

Modellierung verkehrsbedingter Immissionen - Anforderungen an die Eingangsdaten - Grundlage HBEFA 3.1

 Leitfaden

- Aktualisiert auf HBEFA 3.2 -

Modellierung verkehrsbedingter Immissionen - Anforderungen an die Eingangsdaten - Grundlage HBEFA 3.1

 Leitfaden

The word 'Leitfaden' is preceded by a small icon of a black silhouette of a person walking, which is a common symbol for a guide or manual.

- Aktualisiert auf HBEFA 3.2 -

| | |
|-------------------------|---|
| HERAUSGEBER | LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Postfach 10 01 63, 76231 Karlsruhe, www.lubw.baden-wuerttemberg.de |
| BEARBEITUNG | IVU Umwelt GmbH, 79110 Freiburg, Emmy-Noether-Str. 2, www.ivu-umwelt.de Volker Diegmann, Anna Mahlau, Dr. Lina Neunhäuserer, Florian Pfäfflin, Heike Wursthorn |
| REDAKTION | LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Referat 33 – Luftqualität Dr. Werner Scholz |
| BEZUG | Kostenloser Download unter: www.lubw.baden-wuerttemberg.de |
| STAND | Dezember 2010 / April 2015 |
| KARTENGRUNDLAGEN | Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation Geoportal der Senatsverwaltung Berlin |
| TITELFOTO | LUBW |
| BERICHTSUMFANG | 74 Seiten |

Nachdruck – auch auszugsweise – ist nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

| | |
|---|-----------|
| VORBEMERKUNG | 8 |
| 1 ANWENDUNGSBEREICH DES LEITFADENS | 9 |
| 1.1 Rechtliche Grundlagen | 9 |
| 1.2 Auswahl der zu betrachtenden Schadstoffe | 9 |
| 2 ERMITTLUNG DER IMMISSIONEN | 10 |
| 2.1 Komponenten der Gesamtbelastung | 10 |
| 2.2 Übersicht Modellierung | 10 |
| 2.3 Marktübersicht Deutschland | 13 |
| 3 VORGEHENSWEISE UND DATEN | 14 |
| 3.1 Anwendungsbereiche der Modelle | 14 |
| 3.2 Gebietsfestlegung | 15 |
| 3.3 Bezugsjahr | 15 |
| 3.4 Meteorologie | 15 |
| 3.5 Vorbelastung (Gesamthintergrundniveau) | 16 |
| 3.6 Verkehrsdaten und Emissionen | 16 |
| 3.6.1 Verkehrsstärke | 16 |
| 3.6.2 Verkehrszusammensetzung | 17 |
| 3.6.3 Verkehrsdynamik | 17 |
| 3.6.4 Flottenzusammensetzung | 17 |
| 3.6.5 Längsneigung | 18 |
| 3.6.6 Kaltstart | 18 |
| 3.6.7 Partikel | 18 |
| 3.6.7.1 Auspuffemissionen | 18 |
| 3.6.7.2 Abrieb / Aufwirbelung | 18 |
| 3.6.8 Zeitlicher Verlauf | 18 |
| 3.6.9 Weitere Einflüsse | 19 |
| 3.6.9.1 Ruhender Verkehr | 19 |
| 3.6.9.2 Klimaanlage | 19 |
| 3.6.10 Emissionsmodelle | 19 |
| 3.7 Geometriedaten | 19 |
| 3.7.1 Screeningmodelle | 20 |
| 3.7.2 Detailmodelle | 20 |
| 3.7.3 Regionalmodelle | 21 |
| 3.8 Abgeleitete Kenngrößen | 22 |
| 3.8.1 PM10-Überschreitungstage | 22 |
| 3.8.2 Jahresmittelwert NO ₂ | 22 |
| 3.8.3 Überschreitungsstunden NO ₂ | 23 |
| 3.9 Anforderungen an und Methoden für eine Vorhersage | 24 |
| 3.9.1 Emissionen | 24 |
| 3.9.2 Meteorologie | 24 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| 3.9.3 | Belüftungssituation | 24 |
| 3.9.4 | Vorbelastung | 24 |
| 4 | SENSITIVITÄTEN UND RELEVANZ | 25 |
| 4.1 | Eingangsdaten | 25 |
| 4.2 | Variationen der Eingangsdaten | 26 |
| 4.3 | Sensitivität der Immissionen | 27 |
| 4.4 | Detaillierte Betrachtungen zur Sensitivität | 28 |
| 5 | CHECKLISTE | 29 |
| 6 | SCHRIFTTUM | 31 |
| 6.1 | Gesetze, Verordnungen, Verwaltungsvorschriften | 31 |
| 6.2 | Technische Regeln | 31 |
| 6.3 | Literatur | 32 |
| A | ANHANG: VERTIEFUNG | 35 |
| A.1 | Rechtliche Grundlagen | 35 |
| A.2 | Meteorologie | 36 |
| A.2.1 | Verfügbare Daten | 36 |
| A.2.2 | Räumliche und zeitliche Repräsentativität | 37 |
| A.2.3 | Anforderungen aus Anwendungs- und Modellsicht | 38 |
| A.2.3.1 | Zeitreihen und Statistiken | 38 |
| A.2.3.2 | Rauigkeitslänge und Anemometerhöhe | 38 |
| A.2.3.3 | Weitere Einflüsse | 38 |
| A.3 | Vorbelastung (Gesamthintergrundniveau) | 39 |
| A.3.1 | Zeitliche Auflösung | 39 |
| A.3.2 | Vorbelastung aus Schätzwerten | 39 |
| A.3.3 | Vorbelastung aus Messwerten | 39 |
| A.3.4 | Vorbelastung aus Modellergebnissen | 40 |
| A.3.5 | Vorbelastung aus Messwerten und Modellergebnissen | 40 |
| A.3.6 | Verfügbarkeit von Messdaten | 40 |
| A.4 | Nichtverkehrliche Emissionsquellen | 41 |
| A.5 | Sensitivitäten | 41 |
| A.5.1 | Sensitivitäten in der Emissionsberechnung | 42 |
| A.5.1.1 | Verkehrsstärke | 42 |
| A.5.1.2 | Verkehrszusammensetzung | 42 |
| A.5.1.3 | Verkehrsdynamik (Stop&Go, Verkehrssituation) | 43 |
| A.5.1.4 | Flottenzusammensetzung | 45 |
| A.5.1.5 | Längsneigung | 46 |
| A.5.2 | Sensitivitäten in der Immissionsberechnung (IMMIS) | 47 |
| A.5.2.1 | Geometrie | 47 |
| A.5.2.2 | Baulückenanteil | 48 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| A.5.2.3 | Windgeschwindigkeit | 49 |
| A.5.3 | Sensitivitäten in der Immissionsberechnung (PROKAS) | 49 |
| A.5.3.1 | Straßenraumbreiten und Bebauungstyp | 49 |
| A.5.3.2 | Lückigkeit bei unterschiedlichen Bebauungstypen | 50 |
| A.5.3.3 | Mittlere jährliche Windgeschwindigkeit | 50 |
| A.5.3.4 | Variation der Hauptwindrichtung gegenüber der Straßenausrichtung | 51 |
| A.5.3.5 | Einseitige Bebauung | 52 |
| B | ANHANG: ANALYSE DETAILMODELLE (MIKROSKALA) | 53 |
| B.1 | Einleitung | 53 |
| B.2 | Vorgehensweise | 53 |
| B.3 | Eingangsdaten | 53 |
| B.3.1 | Gebietsbeschreibung | 53 |
| B.3.2 | Messdaten | 53 |
| B.3.2.1 | Meteorologie | 53 |
| B.3.2.2 | Verkehr | 55 |
| B.3.2.3 | Vorbelastung | 56 |
| B.4 | Emissionen | 56 |
| B.5 | Datenaufbereitung | 56 |
| B.5.1 | CPB | 56 |
| B.5.2 | LASAT | 57 |
| B.5.3 | MISKAM | 58 |
| B.6 | Modellergebnisse | 59 |
| B.6.1 | Jahresmittelwerte | 59 |
| B.6.2 | Zeitreihen | 64 |
| B.7 | Rechenaufwand | 65 |
| | ABBILDUNGSVERZEICHNIS | 68 |
| | TABELLENVERZEICHNIS | 70 |
| | GLOSSAR UND ABKÜRZUNGEN | 71 |

Vorbemerkung

Mit der Verabschiedung der EU-Richtlinie zur Luftqualität und deren Umsetzung in deutsches Recht in der „Neununddreißigsten Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes“ (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchst-mengen – 39. BImSchV) im Jahr 2010 haben sich neue Anforderungen an die Modellierung von verkehrsbedingten Immissionen ergeben.

Mit Ausnahme des Merkblatts über Luftverunreinigungen an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (MLuS 2005, aktualisiert als RLuS 2012) gibt es im Bereich der Modellierung verkehrsbedingter Immissionen keine allgemein gültigen Vorgaben zur Berechnungsmethodik.

Dieser Leitfaden soll den Planungsbehörden helfen, bei der Datenbeschaffung für Immissionsberechnungen zielgerichtet und effektiv vorzugehen sowie externe Untersuchungen im Hinblick auf die verwendeten Eingangsdaten, Berechnungsansätze und Vorgehensweisen zu bewerten. Damit wird die Prüfung solcher Gutachten auf Vollständigkeit und Plausibilität erleichtert. Zur Dokumentation der Prüfung findet sich in Kapitel 5 eine Checkliste. Gleichzeitig kann damit dieser Leitfaden bei der Erstellung von Gutachten hilfreich sein.

Ein Glossar und ein Abkürzungsverzeichnis befinden sich am Ende dieser Broschüre.

Datengrundlage aller Aussagen und Berechnungen zu Emissionen des Kfz-Verkehrs in diesem Leitfaden war zunächst die im Februar 2010 veröffentlichte Fassung des Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA) in der Version 3.1.

Im Juli 2014 erschien die neue HBEFA-Version 3.2, die im Vergleich zum HBEFA 3.1 ein "leichtes Update" darstellt. Angepasst wurden vor allem die Emissionsfaktoren für Euro 5/V- und Euro 6/VI-Fahrzeuge, während die Emissionsfaktoren bis Euro 4/IV weitgehend unverändert blieben, ebenso wie Struktur und Methodik des Handbuchs insgesamt.

Für die Aktualisierung dieses Leitfadens wurde daher lediglich das Kapitel A.5.1 "Sensitivitäten in der Emissionsberechnung" überarbeitet. Damit basieren die dort vorgestellten Kfz-Emissionsvergleiche in Abhängigkeit diverser Parameter nun auf den Emissionsfaktoren des aktuellen HBEFA 3.2.

1 Anwendungsbereich des Leitfadens

1.1 Rechtliche Grundlagen

In EU-Richtlinien bzw. deren Umsetzung in nationales Recht in der 39. BImSchV, 2010 sind Grenzwerte festgelegt, die die Grundlage zur Beurteilung der Luftqualität bilden. Im Anhang A.1 findet sich eine kurze Darstellung der Rechtslage und in der dortigen Tabelle A-1 eine Zusammenstellung der Grenz- und Zielwerte.

In Deutschland werden fast ausschließlich die Grenzwerte für NO₂ und PM₁₀, vor allem in der Nähe von Verkehrswegen, überschritten. Damit bekommt die Ermittlung der Luftschadstoffbelastung, die durch Verkehrsemissionen verursacht wird, eine besondere Bedeutung.

Die in Deutschland geltenden Regelwerke, in denen der Planungsfaktor „Luftreinhaltung“ berücksichtigt wird, sind in der Tabelle A-2 im Einzelnen dargestellt. Es ergeben sich aus diesen Regelwerken folgende Aufgaben:

- Analysen, Prognosen und Maßnahmenbewertungen im Rahmen der Planerstellung zur Luftreinhaltungsplanung (39. BImSchV, 2010) bzw. im Rahmen der Planerstellung nach EU-Richtlinien,
- Prognosen der Luftschadstoffbelastung im Planungsprozess für den Neu-, Um- oder Ausbau von Verkehrswegen oder für Bauvorhaben mit verkehrlichen Wirkungen,
- Prognosen der Luftschadstoffbelastung bei Bauvorhaben, die geänderte Belastungssituationen durch Verkehrsemissionen zur Folge haben, z. B. durch eine geänderte innerstädtische Belüftungssituation, sowie
- Planung von Messstandorten zur Feststellung von Konzentrationswerten, z. B. nach der 39. BImSchV, 2010.

1.2 Auswahl der zu betrachtenden Schadstoffe

Auf Grund der langjährigen aktiven Luftreinhaltungspolitik in Deutschland bestehen bei vielen der limitierten Schadstoffe (Tabelle A-1) keine Probleme mehr mit der Grenzwerteinhaltung; teilweise sind die Komponenten auch für den Kfz-Verkehr nicht relevant. Aktuelle Messungen und Jahreskenngrößen für die relevanten Schadstoffe können z. B. im Internetangebot⁸ der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) eingesehen werden.

Von Bedeutung für den Verkehrsbereich sind in Deutschland die Grenzwerte für NO₂, PM₁₀ und zukünftig voraussichtlich auch PM_{2,5}.

Benzol spielt als Schadstoff des Kfz-Verkehrs eine zunehmend geringere Rolle, obgleich es aus gesundheitlicher Sicht keine Wirkungsschwelle gibt, unterhalb der es unschädlich ist. Seine Konzentrationen in Straßennähe sind in den vergangenen 20 Jahren erheblich zurückgegangen und unterschreiten in Baden-Württemberg den Grenzwert seit Jahren deutlich. Daher wird es hier nicht weiter betrachtet.

Ruß bzw. elementarer Kohlenstoff als Schadstoff aus dem Verkehrsbereich wird aktuell diskutiert. Als Produkt der Dieselerverbrennung wird ihm eine hohe kanzerogene Wirkung zugeordnet. Allerdings liegen gegenwärtig nur wenige Ruß-Immissionsmessungen vor, die Datenlage bei den verkehrsbedingten Ruß-Emissionen ist unsicher und rechtliche Regelungen zu Ruß fehlen. Zudem ist Ruß als Feinstaubkomponente immer in der Betrachtung von PM₁₀ bzw. PM_{2,5} enthalten. Daher wird auf eine explizite Behandlung von Ruß verzichtet.

⁸ Erreichbar von der Startseite der LUBW (www.lubw.de) → Themen → Portal Luft → Luftdaten-Messungen → Mehrjährige Datenreihen; bei Redaktionsschluss direkt erreichbar als www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/16706

2 Ermittlung der Immissionen

Zur Ermittlung der Gesamtbelastung von Schadstoffimmissionen kommen verschiedene Verfahren und Modelle zum Einsatz. Die Berechnung der Konzentration an ausgewählten Punkten wird mit sogenannten Ausbreitungsmodellen durchgeführt.

Im Folgenden werden im Allgemeinen verwendete Verfahren und Modelle beschrieben.

2.1 Komponenten der Gesamtbelastung

Luftschadstoffe können je nach Substanz und meteorologischer Situation über weite Strecken in der Atmosphäre transportiert werden.

Eine Ausbreitungsrechnung berücksichtigt immer nur Emissionsquellen in einem begrenzten Gebiet. Damit kann also nur ein Teil der Gesamtbelastung an einem ausgewählten Punkt in diesem Gebiet direkt berechnet werden, die sogenannte Zusatzbelastung. Der zur Gesamtbelastung fehlende Anteil, verursacht von Quellen, die in der Ausbreitungsberechnung nicht explizit berücksichtigt werden, wird Vorbelastung oder Gesamthintergrundniveau genannt. Die Vorbelastung ist von der im Modell betrachteten räumlichen Skala abhängig. Weitere Ausführungen zur Vorbelastung finden sich in Abschnitt 3.5.

Eine schematische Darstellung, wie sich die Luftbelastung z. B. innerhalb einer Stadt zusammensetzt, zeigt Abbildung 2-1. An den verkehrlichen Hotspots ist die Gesamtbelastung die Summe aus regionalem Hintergrund, urbanem Hintergrund und Zusatzbelastung.

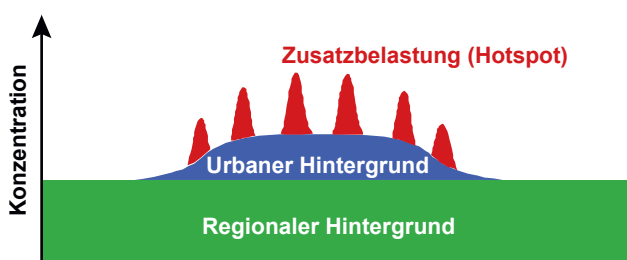


Abbildung 2-1: Schema der Zusammensetzung der städtischen Gesamtbelastung (Lenschow et al., 2001)

2.2 Übersicht Modellierung

Die Ziele einer Modellierung von Luftschadstoffkonzentrationen sind sehr vielfältig. Im Allgemeinen werden Anforderungen an Genauigkeit und möglichst hohe Detailtreue durch technische, ökonomische oder zeitliche Rahmenbedingungen limitiert. Je nach Modellanwendung sind die Anforderungen an die Eingangsdaten und die Erfahrung im Einsatz der Modelle unterschiedlich.

