegenden Messstelle durchzuführen.

4. Nutzungsmöglichkeiten

Die folgende **Abbildung 4** zeigt Nutzungsmöglichkeiten der vorgestellten Modelle. Prinzipiell sind diese einsetzbar zum Informieren über aktuelle und/oder zu erwartende Luftschadstoffsituationen und zum anderen zur Steuerungshilfe von Verkehrsleiteinrichtungen.



Abbildung 4: Nutzungsmöglichkeiten der Umweltmodule

Moosmatten-Immissionsschutzwand – Aufrüstung einer vorhandenen Lärmschutzwand zum verbesserten Schutz der anliegenden Bebauung vor Feinstaub

Dr. Hans Jungelen, Heribert Rückewold
Landesbetrieb Mobilität Rheinland-Pfalz
Fachgruppe Umwelt/Landespflege
Friedrich-Ebert-Ring 14 – 20
56068 Koblenz

Projektbeschreibung:

Die konsequente Berücksichtigung der Luftschadstoffproblematik im Bauverfahren zu Straßen ist eine klare Anforderung der Planfeststellung. Diese Anforderung und auch die Konsequenzen einer Grenzwertüberschreitung für den Straßenbau ergeben sich eindeutig aus höchstrichterlicher Rechtsprechung (BVerwG 4 CN 11.03 v. 18.11.2004). Bei Grenzwertüberschreitungen können im Rahmen der Luftreinhaltung Maßnahmen festgesetzt werden, die geeignet sind, die Immissionen zu beschränken (§ 47 BImSchG). Dies könnte unter Extrembedingungen sogar zu Verkehrsbeschränkungen auf der zu bauenden Straße führen. Maßnahmen zum Immissionsschutz sollten daher bereits bei der Planung in Betracht gezogen werden.

Bekannte Maßnahmen sind Lärmschutzwände (vergl. Merkblatt für Luftverunreinigungen an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung, MLuS). Ihre Wirksamkeit ist jedoch sehr begrenzt. Verbesserungen der Wirksamkeit werden von Seiten der Wissenschaft angenommen. Als solche wird auch die Feinstaubbindung durch Moose diskutiert. Denkbar wäre eine Kombination von Lärmschutzwänden mit Moosmatten. Die Verifizierung der Maßnahme setzt eine technische Realisierung voraus, die bislang nicht erfolgte. Das Pilotprojekt dient daher vorwiegend der Überprüfung der technischen Machbarkeit.

Ziele:

- Klärung der technischen Machbarkeit im Bereich einer Lärmschutzwand an einer stark befahrenen Bundesfernstraße
- Möglichkeiten der baulichen Umsetzung an einer Straße unter Verkehr
- Prüfung der Unterhaltungsbedingungen im Betrieb hinsichtlich der Konstruktion sowie der Moosgesellschaft
- Messtechnische Überprüfung der Wirksamkeit auf die Feinstaubbelastung

Konstruktion:

Stahlrahmen gegründet auf 3 bestehenden und 3 neuen Bohrpfählen. Abmessung der Mooswandelemente ca. 17,30 m x 3,1 m, davon ca. 7,5 m freistehend mit 3 Feldern von 2,5 m Breite mit jeweils 3 Mooswandelementen und ca. 9,80 m freistehend mit 2 Feldern von 4,9 m Breite mit jeweils 6 Mooswandelementen.

Durchführung:

Es handelt sich um die erste Realisierung einer Mooswand an einer Straße zu Immissionsschutzzwecken. Die A 61 ist an dieser Stelle eine der sehr stark belasteten Autobahnen des Landes Rheinland-Pfalz.

Angeregt wurde das Pilotprojekt durch einen Vortrag von Prof. Frahm über seine Forschungsergebnisse zur Feinstaubbindung durch Moose im Rahmen des Kolloquiums „Luftqualität an Straßen“ 2008. Da in Rheinland-Pfalz mehrere schwierige Straßenbauprojekte mit Grenzwertproblemen im Bereich der Feinstäube betrieben werden und dringend nach Maßnahmenkonzepten gesucht wird, hat der Landesbetrieb Mobilität Rheinland-Pfalz die Realisierung dieses Pilotprojektes seit 2009 betrieben.

Nach entsprechenden Vorüberlegungen und –Arbeiten wurde die Wand als immissionstechnische Ertüchtigung der Lärmschutzwand A 61 Kretz mit einer Länge von 17,5 m und einer Höhe von 3,5 m zu Beginn 2011 realisiert und im März 2011 fertig gestellt. Die Wand wurde zum Teil freistehend, zum Teil mit der Lärmschutzwand verbunden ausgeführt. Die vorkultivierten Moosmatten des Herstellers Xeroflor wurden auf Stahllochplatten in Metallrahmen montiert und mit Stahlgittern überdeckt.

Wegen nicht befriedigender Vitalitätsanteile der Moose wurden Anfang 2012 vier der 2,5 x 1 m großen Kassetten der Wand ausgetauscht und die folgenden bautechnische Variationen eingebracht und mit den übrigen Elementen der Mooswand vergleichend beobachtet:

- Folienabdichtung der Rückwand
- Kunststoffummantelung der Metallteile
- verschiedene Speichervliesmontagen.

Ende November 2012 wurden die einzelnen Versuchsflächen zuletzt untersucht. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass insbesondere die Variante „mit Dichtungsfolie, Speichervlies und Kunststoffummantelung der Metallteile“ auch noch nach etwa einem Jahr annähernd vollständig Vitalität zeigt. Damit kann festgestellt werden, dass das Hauptziel des Pilotprojektes, nämlich die Entwicklung einer mit einer senkrechten Lärmschutzwand kombinierten Mooswand, erreicht scheint.

Weiteres Vorgehen:

Es ist nun geplant, die weniger günstigen Versuchsflächen zum Teil nach dem Vorbild der günstigsten Variante, zum Teil mit weiteren Variationen nachzurüsten. Von jeder Variante verbleibt aber mindestens eine Fläche zur Dauerbeobachtung. Danach kann begonnen werden, die Effizienz der Wand zu untersuchen (Feinstaubmessungen). Das Messprogramm wird zurzeit entwickelt. Parallel dazu soll weiterhin die langfristige Entwicklung der Moosgesellschaften beobachtet werden.

Projektleitung: Landesbetrieb Mobilität Rheinland-Pfalz (LBM), Fachgruppe Umwelt/Landespflege

Wissenschaftliche Beratung: Prof. Dr. Frahm, ehemaliger Leiter des Nees Institut für Biodiversität der Pflanzen an der Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Technische Durchführung: LBM Autobahnamt Montabaur, J.J. Brühl Stahlbau GmbH Koblenz

Beobachtung und Dokumentation Moosgesellschaften: Dr. N. J. Stapper, Ökologische Studien, Monheim