Bei der Ermittlung der Immissionsbelastung durch den Straßenverkehr werden hauptsächlich die Auswirkungen von Verkehrswegen in unbebauten oder urbanen Räumen und in sogenannten Hotspots analysiert. Eine vollständige Modellierung im urbanen Maßstab erfordert die Einbeziehung aller städtischen Emissionsquellen und die Verwendung von Regionalmodellen zur Berechnung des urbanen bzw. regionalen Hintergrunds sowie von Screening- oder Detailmodellen für den Hotspot. In Abbildung 2-2 ist der Ablauf einer vollständigen Modellierung schematisch dargestellt. Je nach Fragestellung ist nur der Einsatz einzelner Komponenten dieses Schemas erforderlich.

Im Nahbereich (< 200 m) von unbebauten oder locker bebauten Außerortsstraßen und Straßen mit einem Tempolimit größer 50 km/h wird vom Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen die Anwendung des MLuS empfohlen (BMVBW, 2005). Das Merkblatt stellt für diesen baulich eher unkritischen Fall ein in sich geschlossenes Verfahren zur Ermittlung der Schadstoffbelastung im Nahbereich von locker bebauten Straßen zur Verfügung.

Für die urbane Skala der Luftbelastung in einem Auflösungsbereich in der Größenordnung von 100 m und für räumlich komplexere Netzsysteme, wie z. B. bei der Planung von Umgehungsstraßen, werden im Allgemeinen Regionalmodelle mit parametrisierter Struktur der Bebauung oder der Bodenrauigkeit verwendet. Im Ergebnis erhält man gerasterte oder punktgenaue Informationen zur Immissionsbelastung im unbebauten Gebiet bzw. als Überdachkonzentration.

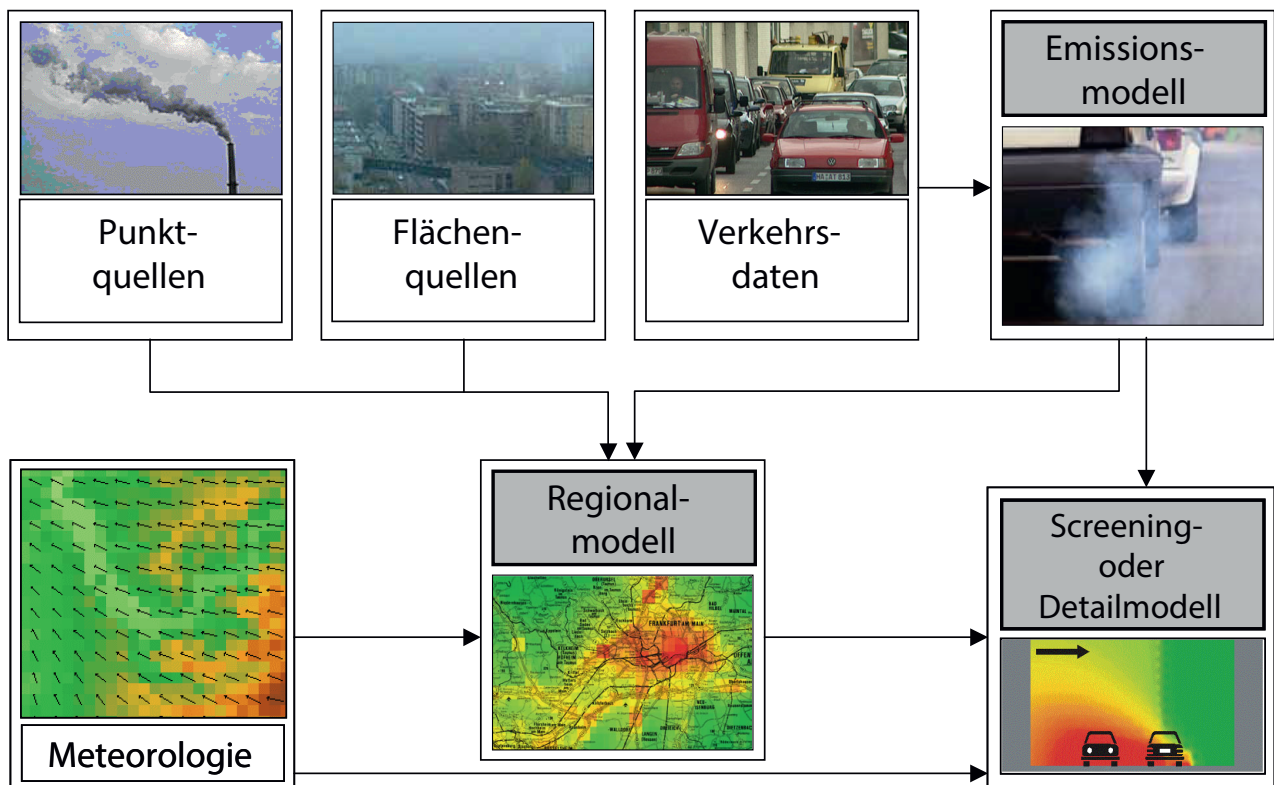


Abbildung 2-2: Schema einer vollständigen Modellierung

Bei den verkehrsbedingten Luftbelastungen treten die Maximalkonzentrationen vornehmlich im dicht bebauten Bereich von Hauptverkehrsstraßen auf, den sogenannten Hotspots. Bei Analysen von Hotspots müssen zwei Verfahren deutlich unterschieden werden:

- die gesamtstädtische oder regionale Analyse potentieller Hotspots mittels Screening oder
- die vertiefte Analyse eines ausgewählten Hotspots mit einem Detailmodell.

Eine Klassifizierung der Ausbreitungsmodelle nach verschiedenen Kriterien ist in Tabelle 2-1 dargestellt. Darin sind keine Spezialfälle, wie z. B. Nahbereiche von Tunnelportalen oder Parkhäusern aufgeführt. Im unkritischen Fall können für solche Spezialfälle auch vereinfachende Verfahren, wie beispielsweise das M_{LuS} bei Tunnelportalen, zur Anwendung kommen. In potentiell kritischen Situationen müssen individuelle Detailbetrachtungen angestellt werden.

Bestandteil einer Modellierung von verkehrsbedingten Immissionen ist die Ermittlung der relevanten Emissionen des Straßenverkehrs (siehe Abschnitt 3.6).

Treibende Kraft für die Ausbreitung von Luftschadstoffen sind meteorologische Prozesse in der Atmosphäre. Diese finden je nach Modell in parametrisierter Form oder als Ergebnis einer sogenannten Windfeld- oder Strömungsmodellierung Eingang in die Ausbreitungsrechnung.

Tabelle 2-1: Klassifizierung der Ausbreitungsmodelle

| Regionalmodell | |
|---|---|
|  | <p>Räumliche Skala: Region, Gebiet (~1 km² – 100 km²)</p> <p>Berücksichtigung von Gebäuden: Wenn erforderlich über Rauigkeit</p> <p>Berücksichtigung von Gelände: modellabhängig (im Allgemeinen über Windfeldmodelle)</p> <p>zeitliche Auflösung: Zeitreihen, Jahresmittelwert</p> <p>Quellen: Relevante verfügbare Quellen</p> <p>Ergebnis: Definierte Aufpunkte oder Flächen- bzw. Volumenwerte</p> <p>Komplexität: Mittel bis hoch (besonders mit Windfeldmodellierung)</p> |
| Detailmodell | |
|  | <p>Räumliche Skala: Gebiet, Straßenraum (~1 m² – 1 km²)</p> <p>Berücksichtigung von Gebäuden: Als 3D-Objekt</p> <p>Berücksichtigung von Gelände: modellabhängig (im Allgemeinen über Windfeldmodelle)</p> <p>zeitliche Auflösung: Einzelfälle, Zeitreihen, Jahresmittelwert</p> <p>Quellen: Hauptsächlich lokale Straßen</p> <p>Ergebnis: Definierte Aufpunkte oder Flächen- bzw. Volumenwerte</p> <p>Komplexität: Hoch</p> |
| Screeningmodell | |
|  | <p>Räumliche Skala: Straßennetz, mehrere homogene Straßenabschnitte</p> <p>Berücksichtigung von Gebäuden: Ja (vereinfacht, typisiert)</p> <p>Berücksichtigung von Gelände: Nein</p> <p>zeitliche Auflösung: Jahresmittelwert, Kurzzeitkennwerte über Statistik</p> <p>Quellen: Straßenabschnitt</p> <p>Ergebnis: Ein Wert repräsentativ für Straßenabschnitt</p> <p>Komplexität: Niedrig</p> |
| Weitere Modelle - MLuS (bzw. RLuS) | |
|  | <p>Räumliche Skala: Einzelne Straßen, Kreuzung (Außerorts, Tempolimit > 50 km/h)</p> <p>Berücksichtigung von Gebäuden: Nein</p> <p>Berücksichtigung von Gelände: Tunnelportale, Lärmschutzeinrichtung</p> <p>zeitliche Auflösung: Jahresmittelwert, Kurzzeitkennwerte über Statistik</p> <p>Quellen: Straßenabschnitt</p> <p>Ergebnis: Konzentrationswerte pro Straßenabschnitt in Abhängigkeit vom Abstand</p> <p>Komplexität: Niedrig</p> |

2.3 Marktübersicht Deutschland

Tabelle 2-2 zeigt eine Marktübersicht der gängigen Produkte zur Ausbreitungsrechnung, die zur Zeit in Deutschland frei oder kommerziell zugänglich sind. Diese Marktübersicht erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Im gutachterlichen Bereich werden von Ingenieurbüros noch andere Modelle aus eigener Entwicklung angewendet.

Tabelle 2-2: Marktübersicht Produkte² zur Ausbreitungsrechnung in Deutschland

| Produkt | Beschreibung | Kontakt |
|-----------------------------|--|---|
| Regionalmodelle | | |
| IMMIS ^{net} | Beschreibt den stationär behandelten Prozess der Verdünnung und des Transports von Schadstoffen aus Punkt-, Linien- oder Flächenquellen unter der Annahme einer Gaußschen Normalverteilung (Gaußmodell). | www.ivu-umwelt.de |
| LASAT | Dreidimensionales Lagrange-Modell für lokale bis regionale Skalen mit Berücksichtigung von Punkt-, Linien-, Flächen- und Rasterquellen, Gebäuden und Gelände. | www.janicke.de |
| METRAS | Dreidimensionales nicht-hydrostatisches mesoskaliges Chemie-, Transport- und Strömungsmodell. | www.mi.uni-hamburg.de |
| PROKAS-V | Gaußmodell zur Bestimmung der verkehrsbedingten Vorbelastung durch Straßennetze und der Zusatzbelastung in unbebautem oder locker bebautem Gelände. | www.lohmeyer.de |
| Detailmodelle | | |
| CPB (IMMIS _{cpb}) | 2,5-dimensionales analytisch-empirisches Ausbreitungsmodell für bebaute Straßenräume. Beruht auf der Gaußschen Rauchfahngleichung und einem Box-Modell. In der Implementation IMMIS _{cpb} sind vereinfachte stündliche Photochemie-Modelle zur Berechnung von NO ₂ integriert. | Umweltbundesamt (www.uba.de); www.ivu-umwelt.de |
| LASAT | s. o. | www.janicke.de |
| MISKAM | Dreidimensionales nicht-hydrostatisches Strömungsmodell und dreidimensionales Euler'sches Ausbreitungsmodell für die kleinräumige Prognose von Windfeldern und Konzentrationen in der Umgebung von Einzelgebäuden sowie in Straßen bis hin zu Stadtteilen. | giese-eichhorn, umwelt-meteorologische software; www.lohmeyer.de; www.soundplan.eu |
| Screeningmodelle | | |
| IMMIS _{luft} | Modellierung der Emissionen und der Ausbreitung der durch Kraftfahrzeuge erzeugten Luftschadstoffe im Straßenraum (Zusatzbelastung). Basiert auf dem CPB-Modell. | www.ivu-umwelt.de |
| PROKAS-B | Ergänzungsmodul zu PROKAS-V für teilweise oder ganz geschlossene Randbebauung (z. B. Straßenschluchten) auf der Basis von MISKAM-Berechnungen. | www.lohmeyer.de |
| STREET | Modell zur einfachen Bewertung verkehrsbedingter Immissionen auf der Basis von MISKAM für spezifische Strömungs- und Ausbreitungsverhältnisse in betrachteten Straßenkategorien. | www.kttumwelt.com |
| Weitere Modelle | | |
| MLuS 02 | Berechnung der Schadstoffausbreitung an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung; Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen (MLuS, 2005). | www.fgsv-verlag.de; www.lohmeyer.de |

² In einer internetbasierten Recherche (Stand Frühjahr 2009) konnte für die aufgeführten Produkte aktuelle Handbücher bzw. Produktdokumentationen gefunden werden.

3 Vorgehensweise und Daten

3.1 Anwendungsbereiche der Modelle

In Abschnitt 2.2 werden vier Klassen von Modellen mit den jeweiligen Anwendungsbereichen beschrieben. Die Auswahl einer adäquaten Modellklasse hängt von verschiedenen Faktoren einer gegebenen Fragestellung ab:

a) Abschätzung oder Detailuntersuchung

In vielen Fällen ist eine vereinfachte Abschätzung ausreichend, weil z. B. zu erwarten ist, dass keine Probleme mit der Einhaltung von Grenzwerten bestehen, Hotspots im Gesamtnetz gefunden werden sollen oder netzweite Betrachtungen angestellt werden wie z. B. Wirkungsanalysen von Umweltzonen.

In ausgewählten Fällen, wie z. B. für Analysen von komplexen Hotspots oder Platzierungen von Messstationen, ist eine Detailanalyse notwendig.

b) Innerorts oder Außerorts

Bei Außerortsstraßen liegen oftmals lufthygienisch unkritische Situationen vor, so dass die Anwendung eines Regionalmodells oder auch des MLuS ausreichend ist.

Im Innerortsbereich treten potentiell häufiger kritische Situationen auf, bei denen zur Bestimmung der urbanen Vorbelastung ein Regionalmodell angewendet werden kann und der Hotspot mit einem Screening oder Detailmodell analysiert werden muss.

c) Berücksichtigung der Bebauung

Bei verkehrlichen Hotspot-Betrachtungen und Detailanalysen ist die Berücksichtigung der Bebauung erforderlich.

d) Räumliche Ausdehnung/Skala

Bei Screening-Verfahren ist die räumliche Ausdehnung auf das betreffende Straßenelement beschränkt, da je Element nur ein Wert angegeben wird.

Bei Regionalmodellen und Detailmodellen muss die räumliche Ausdehnung des Modellgebiets so gewählt sein, dass die Effekte des Randes im Untersuchungsgebiet vernachlässigbar sind (s. auch Abschnitt 3.2; für ein Beispiel s. Ab-

schnitt B.6.1). So muss z. B. sichergestellt sein, dass Emissionen um das Untersuchungsgebiet herum berücksichtigt werden, um an dessen Rand nicht zu geringe Konzentrationen zu erhalten. Die Skalierung des Untersuchungsgebiets sollte so gewählt sein, dass relevante Einflussgrößen (z. B. Bebauung) adäquat abgebildet werden. Bei Regionalmodellen liegt der Skalenbereich bei einer Auflösung von 10 m bis 1000 m. Bei Detailmodellen sind im interessierenden Bereich Auflösungen von 1–2 m erforderlich.

e) Gegliedertes Gelände

In orographisch gegliedertem Gelände können lokale Windsysteme die Ausbreitungsbedingungen stark beeinflussen. Dieses muss bei der Ausbreitungsrechnung berücksichtigt werden. Detail- und Regionalmodelle, die Ausbreitungsrechnungen auf der Basis von Windfeldern durchführen, sind in der Lage, Geländeinformationen explizit zu berücksichtigen. Bei Screeningmodellen kann gegliedertes Gelände im Allgemeinen nur in Form entsprechend angepasster meteorologischer Eingangsdaten abgebildet werden.

f) Zeitliche Auflösung

Die geltenden Grenzwerte beziehen sich in den meisten Fällen auf ein Kalenderjahr. Kurzzeitkennwerte sind für Stunden- und Tagesmittelwerte angegeben. Bei der Modellierung werden häufig Jahresmittelwerte berechnet, aus denen die notwendigen Kurzzeitkennwerte abgeleitet werden. Ganglinien oder Zeitreihen des Verkehrs bzw. der Emissionen werden dabei in den meisten Fällen pauschalisiert berücksichtigt.

Die explizite Modellierung von Zeitreihen erfordert einen deutlich größeren Aufwand. Beim Vergleich mit Messdaten für Stunden- oder Tageswerte ist durch die fehlende glättende Wirkung der Mittelung von größeren Abweichungen auszugehen.

Situationen, in denen Ganglinien nicht anwendbar sind, wie z. B. eine temporäre Nutzung von Straßen oder Extremwertabschätzungen im Hotspot, müssen in stündlicher Auflösung berechnet werden.

g) Sonderfälle

Bei der Luftschadstoffmodellierung gibt es eine Vielzahl von Sonderfällen. Genannt seien als Beispiele:

- Parkhäuser und Tiefgaragen,
- Tunnelportale,
- komplexe Kreuzungssituationen und
- Tröge oder Brücken.

Teilweise gibt es für einzelne Sonderfälle Modelllösungen, wie z. B. MLuS für Tunnelportale. In Situationen, in denen von potentiellen Grenzwertverletzungen ausgegangen werden kann, ist eine Modellierung mit einem adäquaten Detailmodell erforderlich.

3.2 Gebietsfestlegung

Für die Nachvollziehbarkeit der Modellierung ist die präzise Angabe der verwendeten Eingangsdaten erforderlich. Dazu gehört eine definierte Festlegung des Modellgebiets und des Untersuchungsgebiets.

Unter dem *Modellgebiet* wird das Gebiet verstanden, für das eine Modellrechnung durchgeführt wird.

Unter dem *Untersuchungsgebiet* wird das Gebiet verstanden, das zu untersuchen ist bzw. für das Modellergebnisse ausgewertet werden. Das Modellgebiet beinhaltet das Untersuchungsgebiet und ist i. d. R. größer als dieses.

3.3 Bezugsjahr

Es muss definiert sein, für welches Bezugsjahr die Modellierung erstellt wird. Dazu müssen evtl. unterschiedliche Bezugsjahre der Eingangsdaten und eine Übertragung auf das Bezugsjahr der Untersuchung angegeben sein.

3.4 Meteorologie

Für die Durchführung von Ausbreitungsrechnungen mit den in diesem Leitfaden beschriebenen Modellen werden als meteorologische Daten Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Turbulenzzustand der Atmosphäre benötigt. Der Turbulenzzustand wird häufig durch Ausbreitungsklassen beschrieben, einige Modelle benötigen jedoch an-

dere Turbulenzparameter wie z. B. die Monin-Obukhov-Länge, die Globalstrahlung oder den Gradienten der potentiellen Temperatur.

Grundsätzlich können meteorologische Daten als meteorologische Zeitreihe oder als Statistik vorliegen. Wird der Turbulenzzustand durch Ausbreitungsklassen beschrieben, spricht man von einer Ausbreitungsklassen-Zeitreihe oder einer Ausbreitungsklassen-Statistik (AKS). Eine nähere Beschreibung meteorologischer Zeitreihen und Statistiken sowie mögliche Bezugsquellen können Anhang A.2.1 entnommen werden.

Die verwendeten Daten müssen für das zu untersuchende Gebiet räumlich und zeitlich repräsentativ sein. Zusätzlich muss für einige Modelle die Rauigkeitslänge des zu untersuchenden Gebiets bekannt sein sowie die Anemometerhöhe, in der die Meteorologie gemessen wurde, und gegebenenfalls die Anemometerposition.

Bei der Festlegung oder Überprüfung der meteorologischen Eingangsdaten für eine Untersuchung sind folgende Punkte zu berücksichtigen, die im Anhang A.2 weiter ausgeführt werden:

- a) Verwendung einer meteorologischen Zeitreihe oder einer Statistik in Abhängigkeit von der Aufgabenstellung und dem eingesetzten Modell (Anhang A.2.3.1)
- b) Räumliche und zeitliche Repräsentativität der Daten (Anhang A.2.2)
- c) Übertragbarkeit der Daten eines benachbarten Ortes mit meteorologischen Messungen, wenn für das Untersuchungsgebiet keine Daten vorliegen (Anhang A.2.2, Anhang A.2.3.2)
- d) Rauigkeitslänge und Anemometerhöhe (Anhang A.2.3.2)
- e) Berücksichtigung des Turbulenzzustands der Atmosphäre (Anhang A.2.3.3)
- f) Berücksichtigung lokaler Windsysteme (Anhang A.2.3.3)

3.5 Vorbelastung (Gesamthintergrundniveau)

Eine Ausbreitungsrechnung berücksichtigt immer nur Emissionsquellen in einem begrenzten Gebiet. Damit kann also nur ein Teil der Gesamtbelastung an einem ausgewählten Punkt in diesem Gebiet direkt berechnet werden, die sogenannte Zusatzbelastung. Der zur Gesamtbelastung fehlende Anteil, verursacht von Quellen, die in der Ausbreitungsberechnung nicht explizit berücksichtigt werden, wird Vorbelastung oder Gesamthintergrundniveau genannt. Die Vorbelastung ist von der im Modell betrachteten räumlichen Skala abhängig. Nach dem Schema der Zusammensetzung der städtischen Gesamtbelastung in Abbildung 2-1 gilt z. B. für

- Screening/Detailmodelle:

Vorbelastung = urbaner + regionaler Hintergrund
und für

- Regionalmodelle:

Vorbelastung = regionaler Hintergrund.

Prinzipiell kann die Vorbelastung aus Schätzwerten⁸, Messwerten, Modellergebnissen oder einer Kombination von beiden abgeleitet werden. Hinweise zur jeweiligen Vorgehensweise finden sich in Anhang A.3.

In der Untersuchung ist darzulegen, was mit „Vorbelastung“ gemeint ist und die Auswahl des Verfahrens zu ihrer Bestimmung zu begründen. Der Einfluss der Vorbelastung und damit auch die Genauigkeitsanforderungen bei ihrer Bestimmung ist von ihrem Anteil an der Gesamtbelastung bzw. am Grenzwert abhängig.

Unabhängig von der Methode der Bestimmung der Vorbelastung stellt sich die Frage der nötigen zeitlichen Auflösung, in der Daten zur Vorbelastung zur Verfügung stehen sollten. Diese ergibt sich i. d. R. aus dem jeweiligen Untersuchungsziel und / oder der Wahl des eingesetzten Modells. So sind z. B. bei einer reinen jahresmittelwertbezogenen Modellierung auch Jahresmittelwerte der Vorbelastung ausreichend. In Anhang A.3 werden weitere Möglichkeiten diskutiert.

⁸ z. B. imMLuS enthalten

3.6 Verkehrsdaten und Emissionen

Grundsätzlich wird bei der Bestimmung von Kfz-bedingten Emissionen das Verkehrsaufkommen unter Berücksichtigung von u. a. Verkehrs- und Flottenzusammensetzung sowie Verkehrsdynamik mit Emissionsfaktoren kombiniert, um so Emissionen pro Zeiteinheit und Strecke zu erhalten. Die VDI-Richtlinie „Umweltmeteorologie/ Kfz-Emissionsbestimmung, Luftbeimengungen“ (VDI 3782 Blatt 7, 2003) beschreibt detailliert die dazu nötigen Eingangsgrößen und Verfahren.

Datenbanken zu Emissionsfaktoren und Flottenzusammensetzungen finden sich z. B. im Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA), das u. a. im Auftrag des Umweltbundesamtes entwickelt wurde (INF-RAS, 2010), bei CORINAIR (EEA, 2009) bzw. COPERT (Gkatzoflias et al., 2007) oder ARTEMIS (2007).

Da das HBEFA in Deutschland der Standard bei der Kfz-Emissionsermittlung ist, bezieht sich vorliegender Leitfaden auf dieses und ergänzt, wo erforderlich, wie etwa bei den Partikelemissionen. Entsprechend dem Charakters eines Leitfadens werden im Folgenden die wichtigsten Eingangsgrößen beschrieben und ansonsten auf die Dokumentation des HBEFA⁹ verwiesen. Für die Relevanz der einzelnen Parameter wird auf den Abschnitt A.5.1 verwiesen. Das HBEFA ist im Februar 2010 in einer vollständig überarbeiteten Version 3.1 veröffentlicht worden. Im folgenden Dokument wird das Kürzel HBEFA immer synonym für die HBEFA Version 3.1 verwendet.

3.6.1 Verkehrsstärke

Die wichtigste Eingangsgröße für die Emissionsberechnung ist die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV), die i. d. R. als Jahresmittelwert in Kfz/Tag angegeben wird. DTV-Werte können aus kontinuierlichen Zählungen, hochgerechneten Kurzzeitzählwerten, Verkehrsmodellen oder Umlegungen und weiteren Untersuchungen wie z. B. Gutachten zum Verkehrslärm stammen.

⁹ Zum Redaktionsschluss noch nicht verfügbar

DTV-Werte sind einer Plausibilitätsprüfung zu unterziehen, bei der insbesondere folgende Aspekte zu beachten sind und eine Rücksprache mit dem Datenlieferanten in vielen Fällen zur Qualitätssicherung beitragen kann:

- DTV-Werte müssen zeitnah zum Bezugsjahr sein.
- DTV-Werte werden in der Emissionsmodellierung i. d. R. als Mittelwerte über alle Wochentage verwendet. Angaben für bestimmte Tagesgruppen wie z. B. DTVW für den Werktagsverkehr oder DTVMo-Fr für den Verkehr an Montagen bis Freitagen sind, je nach Aufgabenstellung und Emissionsmodell, sachgerecht umzurechnen.
- Hochrechnungen aus Kurzzeitmessungen müssen sachgerecht durchgeführt werden.
- Werte, die für andere Einsatzzwecke erhoben wurden, müssen insbesondere auf ihre Aktualität und Genauigkeit für den Einsatz in einer straßenverkehrsbedingten Emissionsberechnung überprüft werden. So ist z. B. eine Schallimmissionsberechnung deutlich weniger sensitiv auf die Verkehrsbelastung und benötigt dementsprechend auch weniger genaue Eingangsdaten.

Hinweise zur Umrechnung von DTV-Werten finden sich z. B. in HBS (2005) und BASt (2005b). Die Herkunft, der Stand und alle etwaigen Umrechnungen der Verkehrsdaten müssen nachvollziehbar dokumentiert sein.

3.6.2 Verkehrszusammensetzung

Der Gesamtverkehr setzt sich aus verschiedenen Fahrzeugkategorien zusammen, die deutlich unterschiedliche Emissionsfaktoren aufweisen. Deswegen müssen Angaben zu den Anteilen leichter und schwerer Lkw, Bussen (unterschieden in Reisebusse und Linienbusse) und Krafträdern vorliegen. Die Anteile von schweren Lkw und Bussen haben einen erheblichen Einfluss auf die Emissionen – insbesondere von Partikeln und Stickoxiden – und sind sorgfältig zu bestimmen. Angaben zu leichten Lkw und Krafträdern können gegebenenfalls aus vergleichbaren Situationen übernommen werden.

Die Abgrenzung von leichten und schweren Lkw erfolgt über das zulässige Gesamtgewicht. Fahrzeuge bis einschließlich 3,5 t werden den leichten Lkw zugerechnet. Vorliegende Anteile schwerer Lkw sind kritisch zu prüfen

und gegebenenfalls sachgerecht umzurechnen, insbesondere wenn sie aus Untersuchungen zum Straßenverkehrslärm stammen, da dort die Gewichtsgrenze für schwere Lkw bei 2,8 t zulässigem Gesamtgewicht liegt und teilweise Standardwerte aus den RLS-90 (1992) angesetzt sind. Weiterhin ist die Miterfassung von Busanteilen in den schweren Lkw zu prüfen und gegebenenfalls zu korrigieren.

Hinweise zur Umrechnung von Lkw-Anteilen finden sich z. B. in BASt (2005b). Die Herkunft, der Stand und alle etwaigen Umrechnungen der Daten zur Verkehrszusammensetzung müssen nachvollziehbar dokumentiert sein.

3.6.3 Verkehrsdynamik

Der Verkehr auf Straßenabschnitten unterliegt sogenannten Fahrmustern. Diese Fahrmuster lassen sich durch kinematische Kenngrößen beschreiben, die im HBEFA 3.1 zu Verkehrssituationen, abhängig von Gebiet (ländlicher Raum oder Agglomeration/Ballungsraum), Straßentyp und Tempolimit, zusammengefasst sind.

Die Verkehrssituationen weisen bestimmte Charakteristika auf, z. B. bezüglich durchschnittlicher Geschwindigkeit, relativer positiver Beschleunigung, Ausbaugrad oder Kurvigkeit. Zur Bestimmung der Verkehrssituation sind daher, abhängig von der Straßenart, Angaben zur zulässigen Höchstgeschwindigkeit, Knotenpunktart, Funktion der Straße, Kurvigkeit u. a. notwendig.

Zusätzlich zu der Zuordnung von Gebiet, Straßentyp und Tempolimit werden die Verkehrssituationen im HBEFA 3.1 durch die Beschreibung von Verkehrszuständen (Level of Service – LOS) ergänzt. Die Verkehrszustände (frei, dicht, gesättigt, Stop&Go) variieren im Allgemeinen während eines Tages, so dass sich der DTV in verschiedene Zustände aufteilt. Da diese Angaben im Allgemeinen nicht vorliegen, ermöglichen LOS-Modelle die Berechnung dieser Werte aus leichter zu erfassenden Angaben wie beispielsweise der Kapazität oder der Anzahl Fahrstreifen einer Straße.

3.6.4 Flottenzusammensetzung

Die Fahrzeugflotte setzt sich aus sogenannten Fahrzeugschichten zusammen, die sich aus der Fahrzeugkategorie, dem Motortyp, dem Hubraum und dem Emissionskonzept

(Fahrzeualter bzw. Euro-Stufe) ergeben. Im HBEFA werden Flotten, getrennt für Inner- und Außerortsstraßen sowie Autobahnen, für jedes Bezugsjahr vorgehalten. Für die Emissionsberechnung ist die bestandsgewichtete Schichtzusammensetzung des Verkehrs nicht ausreichend, da die verschiedenen Schichten nicht die gleiche Fahrleistung aufweisen. Das HBEFA stellt daher jahresbezogene fahrleistungsgewichtete Schichtanteile gruppiert nach Fahrzeugkategorien zur Verfügung.

Gegebenenfalls ist es erforderlich, die deutschlandweite Flottenzusammensetzung des HBEFA regional anzupassen. Aktuelle Bestandszahlen für Pkw können unter Benutzung der Fahrleistungsgewichtung des HBEFA genutzt werden, um z. B. die Innerorts-Pkw-Flotte anzupassen. Auch die Busflotte kann sehr unterschiedlich zusammengesetzt sein und sollte geprüft werden. Auskunft zur Zusammensetzung der Linienbusse sind im Allgemeinen bei den lokalen Verkehrsbetrieben zu erhalten. Je nach Gebiet kann zudem der Anteil Reisebusse variieren.

Da der Güterverkehr mit schweren Lkw vorwiegend überregional abläuft, kann für diese Fahrzeugkategorie i. d. R. die deutsche Standardflotte angesetzt werden.

3.6.5 Längsneigung

Die Emissionsfaktoren des HBEFA werden für jede Verkehrssituation jeweils für sieben Längsneigungsklassen (+6 %, +4 %, +2 %, 0 %, -2 %, -4 %, -6 %) vorgehalten. Um die Effekte der Längsneigung auf die Emissionen zu berücksichtigen, ist bei der Datenaufbereitung die Längsneigung der Straßen zu erfassen. Dabei ist bei Einbahnstraßen oder fahrtrichtungsbezogener Emissionsberechnung auf den korrekten Richtungsbezug zu achten.

3.6.6 Kaltstart

Da Katalysator und Motor erst im warmen Zustand optimal betrieben werden können, verbrauchen sie im kalten und kühlen Zustand größere Mengen Kraftstoff und stoßen z. T. erheblich mehr Schadstoffe aus als im warmen Betrieb. Im HBEFA werden daher Kalt- und Kühlstartzuschläge für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge vorgehalten, die in der Emissionsmodellierung sachgerecht zu berücksichtigen sind. Detaillierte Angaben dazu finden sich z. B. in VDI 3782 Blatt 7 (2003).

3.6.7 Partikel

3.6.7.1 Auspuffemissionen

In der 39 BImSchV, 2010 werden Grenz- bzw. Zielwerte für PM₁₀ und PM_{2,5} benannt. Die Partikel aus dem Auspuff von Kfz sind nach derzeitigem Kenntnisstand kleiner als 2,5 µm, so dass die als Partikel benannten Emissionsfaktoren des HBEFA direkt als PM₁₀ und PM_{2,5} verwendet werden können.

3.6.7.2 Abrieb / Aufwirbelung

Ein großer Anteil der verkehrsbedingten Partikel-Emissionen stammt nicht aus dem Auspuff der Fahrzeuge, sondern wird durch Aufwirbelung von auf der Straßenoberfläche liegenden Partikeln sowie von Reifen- und Bremsabrieb verursacht.

Die durch Abrieb und Aufwirbelung verursachten PM₁₀-Emissionen wurden in Deutschland in den letzten Jahren häufig mit dem Ansatz nach Düring und Lohmeyer (2004) berechnet, der in Abhängigkeit von der Verkehrssituation und der Fahrzeugkategorie Emissionsfaktoren zur Verfügung stellt. Da sich mit dem neuen HBEFA 3.1 sowohl die Auspuffemissionen von NO_x als auch von Partikeln deutlich verändern, muss die Herleitung der Emissionsfaktoren für Abrieb- und Aufwirbelung nach Düring und Lohmeyer (2004) aktualisiert werden. Dementsprechende Veröffentlichungen liegen zurzeit jedoch nicht vor.

Alternativ gibt es z. B. auch ein Verfahren des BUWAL (2001, 2003). Generell gilt, dass PM₁₀-Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung weiterhin Gegenstand aktueller Forschung sind.

Für PM_{2,5} gibt es derzeit noch keine gesicherten Informationen über den Anteil der nicht - auspuffbedingten Emissionen. Ansätze dazu finden sich z. B. in EEA (2009), Pregger (2006) und IIASA (2002).

3.6.8 Zeitlicher Verlauf

Eine zeitliche Differenzierung der Verkehrs- bzw. Emissionsdaten ist dann sinnvoll und angeraten, wenn das Modell nicht auf Jahresmittelwertbasis, sondern in kürzeren Zeitintervallen arbeitet und auch meteorologische Parameter entsprechend berücksichtigt. Zur besseren Lesbarkeit wird im folgenden von stündlicher zeitlicher Auflösung

ausgegangen. Sinngemäß gelten die Aussagen auch für kürzere Zeitintervalle.

Die zeitliche Variation kann auf Basis der Kfz- oder der Emissionsdaten berücksichtigt werden, wobei ersteres eine genauere Abbildung der Realität erlaubt.

Im Idealfall liegen vollständige Zeitreihen der Verkehrsbelastung für die einzelnen Fahrzeugkategorien, z. B. aus Dauerzählstellen, vor, für die stündliche Emissionen berechnet werden, die als Basis der Immissionsmodellierung dienen. Oft sind Zählraten zum zeitlichen Verlauf jedoch nur für kurze Zeiträume verfügbar. Mit geeigneten Methoden, z. B. über vergleichbare Dauerzählstellen, können aus diesen kurzen Zeitreihen Jahreszeitreihen der Verkehrsstärke bestimmt werden.

Mangels anderer Informationen werden zur zeitlichen Differenzierung häufig typisierte Zeitreihen oder Ganglinien verwendet, mit denen aus DTV-Jahreswerten oder Jahresemissionen entsprechende Zeitreihen erstellt werden können.

Bei jeder zeitlichen Differenzierung oder Übertragung von Zeitreihen ist darauf zu achten, dass die Wochentage mit dem Bezugsjahr kongruent laufen und Schaltjahre geeignet berücksichtigt werden.

3.6.9 Weitere Einflüsse

3.6.9.1 Ruhender Verkehr

Neben dem fließenden Verkehr emittiert auch der ruhende Verkehr. Dabei handelt es sich um Verdampfungsemissionen von Kohlenwasserstoffen durch Tankatmung und warme und heiße Abstellvorgänge. Eine Berücksichtigung des ruhenden Verkehrs ist insbesondere bei der Betrachtung größerer Parkierungsanlagen angeraten. Dabei ist zu beachten, dass Fahrzeugbewegungen auf den Parkflächen keinen ruhenden Verkehr darstellen und deshalb zusätzlich betrachtet werden müssen.

Das HBEFA liefert dazu Emissionsfaktoren pro Abstellvorgang pro Tag bzw. pro Fahrzeug pro Tag für die Tankatmung.

Wenn keine Informationen über die Anzahl der Abstellvorgänge zu erhalten sind, können diese z. B. aus der Parkraumbelegung und der durchschnittlichen Standzeit auf den Parkflächen ermittelt werden.

3.6.9.2 Klimaanlagen

Klimaanlagen führen zu einem erhöhten Kraftstoffverbrauch und zu erhöhten Schadstoffemissionen. Aufgrund der stark ansteigenden Anteile von Klimaanlagen in der Neuwagenflotte bietet das HBEFA Möglichkeiten der Modellierung der von Klimaanlagen verursachten Zusatzemissionen.

3.6.10 Emissionsmodelle

Die Berechnungen der Emissionen des Straßenverkehrs werden im Allgemeinen mit Hilfe eigenständiger Modelle durchgeführt, die dabei auf der Datenbasis des HBEFA aufbauen. Es können dabei zwei gängige Methoden unterschieden werden:

- Integrierte Emissionsmodelle:

In einigen Modellen, wie z. B. MLuS, IMMIS^{luft} und IMMIS^{Pb}, sind Methoden zur Emissionsbestimmung integriert.

- Eigenständige Emissionsmodelle:

Zusätzlich existieren eigenständige Emissionsmodelle, wie z. B. IMMIS^{em} und MOBILEV (Steven, H.; Skrzypczyk, E., 1997), die als Ergebnis abschnittsbezogene Emissionsdaten liefern, welche dann in einem Ausbreitungsmodell verwendet werden können. Teilweise werden von Ingenieurbüros noch andere Emissionsmodelle aus eigener Entwicklung angewendet.

3.7 Geometriedaten

Die Ausbreitung von Schadstoffen wird durch die Quellgeometrie sowie gegebenenfalls durch Bebauung und Gelände beeinflusst.

Insbesondere im Straßenraum hat die Bebauung einen großen Einfluss. Je nach Modell werden unterschiedliche Anforderungen an die Abbildung der Bebauung gestellt. Die Ableitung der von den Modellen geforderten Bebauungsdaten erfolgt in den meisten Fällen auf der Basis digitaler Geodaten und Karten- bzw. Planunterlagen. In besonderen Fällen kann auch eine Bestandsaufnahme vor Ort erforderlich sein. Als mögliche Informationsquellen zur Bebauung dienen:

- digitales Kartenmaterial / Luftbilder,
- amtliches Liegenschaftskataster (ALK mit Gebäudehöhen, gegebenenfalls aus Stockwerkszahlen),
- digitales 3D-Stadtmodell (Level of Detail 1 („Klötzchenmodell“) oder detaillierter) und
- Planungsunterlagen (CAD).

Werden Gebäude explizit berücksichtigt, so werden sie in den Modellen i. d. R. als Quader ohne detaillierte Berücksichtigung der Dachform abgebildet. Wenn in den Eingangsdaten First- und Traufhöhen bzw. Dachformen vorhanden sind, ist für die Gebäudehöhe in geeigneter Form ein repräsentativer Wert festzulegen. So kann bei Satteldächern der Mittelwert aus First- und Traufhöhe als Gebäudehöhe angesetzt werden. Bei Mansarden- oder Tonnendächern ist eher die Firsthöhe maßgebend.

Wird Gelände berücksichtigt, so kommen dafür – je nach Modell – i. d. R. digitale Geländemodelle oder Höhenlinien zum Einsatz, die bei den zuständigen Behörden erhältlich sind, in Baden-Württemberg z. B. beim Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung (LGL). Mit geeigneten Methoden können digitale Geländemodelle in Höhenlinien und umgekehrt konvertiert werden. Diese Konvertierungen sind jedoch immer mit einem Informationsverlust verbunden. Daher sollten die Eingangsdaten beim Datenlieferanten möglichst schon in der vom Modell benötigten Form beschafft werden.

Die Behandlung der Geometriedaten wird im Folgenden für die einzelnen Modellklassen Screening-, Detail- und Regionalmodell beschrieben.

3.7.1 Screeningmodelle

Für das Screening sind Geometriedaten für homogene Straßenabschnitte erforderlich. Je nach Modell werden in verschiedener Kombination Daten mit einer Genauigkeit im Bereich von 1 m gefordert:

- zur mittleren längengewichteten Höhe und
- zum mittleren längengewichteten Bebauungsabstand oder
- zum mittleren Höhen- / Abstandsverhältnis und zum Baulückenanteil
- oder
- zu Bebauungsschemata / Typen

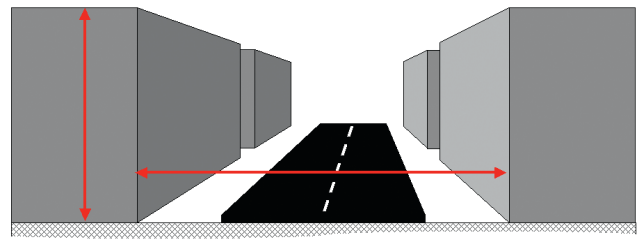


Abbildung 3-1: Schematische Darstellung eines symmetrischen Straßenabschnitts zur Verwendung im Screeningmodell. Die Pfeile kennzeichnen Bebauungsabstand und -höhe.

Bei der Parametrisierung sind zur besseren Überprüfung und Nachvollziehbarkeit messbare Größen vorzuziehen. Bei deren Ermittlung auf Basis digitaler Stadtmodelle können zur Erhöhung von Genauigkeit und Reproduzierbarkeit automatisierte oder halbautomatisierte Verfahren eingesetzt werden (Ivu Umwelt, 2007).

Innerhalb eines Straßenquerschnitts wird häufig angenommen, dass die Fahrspuren des Verkehrs als Emissionsquellen mittig angeordnet sind und die Relationen sich auf einen symmetrischen Querschnitt beziehen. Die Auswertepunkte der Konzentrationsbelastung sind meist nicht wählbar, sondern im Modell vorgegeben und sollten für den Ort höchster relevanter Belastung, z. B. entsprechend den Vorgaben zur Platzierung von Messstellen in der 39. BImSchV, 2010, festgelegt sein.

Bei der im Screening notwendigen Vereinfachung der Geometrie gibt es Sonderfälle, die im Ergebnis zu Fehlschätzungen führen können:

- einseitige Bebauung,
- nicht-mittige Anordnung der Fahrstreifen bei breiten Mittelstreifen (z. B. bei Straßenbahnen) und
- Asymmetrie (bezüglich Bebauungshöhen, Gehwegbreiten, Fahrbahnordnung).

Meteorologische Einflüsse des Geländes können in Screeningmodellen im Allgemeinen nicht explizit berücksichtigt, sondern nur in Form entsprechend angepasster, d. h. lokal gültiger, meteorologischer Eingangsdaten abgebildet werden.

3.7.2 Detailmodelle

Detailmodelle existieren zum einen als 2,5-dimensionale Modelle, die eine detaillierte Querschnittsbetrachtung von Straßenräumen auf Basis einer Strömungsmodellierung im

Querschnitt erlauben. I. d. R. werden keine Annahmen bzgl. Symmetrie getroffen, und die Lage von Fahrstreifen und Auswertepunkten ist frei wählbar, so dass z. B. auch direkt für die Position der Messung modelliert werden kann. Zur Berechnung sind für die betrachteten homogenen Abschnitte die folgenden Eingangsdaten mit einer Genauigkeit im Bereich von 1 m erforderlich:

- mittlere längengewichtete Höhe links und rechts des betrachteten Straßenabschnitts,
- mittlerer längengewichteter Bebauungsabstand,
- Baulückenanteil,
- Lage und Breite der Fahrstreifen und
- Lage der Auswertepunkte.

Zum anderen liegen Detailmodelle als 3-dimensionale Modelle vor, bei denen zunächst auf Basis von 3-dimensionalen Abbildungen der Bebauung Strömungsfelder berechnet werden, auf deren Basis dann in einem zweiten Schritt die Ausbreitung der Schadstoffe simuliert wird. Die Bebauung wird dabei – mit Ausnahme der Dachformen – i. d. R. nicht weiter parametrisiert und auf die Zellen des Modellgitters abgebildet. Daher ist die Auflösung der Eingangsdaten direkt von der Modellauflösung abhängig, sollte aber mindestens 1 m betragen. Bei der Festlegung des Modellgebiets ist insbesondere darauf zu achten, dass Bebauungsstrukturen, Quellen und Auswertebereiche hinreichend genau aufgelöst werden und insbesondere bei der Bebauung „Treppenstrukturen“, die durch die Abbildung auf die Zellen des Modellgitters entstehen, möglichst vermieden werden, indem z. B. das Modellgitter entsprechend gedreht wird.

Die Fahrstreifen als Emissionsquellen werden i. d. R. ohne Parametrisierung ihrer Lage entsprechend – je nach Modell

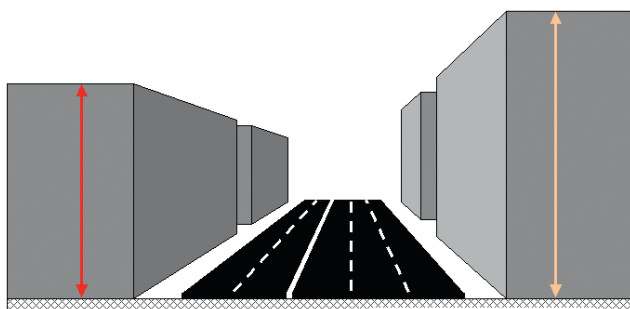


Abbildung 3-2: Schematische Darstellung eines nichtsymmetrischen Straßenabschnitts zur Verwendung im 2,5-dimensionalen Modell. Die Pfeile kennzeichnen unterschiedliche Bebauungshöhen.

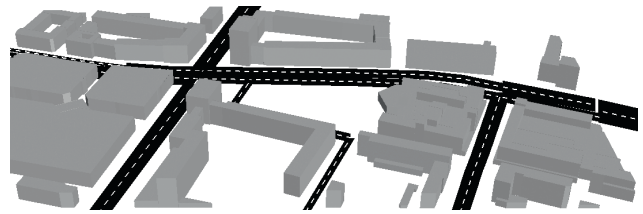


Abbildung 3-3: Schematische Darstellung von Bebauungsstruktur und Straßen zur Verwendung im Detailmodell

– als Linien mit einer vertikalen und horizontalen Ausdehnung oder über Gitterzellen als Volumenquelle abgebildet.

Je nach Modell und / oder Fragestellung können bei der Berechnung der Strömungsfelder auch Geländestrukturen berücksichtigt werden. Dies kann entweder direkt in Form von Höheninformationen erfolgen oder approximiert, indem Geländestrukturen durch geeignete Bebauungselemente abgebildet werden. Die Anforderungen an die vertikale und horizontale Auflösung entsprechen denen der Bebauungsdaten.

3.7.3 Regionalmodelle

Bei Regionalmodellen ist die Anforderung an die Auflösung der Eingangsdaten stark von der räumlichen Auflösung des Modells abhängig, und die Genauigkeit der Lageinformationen sollte mindestens 1/10 der Modellauflösung betragen. Generell sind heutzutage Geodaten in sehr guter Qualität flächendeckend verfügbar bzw. es liegen digitale Karten- und Planwerke vor, auf deren Basis mit geographischen Informationssystemen einfach Daten digitalisiert werden können. Daher sind Lageungenauigkeiten, die über wenige Meter hinausgehen, auch bei Daten für Regionalmodelle i. d. R. vermeidbar.

Die Bebauung wird bei Regionalmodellen i. d. R. nicht explizit, sondern in Form von Rauigkeiten, die die Strömungsverhältnisse beeinflussen, berücksichtigt und kann z. B. über Landnutzungskataster, ATKIS-Daten oder Luftbilder bestimmt werden. Wenn das Regionalmodell räumlich differenzierte Rauigkeiten abbilden kann, sollte nicht nur die Bebauung, sondern auch die übrige Landnutzung berücksichtigt werden.

Straßen als Emissionsquellen werden im Regionalmodell i. d. R. als Querschnitt mit einer mittleren Breite abgebildet. Weitere Eingangsdaten bei der regionalen Modellierung sind häufig „Industriequellen“, worunter erklärungs-

tige Anlagen nach der 11. BImSchV (2007) verstanden werden, sowie „Sonstige Quellen“. Vertiefende Informationen hierzu finden sich in Anhang A.4.

Sofern das Untersuchungsgebiet im Bezug zur Modellauf- lösung nicht als eben betrachtet werden kann, sind bei Re- gionalmodellen Geländestrukturen zu berücksichtigen. Dies ist i. d. R. nur mit Modellen möglich, die die Ausbrei- tungsrechnung auf der Basis von externen oder intern mo- dellierten Windfeldern durchführen, nicht jedoch z. B. mit einfachen Gaußmodellen.

3.8 Abgeleitete Kenngrößen

In einer Vielzahl von Anwendungsfällen in der Modellie- rung werden die Kurzzeitkennwerte für NO₂ und PM10 aus den Jahresmittelwerten dieser Größen abgeleitet. Der Jahresmittelwert von NO₂ wird aus dem modellierten Wert für NO_x abgeleitet. Im Folgenden sind Beispiele für Verfahren beschrieben.

3.8.1 PM10-Überschreitungstage

Abbildung 3-4 zeigt den Zusammenhang zwischen dem PM10-Jahresmittelwert und der Anzahl Überschreitungst- age, die auf Basis von Regressionen mehrjähriger PM10- Messungen erstellt wurden. Dargestellt ist eine Auswer- tung nach Ivu Umwelt (2006), die für das Umweltbundesamt erstellt wurde, und aus BAST (2005a). Bei letzterer wird neben dem „best-fit“ noch ein konservativer Ansatz mit Sicherheitszuschlag angegeben. Eine Grenzwertverletzung des PM10-Tagesgrenzwertes von mehr als 35 Überschrei- tungstagen tritt nach Ivu Umwelt (2006) bei einem Jahres- mittelwert größer als 30 µg/m³ auf, bei BAST (2005a) liegt

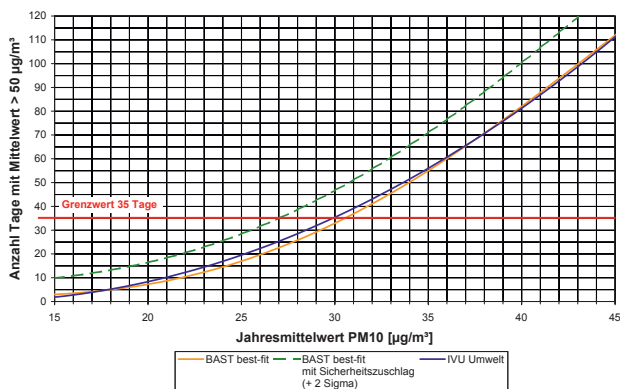


Abbildung 3-4: Statistischer Zusammenhang zwischen PM10- Jahresmittelwert und der Anzahl Tage mit einem PM10-Tages- mittelwert über 50 µg/m³

die Grenze bei 31 µg/m³ bzw. 27 µg/m³ bei Berücksichti- gung eines Sicherheitszuschlags.

Auswertungen der LUBW von PM10-Messungen in Ba- den- Württemberg für die Jahre 2000 bis 2008 (Abbildung 3-5) zeigen, dass Ivu Umwelt (2006) und der „bestfit“ aus BAST (2005a) eine gute Abschätzung darstellen.

Allerdings wird aus Abbildung 3-5 auch die Streubreite die- ses statistischen Zusammenhangs deutlich: Bei einem PM10- Jahresmittelwert von 27 µg/m³ können bereits mehr als 35 Überschreitungstage erreicht werden, während andererseits auch bei einem PM10-Jahresmittelwert von 35 µg/m³ die Zahl der Überschreitungstage noch unter 35 liegen kann.

3.8.2 Jahresmittelwert NO₂

Die Ermittlung der NO₂-Konzentration ist modelltech- nisch schwierig. Stickoxide aus Verbrennungsprozessen werden vor allem als NO emittiert und erst in der Atmo- sphäre zu NO₂ oxidiert. Unter anderem ist der entspre- chende Gleichgewichtsprozess abhängig von dem Angebot an Ozon und der Photolyse durch Sonneneinstrahlung. Komplexe Modelle, die diesen Prozess abbilden, sog. Pho- tochemie Modelle, werden im Allgemeinen für Immissions- prognosen für große Gebiete, wie z. B. Bundesländer, ein- gesetzt und dienen nicht der kleinräumigeren Beurteilung von Planungsvorhaben. Einige Modelle berechnen NO₂- Belastungen auch direkt für kleinere Skalenbereiche.

Um dennoch Aussagen zur NO₂-Belastung zu erhalten, werden üblicherweise statistische Verfahren angewendet, die mittels einer Regressionsanalyse einen funktionalen Zusammenhang zwischen modellierbaren Größen (NO_x)

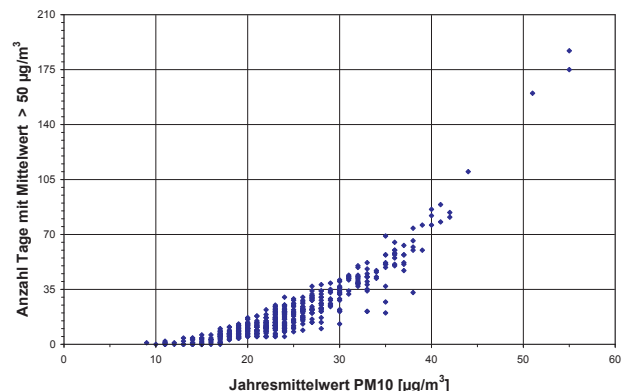


Abbildung 3-5: Zusammenhang zwischen PM10-Jahresmittel- werten und Tagesgrenzwertüberschreitungen in Baden-Würt- temberg im Zeitraum 2000 bis 2008 (LUBW, 2009)

und zu beurteilenden Größen (NO_2) herstellen. Als übliche Praxis hat sich dabei ein Regressionsansatz nach Romberg et al. (1996), die sog. Romberg-Formel, bewährt.

In Bächlin et al. (2006) wurde die Anwendbarkeit der Romberg-Formel bestätigt. In einer Untersuchung von Ivu Umwelt (2002) für das Umweltbundesamt wurde ebenfalls der Zusammenhang zwischen NO_x - und NO_2 -Jahresmittelwerten untersucht. Dort wurde, mit einer anderen Datenbasis als Grundlage, ebenfalls ein funktionaler Zusammenhang zwischen NO_x - und NO_2 -Jahresmittelwerten gefunden, der im relevanten Wertebereich zu sehr ähnlichen Werten wie die Romberg-Formel führt. Beide Ansätze sind in Abbildung 3-6 dargestellt.

Neueste Erkenntnisse lassen jedoch vermuten, dass die Romberg-Formel an Orten, die kleinräumig stark durch den Kfz-Verkehr geprägt sind, neuerdings ihre bisherige Aussageschärfe verliert und tendenziell eher unterschätzt. Eine Ursache dafür ist nach heutigem Kenntnisstand, dass sich das Verhältnis von direkt aus dem Auspuff emittiertem NO_2 zu NO bei Fahrzeugen mit moderner Abgasnachbehandlung ab Euro-3 zu höheren NO_2 -Anteilen verschiebt. Anhand von Messungen wurde in den letzten Jahren festgestellt, dass selbst bei sinkenden NO_x -Emissionen des Verkehrs, und damit auch sinkenden NO_x -Immissionen, die NO_2 -Konzentrationen im Straßenraum gleich bleiben oder steigen können.

Der Effekt des erhöhten Anteils direkter NO_2 -Emissionen wirkt aber vor allem im Nahbereich der Quelle. Mit größerer Entfernung wird immer mehr NO in NO_2 umgewandelt, so dass der anfängliche Anteil von NO_2 irrelevant wird. Diese Schlussfolgerung wird auch bestätigt, wenn man das NO_2/NO_x -Verhältnis an Stationen betrachtet, die quelfern liegen. So ist die Übereinstimmung zur Romberg-Formel bei städtischen Hintergrundstationen weiterhin gut.

Zur Zeit gibt es eine Reihe von Aktivitäten, die Romberg-Formel durch einen vereinfachten Photochemieansatz zu ersetzen, der sowohl den Anteil der direkten NO_2 -Emissionen des Kfz-Verkehrs als auch die Vorbelastung von Ozon berücksichtigen soll, wie z. B. Düring und Bächlin (2009) und Ivu Umwelt (2009a).

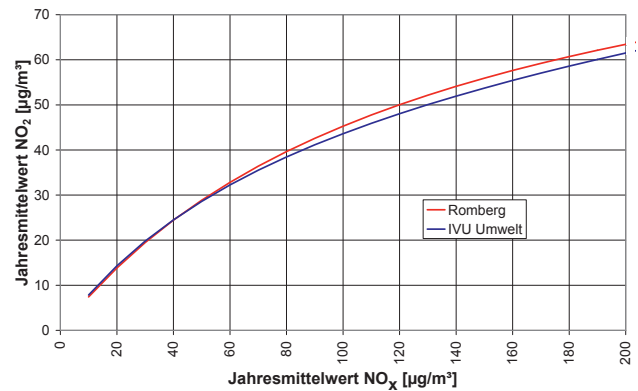


Abbildung 3-6: Statistischer Zusammenhang zwischen den Jahresmittelwerten von NO_x und NO_2 nach der Romberg-Formel (Bächlin et al., 2006) und Ivu Umwelt (2002)

3.8.3 Überschreitungsstunden NO_2

Eine mehr als 18-malige Überschreitung des NO_2 -Stundenmittelwertes von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist selten und tritt i. d. R. in Kombination mit der deutlichen Überschreitung des NO_2 -Jahresgrenzwertes von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf (s. Abbildung 3-7).

Aus den dargestellten Messdaten wird ersichtlich, dass ein funktionaler Zusammenhang analog zum Verfahren beim Tagesgrenzwertkriterium von PM_{10} im interessierenden Bereich von 18 Überschreitungsstunden aufgrund der großen Streubreite nicht angegeben werden kann.

Aus den Daten lässt sich aber dennoch eine Aussage ableiten: Bei einem NO_2 -Jahresmittelwert unter $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind Überschreitungen des Kurzzeit-Grenzwertes sehr unwahrscheinlich, während ab einem NO_2 -Jahresmittelwert von $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ von Überschreitungen des Kurzzeit-Grenzwertes ausgegangen werden kann.

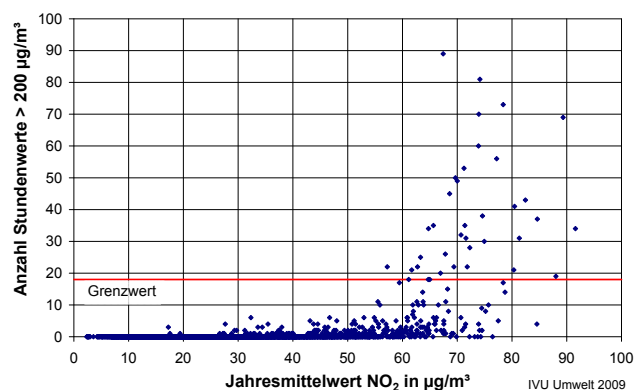


Abbildung 3-7: Zusammenhang zwischen Anzahl von NO_2 -Stundenmittelwerten größer als $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und NO_2 -Jahresmittelwerten in Deutschland im Zeitraum 2001 bis 2008, dargestellt bis 100 Überschreitungsstunden (Daten UBA, 2009)

3.9 Anforderungen an und Methoden für eine Vorhersage

Zur Beurteilung geplanter Vorhaben ist eine Prognose der Belastungssituation für das Jahr der Realisierung des Vorhabens erforderlich. Dabei ist einerseits die Modellierung auf Basis der Planungsdaten für das Jahr der Realisierung durchzuführen und zum anderen die Vorbelastung sachgerecht zu prognostizieren.

3.9.1 Emissionen

Die wichtigste Grundlage für die Vorhersage ist eine belastbare Verkehrsprognose für die Straßen im Modellgebiet bzw. explizit für das geplante Vorhaben. Auf Basis der prognostizierten Verkehrsbelastung und -zusammensetzung werden mit der in Abschnitt 3.6 beschriebenen Methodik die Emissionen direkt für das Jahr der Realisierung berechnet und dann in der Immissionsberechnung eingesetzt.

Bei der Anwendung eines Regionalmodells sind auch bei den sonstigen berücksichtigten Quellgruppen die Emissionen im Planungsjahr anzusetzen. Da diese Informationen i. d. R. nicht vorliegen, sind die Emissionen sachgerecht fortzuschreiben. Dies kann z. B. auf Basis von Emissionsprognosen erfolgen, die im Auftrag des Umweltbundesamts quellgruppenspezifisch ermittelt wurden (z. B. Jörß und Handke, 2003 und 2007).

Wenn keine belastbaren Informationen zur Emissionsentwicklung vorliegen oder der Planungshorizont kurz ist, können gegebenenfalls die aktuellen Emissionsdaten der sonstigen Quellen unverändert auch für das Prognosejahr angesetzt werden. Gemeinhin wird dies als ein konservativer Ansatz betrachtet, da dann die im Allgemeinen emissionsmindernde Wirkung des technischen Fortschritts z. B. bei Industrieanlagen, Heizungssystemen usw. unberücksichtigt bleibt.

3.9.2 Meteorologie

Bei der Festlegung oder Überprüfung der meteorologischen Eingangsdaten für eine Prognose sind grundsätzlich die gleichen Punkte zu beachten wie bei der Untersuchung einer bestehenden Situation (s. Abschnitt 3.4). Werden meteorologische Zeitreihen verwendet, so gibt es analog zu Abschnitt A.2.2 auch hier drei Möglichkeiten des Zeitbezugs:

- a) Verwendung der meteorologischen Zeitreihe für ein bestimmtes Bezugsjahr.
- b) Verwendung einer meteorologischen Zeitreihe für ein hinsichtlich einer langjährigen Bezugsperiode repräsentatives Jahr.
- c) Verwendung einer meteorologischen Zeitreihe über mehrere Jahre.

Variante a) ist z. B. dann sinnvoll, wenn die Auswirkungen von Änderungen der Verkehrsführung oder -belastung auf die Immissionsbelastung im Vergleich mit einem Ist-Zustand untersucht werden sollen. Mit Variante b) bzw. c) können mittlere bzw. maximal zu erwartende Immissionsbelastungen berechnet werden.

3.9.3 Belüftungssituation

Sind im Planungszeitraum im Bereich des geplanten Vorhabens, d.h. im Modellgebiet, bauliche Änderungen zu erwarten, die die Belüftungssituation ändern, so sind diese sowohl bei der Strömungs- als auch bei der Ausbreitungsmodellierung für die Prognose zu berücksichtigen.

3.9.4 Vorbelastung

Die jeweilige Vorbelastung entsprechend Abschnitt 3.5 ist ebenfalls auf das Planungsjahr anzupassen. Dabei gibt es die folgenden vier Möglichkeiten:

- a) Annahme einer gegenüber der Ist-Situation unveränderten Vorbelastung im Sinne eines konservativen Ansatzes, da die im Allgemeinen emissionsmindernde Wirkung des technischen Fortschritts z. B. bei Motor-technik, Industrieanlagen, Heizungssystemen usw. unberücksichtigt bleibt.
- b) Prognose gemäß der im MLuS angegebenen Reduktionsfaktoren mit den in Abschnitt A.3.2 genannten Einschränkungen.
- c) Prognose auf Basis von Veröffentlichungen zu Modellrechnungen im Auftrag des Umweltbundesamts (z. B. Stern, R., 2006; Parest, 2010).
- d) Explizite Modellierung der Vorbelastung für das Planungsjahr mit einem Modell, das auf der nächst größeren räumlichen Skala als das eigentliche Untersuchungsgebiet arbeitet (s. Abschnitt A.3.4).

4 Sensitivitäten und Relevanz

In Kapitel 3 werden Eingangsdaten der Modellierung beschrieben. Diese können einen unterschiedlich hohen Einfluss auf das Immissionsergebnis haben, was in diesem Kapitel betrachtet wird. Ein Teil dieser Eingangsdaten ist dabei spezifisch für bestimmte Modellklassen oder Modelle. Der Einfluss einzelner Eingangsdaten auf die Modellierung der Immissionen wurde im Allgemeinen mit dem Modell IMMIS^{luft} bestimmt. Ergänzend dazu wurden Auswertungen mit dem Modell PROKAS durchgeführt.

Um die Relevanz einzelner Basisdaten auf das Modellergebnis zu prüfen, wurde zunächst eine Auswertung von Sensitivitäten der Gesamtbelastung bei Variation einzelner Eingangsdaten durchgeführt. Als Sensitivität der Immission auf eine Eingangsgröße wird dabei die Abweichung von der Bezugsimmission bei geänderter Eingangsgröße verstanden. Je größer die Abweichung, um so höher ist die Sensitivität. Die Höhe der Sensitivität spiegelt die Relevanz einer Eingangsgröße bei der Immissionsberechnung wider.

4.1 Eingangsdaten

Dazu wurden konkret für einen hypothetischen Straßenabschnitt (siehe Abbildung 4-1) Berechnungen für das Bezugsjahr 2010 durchgeführt.

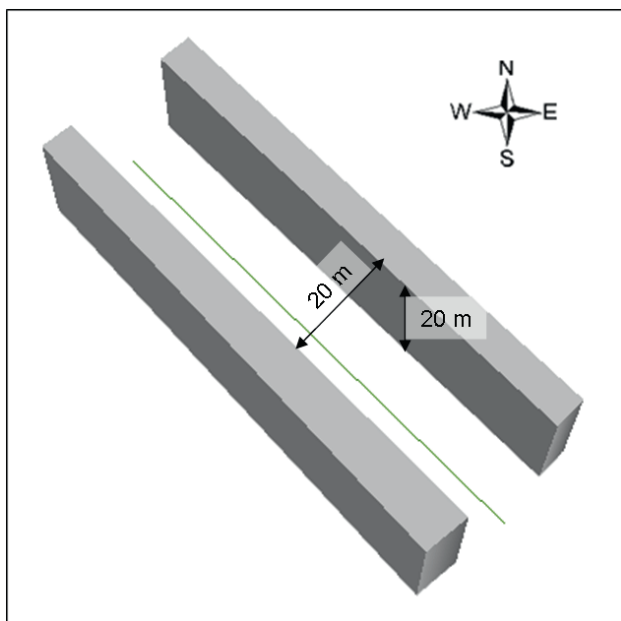


Abbildung 4-1: Hypothetischer Straßenabschnitt: geschlossen bebaut, Bebauungsabstand 20 m, Bebauungshöhe 20 m, Ausrichtung gegen Nord 120°

Ausgangssituation der Relevanzanalyse für einen hypothetischen Straßenabschnitt ist eine innerstädtische Hauptverkehrsstraße mit einem Tempolimit von 50 km/h mit einer Immissionsbelastung knapp über dem Grenzwert des NO₂- und knapp unter dem Grenzwert des PM₁₀-Jahresmittelwerts (siehe Anhang, Tabelle A-1), die quer zur Hauptwindrichtung liegt. Die straßenspezifischen Eingangsdaten für diese Ausgangssituation sind in Tabelle 4-1 aufgeführt.

Tabelle 4-1: Eingangsdaten und Ergebnisse für die Relevanzanalyse

| Parameter | Einheit | Wert |
|---|-------------------|----------------------|
| Gebiet | | Agglomeration |
| Verkehrssituation | | Hauptverkehrsstraße |
| Tempolimit | | 50 |
| DTV | | 18000 |
| Anteil SLkw | % | 4 |
| Anteil LNfz | % | 7 |
| Anteil Bus | % | 2 |
| Anteil Krafträder | % | 1 |
| Anteil Fahrzeuge im LOS 1 (freier Verkehr) | % | 10 |
| Anteil Fahrzeuge im LOS 2 (dichter Verkehr) | % | 40 |
| Anteil Fahrzeuge im LOS 3 (gesättigter Verkehr) | % | 40 |
| Anteil Fahrzeuge im LOS 4 (Stop&Go) | % | 10 |
| Geometrie | | |
| Abstand der Bebauung | m | 20 |
| Höhe der Bebauung | m | 20 |
| Bebauungstyp | | geschlossen |
| Ausrichtung | ° | 120 |
| Vorbelastung (Jahresmittelwert) | | |
| NO _x | µg/m ³ | 22 |
| PM ₁₀ | µg/m ³ | 27 |
| Zusatzbelastung (Jahresmittelwert) | | |
| NO _x | µg/m ³ | 85,9 |
| PM ₁₀ | µg/m ³ | 11,4 |
| Gesamtbelastung (Jahresmittelwert) | | |
| NO ₂ | µg/m ³ | 45,5 |
| PM ₁₀ | µg/m ³ | 38,4 |

Die Emissionsberechnungen beruhen hierbei auf dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) und wurden mit dem Emissionsmodell IMMIS^{em} durchgeführt. Die dargestellten Sensitivitäten spiegeln für die Auspuffemissionen von NO_x und Partikelemissionen (PM-Abgas) die Variation der Emissionsfaktoren des HBEFA wider. Die PM10-Aufwirbelungs- und Abriebsemissionen wurden mit einem abschätzenden Ansatz nach Ivu Umwelt (2010b) berechnet.

Für die Zusatzbelastung wurde eine Ausbreitungsklassen-Statistik (AKS) von Düsseldorf (Abbildung 4-2) als meteorologischer Eingangsdatensatz verwendet. Die mittlere Windgeschwindigkeit in Überdachniveau wurde auf 2,5 m/s gesetzt.

4.2 Variationen der Eingangsdaten

Die der Auswertung zugrunde gelegten Variationen der Eingangsgrößen sind in Tabelle 4-2 zusammengestellt. Diese Variationen entsprechen den üblichen Unsicherheitsbereichen bei der Datenermittlung.

Zusätzlich zu der Variation einzelner Eingangsdaten wurde die Gesamtbelastung für zwei Kombinationen der Variationen aller Parameter berechnet:

- Geringere Variationen, d. h.
 - DTV, Vorbelastung, Windgeschwindigkeit, Bebauungsabstand und -höhe: jeweils ± 10 % und
 - Anteil SLkw: jeweils ± 30 %
 - Anteil Kfz im LOS 4 (Stop&Go): jeweils ± 50 % mit entsprechender Erhöhung der Anteile von LOS 2 und LOS 3 in gleichem Maße.
- Größere Variationen, d. h.
 - DTV, Vorbelastung, Windgeschwindigkeit, Bebauungsabstand und -höhe: jeweils ± 30 % und
 - Anteil SLkw: jeweils ± 50 %
 - Anteil Kfz im LOS 4 (Stop&Go): jeweils ± 100 % mit entsprechender Erhöhung der Anteile von LOS 2 und LOS 3 in gleichen Maße.

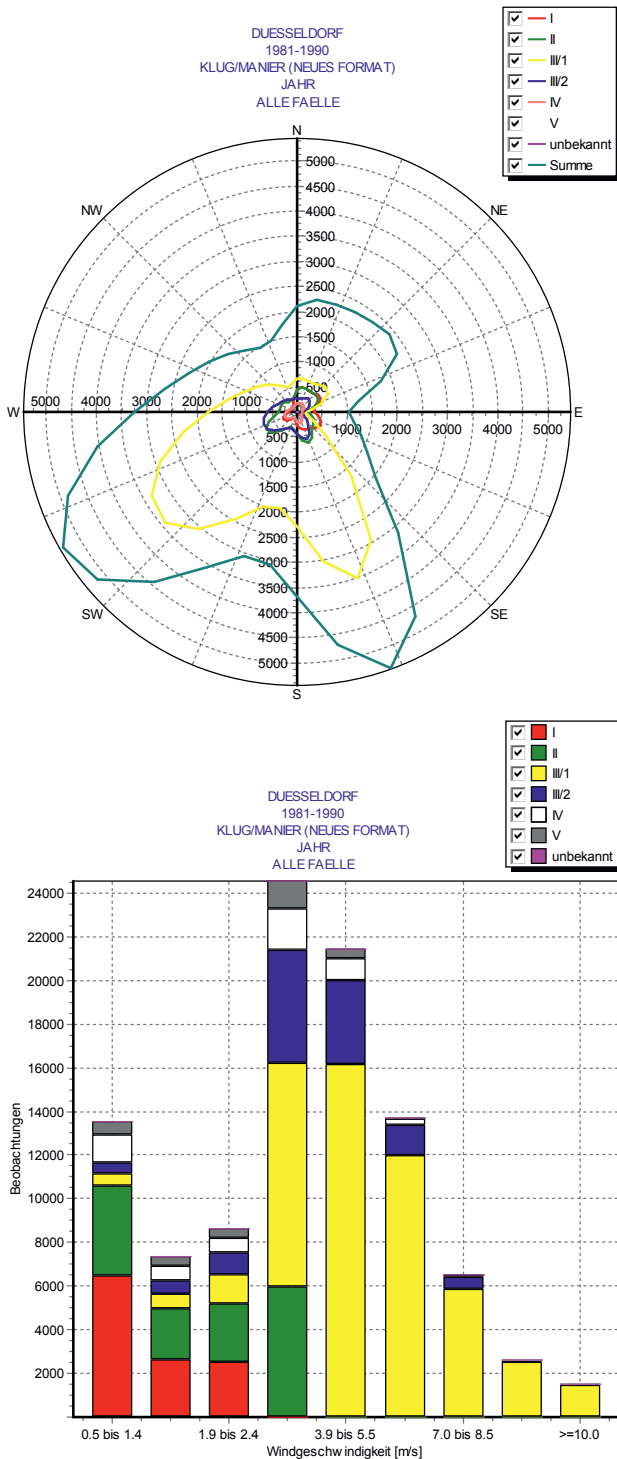


Abbildung 4-2: Windrose und Windgeschwindigkeitsverteilung der AKS Düsseldorf 1981-1990

Tabelle 4-2: Variationen der Eingangsdaten

| Parameter | Prozentuale Abweichung | | | |
|-------------------------------|------------------------|--------|--------|---------|
| | ± 10 % | ± 30 % | ± 50 % | ± 100 % |
| DTV | x | x | | |
| Anteil SLkw | | x | x | |
| Anteil Kfz im LOS 4 (Stop&Go) | | | x | x |
| Windgeschwindigkeit | x | x | | |
| Bebauungsabstand | x | x | | |
| Bebauungshöhe | x | x | | |
| Vorbelastung | x | x | | |

Für die Parameter Ausrichtung (Orientierung der Straße gegen Nord) und Verkehrssituation, die einer klassifizierten Einteilung unterliegen, wurden zwei Varianten A und B wie folgt definiert:

- Variante A:
 - Ausrichtung 0° und
 - Erschließungsstraße, Tempolimit 30.
- Variante B:
 - Ausrichtung 60° und
 - Innerstädtische Magistrale/Ringstraße, Tempolimit 80.

4.3 Sensitivität der Immissionen

Die folgende Sensitivitätsbetrachtung ist mit dem Modell IMMIS^{luft} durchgeführt worden. Eine zweite Analyse auf Basis des Modells PROKAS B wird in den Vertiefungen in Anhang beschrieben.

Für die Ausgangssituation wurde die Gesamtbelastung berechnet. Entsprechend Tabelle 4-2 wurden die Parameter variiert und die Gesamtbelastungen ermittelt. In Tabelle 4-3 sind für die einzelnen Variationen die Abweichungen der Gesamtbelastung gegenüber der Ausgangssituation zusammengefasst dargestellt. In Tabelle 4-4 finden sich die Ergebnisse für die entsprechenden Varianten A und B.

Die Untersuchung der Sensitivität des Jahresmittelwertes der Gesamtbelastung von NO₂ und PM10 bei Variation ausgewählter Eingangsdaten zeigt, dass der DTV-Wert und die Windgeschwindigkeit eine hohe Relevanz für die Gesamtbelastung besitzen. Auf Grund des hohen Anteils der Vorbelastung beim PM10-Jahresmittelwert reagiert die Gesamtbelastung hoch sensitiv auf eine Variation dieses Wertes.

Bei der gegebenen recht engen Geometrie des Straßenraums ist eine Variation um -30 % des Bebauungsabstands von 20 m auf dann 14 m mit einer Erhöhung des NO₂-Jahresmittelwertes um 19 % bzw. des PM10-Jahresmittelwertes um 15 % verbunden.

Die Sensitivität der Gesamtbelastung auf die Variation der weiteren Eingangsdaten liegt im Allgemeinen bei weniger als 5 %. Kombiniert man alle die Zusatzbelastung senkenden Variationen, so kommt man bei geringer Variation auf eine Änderung der Jahresmittelwerte von -14 % und bei

Tabelle 4-3: Sensitivitäten der Gesamtbelastung bei Variation der Eingangsdaten sowohl einzeln als auch in Kombination für PM10 und NO₂

| Konkreter hypothetischer Berechnungsfall nach Eingangsdaten aus Tabelle 4-1 | | | | | |
|---|--------------|-----------------|-------|-------|-------|
| Parameter | Abweichung % | NO ₂ | | PM10 | |
| | | Min % | Max % | Min % | Max % |
| DTV | ±10 | -4 | 4 | -3 | 3 |
| | ±30 | -14 | 12 | -9 | 9 |
| Anteil SLkw | ±30 | -4 | 3 | -2 | 2 |
| | ±50 | -6 | 5 | -3 | 3 |
| Vorbelastung | ±10 | -1 | 1 | -7 | 7 |
| | ±30 | -4 | 3 | -21 | 21 |
| Anteil Kfz im LOS 4 | ±50 | -2 | 1 | 0 | 1 |
| | ±100 | -3 | 3 | -1 | 1 |
| Windgeschwindigkeit | ±10 | -4 | 4 | -3 | 3 |
| | ±30 | -11 | 16 | -7 | 13 |
| Bebauungsabstand | ±10 | -4 | 4 | -2 | 3 |
| | ±30 | -9 | 19 | -6 | 15 |
| Bebauungshöhe | ±10 | -1 | <1 | <1 | <1 |
| | ±30 | -2 | 2 | -1 | 2 |
| Kombination | Minimum | -14 | 15 | -14 | 17 |
| | Maximum | -33 | 55 | -36 | 70 |

großer Variation auf -33 % bei NO₂ bzw. -36 % bei PM10. Die Zunahmen bei geringeren Variationen liegen bei 15 % bzw. 17 %. Bei großen Variationen können die Ergebnisse bis zu 55 % bei NO₂ bzw. 70 % bei PM10 höher ausfallen. Damit wird deutlich, dass im Besonderen der DTV-Wert, die Windgeschwindigkeit und die Vorbelastung (bei PM10) sowie bei enger Bebauung der Bebauungsabstand möglichst genau erfasst werden sollten. Bei Kombinationen von nur optimistischen oder nur konservativen Eingangsdaten kann der Effekt auf das Gesamtergebnis durchaus mehr als 10 % ausmachen.

Tabelle 4-4: Sensitivitäten der Gesamtbelastung der Varianten A und B für PM10 und NO₂

| Konkreter hypothetischer Berechnungsfall nach Eingangsdaten aus Tabelle 4-1 | | | | |
|---|-----------------|-------|-------|-------|
| Parameter | NO ₂ | | PM10 | |
| | A [%] | B [%] | A [%] | B [%] |
| Ausrichtung | -4 | -3 | -3 | -2 |
| Verkehrssituation | 10 | -7 | 2 | -17 |

Der Vergleich der beiden Varianten zur Ausrichtung der Straße und zur Verkehrssituation zeigt, dass die Ausrichtung bei der hier verwendeten Meteorologie eine recht geringe Auswirkung auf die Gesamtbelastung hat. Eine Änderung der Verkehrssituation von einer innerstädtischen Hauptverkehrsstraße mit Tempolimit 50 auf eine Erschließungsstraße mit Tempolimit 30 hat bei NO₂ eine Zunahme des Jahresmittelwertes um 10 % und bei PM10 um 2 % zur Folge. Bei Änderung des Straßentyps auf Magistrale/Ringstraße und des Tempolimits auf 80 km/h ergibt sich eine Abnahme des Jahresmittelwertes von NO₂ um insgesamt 7 % und bei PM10 um 17 %.

4.4 Detaillierte Betrachtungen zur Sensitivität

In Anhang A.5 werden vertiefend die Sensitivitäten in der Emissions- und Immissionsberechnung für eine Reihe von Eingangsgrößen dargestellt und ausgewertet:

- Verkehrsemissionen:
 - Verkehrszusammensetzung nach Fahrzeugkategorie,
 - Verkehrsdynamik (Stop&Go, Verkehrssituation),
 - Flottenzusammensetzung und
 - Steigung / Gefälle.
- Zusatzbelastungen:
 - Geometrie und
 - Windgeschwindigkeit.
- Ergänzende Betrachtungen mit PROKAS B

5 Checkliste

Die folgende Checkliste soll den Planungsbehörden dazu dienen, die Prüfung externer Untersuchungen bezüglich der Eingangsdaten zu dokumentieren.

| Prüfliste für die Anforderungen an die Eingangsdaten zur Modellierung verkehrsbedingter Immissionen | | | | |
|--|---|-----------------------------------|----------------------------------|---------------------------|
| Titel der Untersuchung: | | Version: | | |
| Verfasser: | | Datum: | | |
| Prüfliste ausgefüllt von: | | am: | | |
| Abschnitt im Leitfaden | Prüfprodukte | Prüfstatus | | Abschnitt in Untersuchung |
| 1. Allgemeines | | | | |
| 2.2 | Ziel der Modellierung erläutert | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.1 | | | | |
| 1.1 | Beurteilungsgrundlagen dargestellt (Schadstoffe und Kennwerte) | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 1.2 | | | | |
| 3.8 | | | | |
| 2.2 | Modellauswahl erläutert | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.1 | | | | |
| 3.3 | Bezugsjahr(e) angegeben | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 2. Örtliche Verhältnisse | | | | |
| 3.2 | Festlegung des Modellgebiets und des Untersuchungsgebiets | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.1 | Prüfung der Berücksichtigung der Geländestruktur (Orographie) | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.7 | | | | |
| 3.1 | Prüfung der Berücksichtigung von Gebäuden | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.7 | | | | |
| 3.6.5 | Prüfung der Berücksichtigung der Längsneigung von Straßen | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3. Meteorologische Daten | | | | |
| 3.4 | Meteorologische Datenbasis beschrieben | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.9.2 | | | | |
| 3.4 | Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen (Windrose) grafisch dargestellt | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.4 | Bei Übertragungsprüfung: Verfahren angegeben und gegebenenfalls beschrieben | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.4 | Bei Jahreszeitreihe: Auswahl des Jahres der Zeitreihe begründet | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.9.2 | | | | |
| 3.4 | Vorhandensein wesentlicher Einflüsse von lokalen Windsystemen (Berg-/Tal-, Land-/Seewinde, Kaltluftabflüsse) diskutiert | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.4 | Bei Vorhandensein wesentlicher Einflüsse von lokalen Windsystemen: Einflüsse berücksichtigt | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.4 | Bei Verwendung eines Windfeldmodells: verwendete Modellversion angegeben | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |

| Abschnitt im Leitfaden | Prüfprodukte | Prüfstatus | | Abschnitt in Untersuchung |
|--|--|-----------------------------------|----------------------------------|---------------------------|
| 4. Vorbelastung | | | | |
| 3.5 | Methode und Datengrundlage der Abschätzung der Vorbelastung | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.9.4 | | | | |
| 3.5 | Bezugsjahr der Vorbelastung | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.5 | Angabe der Vorbelastung | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 5. Verkehrsdaten | | | | |
| 3.6.1 | Verkehrsdaten und deren Quelle beschrieben | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.6.1 | Bezugsjahr der Verkehrsdaten | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.6.2 | Angaben zur Verkehrszusammensetzung | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.6.3 | Angaben zur Verkehrsdynamik (Verkehrssituation, LOS) | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.6.4 | Angaben zur Flottenzusammensetzung | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 6. Verkehrsemissionen | | | | |
| 3.6.6 | Kaltstartemissionen berücksichtigt | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.6.7.2 | Umgang mit Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen für Partikel beschrieben | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.6.8 | Bei Ansatz zeitlich veränderlicher Emissionen: Zeitliche Charakteristik der Emissionsparameter dargelegt | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.6.10 | Angabe der Emissionsdatenbasis bzw. des Emissionsmodells | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.6 | Zusammenfassende Tabelle aller Emissionen vorhanden | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 7. Geometriedaten (Quellgeometrie, Bebauung, Gelände) | | | | |
| 3.7 | Karten- und Datengrundlage beschrieben | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.7 | Quellgeometrien beschrieben/dargestellt | | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.1 | Bebauung beschrieben/dargestellt | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.7 | | | | |
| 3.7 | Methode der Aufbereitung der Daten zur Bebauungsgeometrie beschrieben | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.1 | Geländestrukturen beschrieben/dargestellt | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.7 | | | | |
| 8. Abgeleitete Kenngrößen | | | | |
| | Methode und Datengrundlage der Prognose beschrieben für die | | | |
| 3.8.1 | - PM10-Kurzzeitkennwert | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.8.2 | - NO ₂ -Jahresmittelwert | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.8.3 | - NO ₂ -Kurzzeitkennwert | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 9. Prognose | | | | |
| | Methode und Datengrundlage der Prognose beschrieben für die | | | |
| 3.5 | - Vorbelastung | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.9.4 | | | | |
| 3.6 | - Verkehrsdaten | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.6 | - Verkehrsemissionen | <input type="checkbox"/> entfällt | <input type="checkbox"/> korrekt | |
| 3.9.1 | | | | |

6 Schrifttum

6.1 Gesetze, Verordnungen, Verwaltungsvorschriften

1. **BImSchV, 2003:** Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV). In der Fassung vom 14.08.2003. BGBl. I S. 1614. 2003.

11. **BImSchV, 2007:** Elfte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Emissionserklärungen – 11. BImSchV). In der Fassung der Bekanntmachung vom 05.03.2007. BGBl. I S. 289, 2007.

35. **BImSchV, 2007:** Fünfunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Kennzeichnung der Kraftfahrzeuge mit geringem Beitrag zur Schadstoffbelastung – 35. BImSchV). In der Fassung vom 05.12.2007. BGBl. I S. 2793, 2007.

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, 2010.

BMVBW, 2005: Allgemeines Rundschreiben Straßenbau Nr. 6/2005. Sachgebiet 12.2: Umweltschutz; Luftreinhaltung. Betr.: Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (MLuS) 02, geänderte Fassung 2005. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen. Bonn, 2005.

EU, 1996: Richtlinie 96/62/EG des Rates vom 27. September 1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität. Geändert durch Verordnung (EG) Nr. 1882/2003 vom 29.9.2003 und Richtlinie 2008/50/EG vom 21.5.2008. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 296, S. 55. 1996.

EU, 1999: Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Geändert durch Entscheidung 2001/744/EG vom 17.10.2001 und Richtlinie 2008/50/EG vom 21.5.2008. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 163, S. 41. 1999.

EU, 2000: Richtlinie 2000/69/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. November 2000 über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft. In der berichtigten Fassung vom 20.4.2001. Geändert durch Richtlinie 2008/50/EG vom 21.5.2008. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 313, S. 12. 2000.

EU, 2002: Richtlinie 2002/3/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft. Geändert durch Richtlinie 2008/50/EG vom 21.5.2008. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 67, S. 14. 2002.

EU, 2004: Richtlinie 2004/107/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 23, S. 3. 2004.

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 153, S. 1. 2008.

6.2 Technische Regeln

HBS, 2005: Handbuch für die Bemessung von Straßenverkehrsanlagen (HBS). Ausgabe 2001 in der Fassung von 2005. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV). 2005.

- MLuS, 2005:** Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (MLuS) 02. Geänderte Fassung 2005. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, 2005.
- RLuS 2012:** Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (RLuS 2012). Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, 2012.
- RLS-90, 1992:** Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen (RLS-90). Ausgabe 1990. In der berichtigten Fassung von 1992. FGSV-Nr. 334. Hrsg.: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV). 1992.
- TA LUFT, 2002:** Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. In der Fassung vom 24.07.2002. GMBI. Nr. 25 - 29, S. 511, 2002.
- VDI 3782 BLATT 7, 2003:** Umweltmeteorologie – Kfz-Emissionsbestimmung – Luftbeimengungen. VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL, 2003.
- 6.3 Literatur**
- ARGUMET, 2002:** TA Luft 2002 – Neue Anforderungen an meteorologische Daten für Ausbreitungsrechnungen. Arbeitsgemeinschaft für Umweltmeteorologie und Luftreinhaltung. AirScope – Beiträge zur Umwelt-Meteorologie. Nr. 4, Jahrgang 2, 2002.
- ARTEMIS, 2007:** Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems. Final report. DG TREN Contract No. 1999-RD.10429. Produced by TRL Limited, United Kingdom, 2007.
- Bächlin, W.; Bössinger, R.; Brandt, A.; Schulz, T., 2006:** Überprüfung des NO-NO₂-Umwandlungsmodells für die Anwendung bei Immissionsprognosen für bodennahe Stickoxidfreisetzung. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 66 Nr. 4, 2006.
- BAST, 2005a:** PM10-Emissionen an Außerortsstraßen – mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM10-Konzentrationen aus Messungen an der A1 Hamburg und Ausbreitungsrechnungen. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V125, Bergisch-Gladbach, Juni 2005.
- BAST 2005b:** Straßenverkehrszählung 2000 - Methodik. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST), Heft V 123. Bergisch-Gladbach, 2005.
- BUWAL, 2001:** Massnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz. Umwelt-Materialien Nr. 136 Luft. Bern, 2001.
- BUWAL, 2003:** Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Forschungsprojekt ASTRA 2000/415, EMPA und PSI im Auftrag des BUWAL. Bern 2003.
- Diegmann, V.; Mahlau, A., 1999:** Vergleich von Messungen der Luftschadstoffbelastungen im Straßenraum mit Berechnungen des Screening-Modells IMMISluft. Immissionsschutz Nr. 3, S. 76-83. 1999.
- Düring, I.; Bächlin, W., 2009:** Tendenzen der NO₂-Belastung im Land Brandenburg. Auftraggeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. 2008.
- Düring, I.; Lohmeyer, A., 2004:** Modellierung nicht motorbedingter PM10-Emissionen von Straßen. In: Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL (Hrsg.): KRdL-Expertenforum Staub und Staubinhaltsstoffe. KRdL-Schriftenreihe Band 33. Düsseldorf, 2004.
- DWD, 2005:** Bestimmung der in AUSTAL2000 anzugebenden Anemometerhöhe. Deutscher Wetterdienst. 2005.
- EEA, 2005:** Corine Land Cover 2000. European Environment Agency. Copenhagen, 2005.
http://reports.eea.europa.eu/brochure_2006_0306_103624/en/CLC2000brochure.pdf

- EEA, 2009:** EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook - 2009. EEA Technical report 2009. European Environment Agency. Copenhagen, 2009. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>
- Gkatzoflias, D.; Kouridis, C.; Ntziachristos, L.; Samaras, Z., 2007:** COPERT 4 - Computer Programme to calculate Emissions from Road Transport. User's manual Version 5.0. Contracting authority: European Environment Agency (EEA). 2007.
- Görgen, R.; Lambrecht, U., 2008:** Hohe Stickstoffdioxidbelastungen. Können die NO₂-Luftqualitätsgrenzwerte im Jahr 2010 eingehalten werden? Immissionsschutz 13 Nr. 1, 2008.
- HCM, 2000:** Highway Capacity Manual (HCM). Transportation Research Board. Washington, D.C. 2000.
- Hertel, O.; Berkowicz, R., 1989:** Modelling NO₂ concentrations in a street canyon. DMU Luft A-131. National Environmental Research Institute, Division of Emissions and Air pollution, Denmark, 1989.
- IIASA, 2002:** Modelling Particulate Emissions in Europe. A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs. Interim Report IR-02-076. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). Laxenburg, 2002.
- INFRAS, 2010:** Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 3.1. Auftraggeber: UBA Berlin, BAFU Bern, UBA Wien u. a., 2010.
- INFRAS, 2014:** Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. HBEFA Version 3.2. Auftraggeber: UBA Berlin, BAFU Bern, UBA Wien u. a., 2014.
- Ivu Umwelt, 2002:** Automatische Klassifizierung der Luftschadstoff-Immissionsmessungen aus dem LIM-BA-Meßnetz. FE-Vorhaben FKZ 200 42 265. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, 2002.
- Ivu Umwelt, 2006:** Maßnahmen zur Reduzierung von Feinstaub und Stickstoffdioxid. FKZ 204 42 222. Veröffentlichung UBA-Texte 22/07. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Unter Mitarbeit von ifeu Heidelberg GmbH, 2006.
- Ivu Umwelt, 2007:** Bestimmung der aktuellen gebietsweiten Schadstoffbelastung in den besiedelten Hauptstraßen des Ruhrgebiets. Auftraggeber: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV), 2007.
- Ivu Umwelt, 2008a:** Aktualisierung der Berechnungen für den Berliner Luftreinhalteplan. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin, 2008.
- Ivu Umwelt, 2009a:** Entwicklung eines statistischen Ansatzes zur Abschätzung der NO₂-Immission im Straßenraum unter Berücksichtigung der NO₂-Direktemissionen. Modellierung für Stunden- und Jahresmittelwerte. Auftraggeber: Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin, 2009.
- Ivu Umwelt, 2009b:** Tendenzen und Verursacher für die NO₂-Belastung in Sachsen. 1. Zwischenbericht. FE-Vorhaben. Unter Mitarbeit von TÜV Nord. Auftraggeber: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2009.
- Ivu Umwelt, 2010a:** IMMIS^{em/luft/lärm} – Handbuch zur Version 5. IVU Umwelt GmbH Freiburg. 2010.
- Ivu Umwelt, 2010b:** Neuerungen IMMI^{Sem/luft} Version 5.1. IVU Umwelt GmbH Freiburg. 2010.
- Jörß, W.; Handke, V., 2003:** Emissionsschätzung für SO₂, NO_x, NMVOC und NH₃ in Deutschland 2000-2020. Werkstatt-Bericht Nr. 59. UFOPLAN 2001 – FKZ 200 43 254. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, 2003.
- Jörß, W.; Handke, V., 2007:** Emissionen und Maßnahmenanalyse Feinstaub 2000 – 2020. Forschungsbericht FKZ 204 42 202/2. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 38/07, 2007.

- Kuttler, W.; Düttemeyer, D., 2003:** Umweltmeteorologische Untersuchungsmethoden. *promet* 30 Nr. 1/2, S. 15-27. Tab.2-2, 2003.
- Lenschow, P.; Abraham, H. - J.; Kutzner, K.; Lutz, M.; Preuss, J. - D.; Reichenbacher, W., 2001:** Some ideas about the sources of PM₁₀. *Atmospheric Environment* 35 Nr. Supplement 1, 2001.
- LfU, 2003:** Anforderungen an Eingangsdaten für verkehrsbedingte Immissionsprognosen. Leitfaden. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe, 2003.
- Lohmeyer, 2007:** WinMiskam. Miskam für Windows. Handbuch ab Version 2.1, Stand 25.07.2007. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co KG, 2007.
- LUBW, 2009:** Datenlieferung Mai 2009.
- Lutz, M., 2010:** Situation in Berlin. Fachtagung „Herausforderung NO₂-Immissionen“, 3.-4.3.2010, Heidelberg. 2010.
- PAREST, 2010:** Tagungsband zum Fachgespräch „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung - PAREST“ am 10.06.2010 in Berlin. FE-Vorhaben FKZ 206 43 200/01. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, 2010.
- Pregger, T., 2006:** Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland. Dissertation. Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), 2006.
<http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2006/2590/>.
- Rauterberg-Wulff, A., 1998:** Beitrag des Reifen- und Bremsabriebs zur Rußimmission an Straßen. Fortschrittsberichte VDI, Reihe 15: Umwelttechnik, Nr. 202. 1998.
- Romberg, E.; Bössinger, R.; Lohmeyer, A.; Ruhnke, R.; Röth, E., 1996:** NO-NO₂-Umwandlungsmodell für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 56 Nr. 6, S. 215-218, 1996.
- Stern, R., 2006:** Anwendung des REM-CALGRID-Modells für die Immissionsprognose 2010 und 2020 in Deutschland auf der Basis hoch aufgelöster Emissionsdaten. FE-Vorhaben FKZ 202 43 270. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 2006.
- Steven, H.; Skrzypczyk, E., 1997:** Mobilev 1.3 Dokumentation und Benutzerhandbuch. FE-Vorhaben FKZ 105 06 044 „Erarbeitung von Grundlagen für die Umsetzung von § 40.2 BImSchG“. FiGE GmbH, Herzogenrath. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. 1997.
- UBA, 2009:** Excel-Tabellen des Umweltbundesamtes, Dessau vom Juli 2009. Verfügbar unter <http://www.env-it.de/umweltbundesamt/luftdaten/index.html>
- Wiegand, G.; Yamartino, R. J., 1986:** Development and Evaluation of Simple Models for the Flow, Turbulence and Pollutant Concentration Fields within an Urban Street Canyon. *Atmospheric Environment* 20 Nr. 11, S. 2137-2156, 1986.

A Anhang: Vertiefung

A.1 Rechtliche Grundlagen

Im Mai 2008 wurde von der EU die Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG verabschiedet (EU, 2008), die die vorangegangene Rahmenrichtlinie (EU, 1996) sowie die Tochterrichtlinien (EU, 1999, 2000, 2002, 2004) ersetzt. Diese neue Luftqualitätsrichtlinie wurde am 02.08.2010 mit der 39. BImSchV (2010) in nationales Recht umgesetzt.

In Tabelle A-1 findet sich eine Zusammenstellung der Grenz- und Zielwerte, die in der 39. BImSchV (2010) und der EU-Richtlinie 2008/50/EG (EU, 2008) festgelegt sind.

Einige der o. g. Grenzwerte werden in Deutschland vor allem in der Nähe von Verkehrswegen überschritten. Damit bekommt die Ermittlung der Luftschadstoffbelastung, die durch Verkehrsemissionen verursacht wird, eine besondere Bedeutung.

Tabelle A-1: Grenz- und Zielwerte aus 39. BImSchV (2010) und EU (2008)

| Stoff | Kenngröße | Einheit | Grenz- und Zielwerte (zulässige Überschreitungshäufigkeit pro Jahr) | | Gültigkeit |
|-------------------|--|-------------------|---|---|------------------|
| | | | 39. BImSchV | EU 2008/50/EG | |
| Grenzwerte | | | | | |
| Stickstoffdioxid | 1-h-Wert | µg/m ³ | 200 (18 mal) | 200 (18 mal) | seit 1.1.2010 |
| | Jahresmittel | µg/m ³ | 40 | 40 | seit 1.1.2010 |
| Schwefeldioxid | 1-h-Wert | µg/m ³ | 350 (24 mal) | 350 (24 mal) | seit 1.1.2005 |
| | 24-h-Wert | µg/m ³ | 125 (3 mal) | 125 (3 mal) | seit 1.1.2005 |
| PM10 | 24-h-Wert | µg/m ³ | 50 (35 mal) | 50 (35 mal) | seit 1.1.2005 |
| | Jahresmittel | µg/m ³ | 40 | 40 | seit 1.1.2005 |
| PM2,5 | Jahresmittel | µg/m ³ | 25 | 25 | ab 1.1.2015 |
| Blei | Jahresmittel | µg/m ³ | 0,5 | 0,5 | seit 1.1.2005 |
| Benzol | Jahresmittel | µg/m ³ | 5 | 5 | ab 1.1.2010 |
| Kohlenmonoxid | 8-h-Wert | mg/m ³ | 10 | 10 | seit 1.1.2005 |
| Zielwerte | | | | | |
| PM2,5 | Jahresmittel | µg/m ³ | 25 | 25 | seit 1.1.2010 |
| Ozon | 8-h-Wert | µg/m ³ | 120 (25 mal ⁺) | 120 (25 mal ⁺) | seit 1.1.2010 |
| | 8-h-Wert | µg/m ³ | 120 | 120 | nicht festgelegt |
| Arsen | Jahresmittel | ng/m ³ | 6 | werden in der Richtlinie gegebenenfalls ergänzt | ab 1.1.2013 |
| B(a)P* | Jahresmittel | ng/m ³ | 1 | | ab 1.1.2013 |
| Cadmium | Jahresmittel | ng/m ³ | 5 | | ab 1.1.2013 |
| Nickel | Jahresmittel | ng/m ³ | 20 | | ab 1.1.2013 |
| Quecksilber | nur genannt, ohne weitere Spezifizierung | | | | |

* Benzo-(a)-pyren als Leitsubstanz für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
+ als Mittelwert über 3 Jahre

Tabelle A-2: Berücksichtigung des Planungsfaktors „Luftreinhaltung“ in deutschen gesetzlichen Regelwerken (Überarbeitung der Auswahl nach Kuttler und Düttemeyer, 2003)

| Kurztitel | Rechtsvorschrift |
|---------------|---|
| BauGB 2008 | Baugesetzbuch (BauGB). In der Fassung vom 24.12.2008. BGBl. I S. 3018. |
| BauNVO 1993 | Verordnung über die bauliche Nutzung der Grundstücke (Baunutzungsverordnung - BauNVO). In der Fassung vom 22. April 1993. BGBl. I S. 466 |
| BauROG | Gesetz zur Änderung des Baugesetzbuches und zur Neuregelung des Rechtes der Raumordnung (Bau- und Raumordnungsgesetz - BauROG). In der Fassung vom 31.12.2001 |
| BImSchG 2007 | Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG). In der Fassung vom 23.10.2007. BGBl. I S. 2470 |
| BNatSchG 2008 | Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG). In der Fassung vom 22.12.2008. BGBl. I S. 2986 |
| BWaldG 2006 | Gesetz zur Erhaltung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft (Bundeswaldgesetz). In der Fassung vom 31.10.2006. BGBl. I S. 2407 |
| RoV 2002 | Raumordnungsverordnung (RoV). In der Fassung vom 18. Juni 2002. BGBl. I S. 1914 |
| TA Luft 2002 | Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. In der Fassung vom 24.07.2002. GMBI. Nr. 25 - 29, S. 511 |
| UGB | Umweltgesetzbuch, derzeit in Überarbeitung |
| UVPG 2008 | Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). In der Fassung vom 22.12.2008. BGBl. I S. 2986 |

Tabelle A-2 gibt einen Überblick über in Deutschland geltende Regelwerke, in denen der Planungsfaktor „Luftreinhaltung“ berücksichtigt wird. Es ergeben sich aus diesen Regelwerken folgende Aufgaben:

- Analysen, Prognosen und Maßnahmenbewertungen im Rahmen der Planerstellung zur Luftreinhaltungsplanung (39. BImSchV, 2010) bzw. im Rahmen der Planerstellung nach EU-Richtlinien,
- Prognosen der Luftschadstoffbelastung im Planungsprozess für den Neu-, Um- oder Ausbau von Verkehrswegen oder für Bauvorhaben mit verkehrlichen Wirkungen,
- Prognosen der Luftschadstoffbelastung bei Bauvorhaben, die geänderte Belastungssituationen durch Verkehrsemissionen zur Folge haben, z. B. durch eine geänderte innerstädtische Belüftungssituation, sowie
- Planung von Messstandorten zur Feststellung von Konzentrationswerten, z. B. nach der 39. BImSchV, 2010.

A.2 Meteorologie

A.2.1 Verfügbare Daten

Grundsätzlich können meteorologische Daten als meteorologische Zeitreihe oder als Statistik vorliegen. Wird der Turbulenzzustand durch Ausbreitungsklassen beschrieben, spricht man von einer Ausbreitungsklassen-Zeitreihe oder einer Ausbreitungsklassen-Statistik (AKS).

Meteorologische Zeitreihen enthalten Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Turbulenzzustand in einer bestimmten zeitlichen Auflösung, i. d. R. stündlich, für den Untersuchungszeitraum, der im Regelfall ein Jahr beträgt. Nach TA LUFT (2002) sind die meteorologischen Daten als Stundenmittel anzugeben, wobei Windgeschwindigkeit und Windrichtung vektoriell zu mitteln sind. Die Art der Mittelung kann für das Ergebnis der Ausbreitungsrechnung von Bedeutung sein: Die vektorielle Mittelung führt zu tendenziell geringeren Windgeschwindigkeiten als die skalare Mittelung, insbesondere für Windgeschwindigkeiten kleiner 3 m/s, da hier stärkere Schwankungen in der Windrichtung auftreten können (ARGUMET, 2002). Die Windgeschwindigkeit wiederum beeinflusst die Ausbreitung von Luftschadstoffen und damit die Höhe der Luftschadstoffkonzentrationen.

Eine Statistik enthält die Häufigkeitsverteilung stündlicher

Ausbreitungssituationen über mehrere Jahre, typischerweise 10 Jahre. Eine Ausbreitungssituation wird dabei durch Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Turbulenzzustand, im Allgemeinen als Ausbreitungsklasse, beschrieben. Die Häufigkeitsverteilung entsteht dann durch Klassierung der Ausbreitungssituationen bezüglich der drei beschreibenden Parameter (TA LUFT, 2002).

Meteorologische Zeitreihen und Statistiken basieren auf Messdaten bestehender oder für das aktuelle Projekt einzurichtender meteorologischer Messstationen. Sind keine Messdaten vorhanden, so besteht die Möglichkeit, eine synthetische AKS zu verwenden. Synthetische AKS werden mit Hilfe eines mesoskaligen Strömungsmodells berechnet (z. B. METRAS, siehe Tabelle 2-2).

Meteorologische Zeitreihen und Statistiken sind in der Regel von den zuständigen Landesämtern, in Baden-Württemberg z. B. von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW), oder vom Deutschen Wetterdienst (DWD) zu beziehen, aber auch von Privat Anbietern. In Baden-Württemberg bietet die LUBW auch synthetische AKS in einem Raster von 500 m x 500 m an⁸.

A.2.2 Räumliche und zeitliche Repräsentativität

Die verwendeten meteorologischen Daten müssen für das zu untersuchende Gebiet räumlich und zeitlich repräsentativ sein.

Die räumliche Repräsentativität von meteorologischen Zeitreihen und Statistiken aus Messdaten ist abhängig von der Standortumgebung. So ist die räumliche Repräsentativität einer Messstation inmitten städtischer Bebauung oder in stark gegliedertem Gelände deutlich kleiner als die einer Messstation auf dem flachen Land. Die räumliche Repräsentativität synthetischer AKS ist durch die Auflösung des Modellgitters des verwendeten Strömungsmodells gegeben.

Die zeitliche Repräsentativität muss insbesondere bei der Verwendung von meteorologischen Zeitreihen berücksich-

tigt werden. Beträgt der Untersuchungszeitraum ein Jahr, so gibt es drei Möglichkeiten des Zeitbezugs:

- Verwendung der meteorologischen Zeitreihe für ein bestimmtes Bezugsjahr.
- Verwendung einer meteorologischen Zeitreihe für ein hinsichtlich einer langjährigen Bezugsperiode repräsentatives Jahr. Es wird dasjenige Jahr aus der Bezugsperiode herausgesucht, das die mittleren Windverhältnisse dieser Bezugsperiode an der in Frage stehenden Messstation am besten repräsentiert. Die zeitliche Repräsentativität kann z. B. durch eine fachliche Prüfung des Anbieters der meteorologischen Daten nachgewiesen werden.
- Verwendung einer meteorologischen Zeitreihe über mehrere Jahre.

Ausbreitungsrechnungen auf der Basis von Variante a) sind z. B. dann sinnvoll, wenn für ein definiertes Bezugsjahr Immissionsmessdaten vorliegen, mit denen die Ergebnisse der Berechnungen verglichen werden sollen. Variante b) liefert hingegen Aussagen über die hinsichtlich der langjährigen Bezugsperiode mittlere Immissionsbelastung. Mit Variante c) kann im Sinne eines konservativen Ansatzes aus der Bezugsperiode das Jahr mit der maximalen Immissionsbelastung gewählt werden. Diese Methode erfordert jedoch die Durchführung der Ausbreitungsrechnungen über die gesamte Bezugsperiode und ist mit entsprechend hohem Rechenaufwand verbunden.

Sowohl meteorologische Zeitreihen als auch Statistiken sollten eine ausreichende Datenverfügbarkeit aufweisen. Zur Orientierung können hier die Vorgaben der TA LUFT (2002) herangezogen werden. Diese fordert bei Zeitreihen eine Verfügbarkeit der Daten von 90 % der Stunden eines Jahres. Messlücken, die nicht mehr als zwei Stundenwerte umfassen, dürfen dabei durch Interpolation geschlossen werden. Für AKS fordert die TA LUFT (2002), dass in weniger als 20 % der Jahresstunden Windgeschwindigkeiten auftreten, die kleiner als 1 m/s sind.

In der praktischen Anwendung liegen häufig vor Ort keine meteorologischen Daten vor, oder es liegen zwar Daten zu Windrichtung und -geschwindigkeit vor, aber keine Ausbreitungsklassen. In diesen Fällen können die fehlenden In-

⁸ Erreichbar von der Startseite der LUBW (www.lubw.de) → Themen → Luft → Hilfsmittel für den Immissionsschutz → Umweltmeteorologie → Synthetische Windstatistiken; bei Redaktionsschluss direkt erreichbar als <http://www.lubw.de/servelet/is/20413>

formationen von einer benachbarten meteorologischen Station beschafft und auf das Untersuchungsgebiet übertragen werden, wenn Untersuchungsgebiet und Standort der verwendeten Station hinsichtlich Rauigkeit und Topographie vergleichbar sind und ähnliche Windverhältnisse aufweisen. Die Übertragbarkeit von Messdaten auf einen anderen Standort kann nach TA LUFT (2002) durch den Vergleich mit Daten überprüft werden, die im Rahmen eines Standortgutachtens ermittelt werden. Sie kann auch durch eine fachliche Prüfung der Übertragbarkeit durch den Anbieter der meteorologischen Daten nachgewiesen werden.

A.2.3 Anforderungen aus Anwendungs- und Modellsicht

Je nach Aufgabenstellung kommen unterschiedliche Ausbreitungsmodelle zum Einsatz, und dementsprechend unterscheiden sich die Anforderungen an die meteorologischen Daten.

A.2.3.1 Zeitreihen und Statistiken

Sollen ausschließlich Jahresmittelwerte betrachtet werden, so kann eine AKS ausreichend sein. Ausbreitungsrechnungen auf der Basis von meteorologischen Zeitreihen ermöglichen den Vergleich der modellierten mit gemessenen Zeitreihen der Immission sowie die Berücksichtigung der Korrelation von Meteorologie und Emissionen (z. B. hohe Emissionen bei schlechten Ausbreitungsbedingungen), wenn Emissionszeitreihen vorhanden sind.

Werden meteorologische Zeitreihen verwendet, so ist im Sinne der Aufgabenstellung zu entscheiden, ob ein konkretes Vergleichsjahr, ein für eine bestimmte Bezugsperiode repräsentatives Jahr oder das für eine bestimmte Bezugsperiode ungünstigste Jahr gerechnet werden soll, um die für den jeweiligen Zweck erforderliche Zeitreihe (s. Abschnitt A.2.2) auszuwählen.

Bestimmte Modelle arbeiten nicht mit meteorologischen Zeitreihen, sondern ausschließlich mit Statistiken. Hier besteht die Möglichkeit, die ausgewählte Zeitreihe in eine Statistik umzuwandeln. Da diese Statistik je nach Länge der zu Grunde liegenden Zeitreihe nicht den repräsentativen Charakter hat, der üblicherweise von einer Statistik erwartet wird (zehnjährige Datenbasis), ist diese Vorgehensweise in der Untersuchung darzulegen.

Die Verwendbarkeit und Aussagekraft von zeitlichen Teilkollektiven (z. B. einzelne Jahreszeiten, Episoden, Worst-Case-Szenarien) ist im Einzelfall zu prüfen.

A.2.3.2 Rauigkeitslänge und Anemometerhöhe

Einige Modelle benötigen eine Rauigkeitslänge und / oder eine Anemometerhöhe sowie gegebenenfalls die Anemometerposition als Eingangsdaten. Die Rauigkeitslänge z_0 beschreibt die Bodenrauigkeit des Geländes im Untersuchungsgebiet und kann z. B. aus den Landnutzungsklassen des CORINE-Katasters bestimmt werden (EEA, 2005). Je nach Modell kann für das Untersuchungsgebiet eine mittlere Rauigkeitslänge oder aber eine räumliche Verteilung vorgegeben werden.

Die Anemometerhöhe beschreibt die Höhe, in der der Wind bei einer vorliegenden Rauigkeitslänge z_0 gemessen wurde. Bei Übertragung der Daten auf einen Standort mit anderer Rauigkeit muss die Anemometerhöhe entsprechend umgerechnet werden, z. B. nach DWD (2005). In den meteorologischen Zeitreihen und AKS des Deutschen Wetterdienstes sind die Anemometerhöhen für verschiedene Rauigkeitslängen in der Regel im Dateikopf angegeben.

Rauigkeitslänge und Anemometerhöhe können einen großen Einfluss auf die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung haben. Ihre Berücksichtigung ist von Modell zu Modell unterschiedlich und ist in der Untersuchung auf angemessene Weise zu dokumentieren.

A.2.3.3 Weitere Einflüsse

Der Turbulenzzustand der Atmosphäre (Abschnitt 3.4) ist vor allem bei großräumigen Ausbreitungsrechnungen bzw. außerhalb und am Rand von Ortschaften zu berücksichtigen. In dicht bebautem, städtischem Untersuchungsgebiet ist der Turbulenzzustand der Atmosphäre von untergeordneter Bedeutung, weil auf Grund der gebäudeinduzierten Turbulenz die Einflüsse der atmosphärischen Schichtung weitgehend unterdrückt werden. Hier kann für die Ausbreitungsrechnung eine neutrale Schichtung angesetzt werden.

Bei orographisch gegliedertem Gelände ist zu prüfen, ob lokale Windsysteme wie z. B. Kaltluftabflüsse oder Hangwinde oder auch Kanalisationseffekte explizit zu berücksichtigen sind.

A.3 Vorbelastung (Gesamthintergrundniveau)

A.3.1 Zeitliche Auflösung

Unabhängig von der Methode der Bestimmung der Vorbelastung stellt sich die Frage der nötigen zeitlichen Auflösung, in der Daten zur Vorbelastung zur Verfügung stehen sollten. Diese ergibt sich i. d. R. aus dem jeweiligen Untersuchungsziel und / oder der Wahl des eingesetzten Modells. Idealerweise liegt die Vorbelastung mindestens in der gleichen zeitlichen Auflösung vor wie der kürzeste Zeitschritt in der Modellierung bzw. Auswertung. Zeitlich hochaufgelöste Vorbelastungsdaten lassen sich dabei einfach über Mittelwertbildung zu größeren Zeitschritten aggregieren.

Liegen Daten zur Vorbelastung nur in einer zeitlichen Auflösung vor, die gröber ist als der kürzeste Zeitschritt in der Modellierung bzw. Auswertung, sollten diese Daten nicht direkt verwendet werden. Stattdessen ist, mit im jeweiligen Einzelfall geeigneten Mitteln, eine zeitliche Disaggregation der Daten vorzunehmen. Dies kann z. B. durch Übertragung von Ganglinien oder Zeitreihen vergleichbarer Messstationen oder aus Modellergebnissen erfolgen, ist aber in jedem Fall ein Vorgang, der eine sorgfältige Prüfung der Übertragbarkeit voraussetzt.

Für Betrachtungen, die rein auf Jahresmittelwerten basieren, wie es z. B. in Screening-Verfahren oft der Fall ist, reichen i. d. R. Vorbelastungsdaten als Jahresmittelwerte aus.

A.3.2 Vorbelastung aus Schätzwerten

Die einfachste Methode zur Festlegung der Vorbelastung ist die Verwendung von Schätzwerten, wie sie für Deutschland z. B. im MLuS (2005) veröffentlicht sind. Dieses enthält mit Stand 1997 „gebietstypische Vorbelastungswerte“ und zugehörige Reduktionsfaktoren in 5-Jahres-Schritten bis 2020 für die Stoffe NO₂, PM₁₀, Benzol, CO, NO, Blei und SO₂. Dabei wird jeweils zwischen „gering“, „mittel“ und „hoch“ belasteten „Groß-“, „Mittel-“ und „Kleinstädten“ sowie Freiland unterschieden.

Durch den Veröffentlichungsstand von vor über 10 Jahren, der fehlenden regionalen Differenzierung und vor allem der sehr groben Einteilung sind diese Werte mit hohen Unsicherheiten verbunden. Sie sollten in der Untersu-

chung allenfalls als Anhaltspunkt dienen und in Abstimmung mit der zuständigen Immissionsschutzbehörde nur verwendet werden, wenn keiner der im Folgenden beschriebenen Ansätze möglich ist.

A.3.3 Vorbelastung aus Messwerten

Um die Vorbelastung aus Messwerten abzuleiten, sind Messdaten erforderlich, die die Situation für den modellierten Ort ohne die in der Modellierung direkt berücksichtigten Quellen wiedergeben. Diese liefern Messstationen, die möglichst nah am Untersuchungsgebiet liegen, ohne von ihm beeinflusst zu sein, und gleichzeitig repräsentativ für die Vorbelastung sind, also nicht im Einflussbereich anderer lokal wirkender Quellen liegen.

Im praktischen Einsatz wird die Vorbelastung bei der Verwendung von Screening- oder Detailmodellen aus städtischen Hintergrundstationen, die z. B. in einem Stadtpark liegen, abgeleitet. Solche Stationen repräsentieren eine Vorbelastung als Summe aus urbanem und regionalem Hintergrund. Beim Einsatz von Regionalmodellen wird i. d. R. auf ländliche Stationen zurückgegriffen, die den regionalen Hintergrund wiedergeben.

Wenn für die Fragestellung und das Untersuchungsgebiet geeignete Messstationen mit Werten für das betrachtete Bezugsjahr vorhanden sind, ist die Ableitung der Vorbelastung aus Messwerten ein einfacher und zuverlässiger Ansatz. Sind jedoch in direkter Nähe zum Untersuchungsgebiet keine oder keine repräsentativen Messstationen vorhanden und muss daher auf Daten entfernterer Stationen zurückgegriffen werden, birgt diese räumliche Übertragung ein großes Unsicherheitspotential. Vor einer Übertragung ist dann sorgfältig zu prüfen, ob die Ausbreitungsbedingungen (Meteorologie, Topographie, u. a.) und die Emissionsstruktur am Messort denen des Untersuchungsgebiets entsprechen.

Da bei der Ableitung der Vorbelastung aus Messwerten meist nur eine oder sehr wenige adäquate Stationen vorhanden sind, bietet diese Methode i. d. R. keine Möglichkeit der räumlichen Differenzierung der Vorbelastung. Eine räumliche Differenzierung der Vorbelastung ist beispielsweise bei lokalen Untersuchungen angeraten, die für mehrere Stellen im Stadtgebiet durchgeführt werden – etwa ein stadtweites Straßenraumscreening – und bei de-

nen nicht davon ausgegangen werden kann, dass überall im Stadtgebiet dieselbe Vorbelastung als Summe aus urbanem und regionalem Hintergrund vorherrscht.

Da Messdaten immer nur aktuelle und vergangene Situationen wiedergeben, ist die Ableitung der zukünftigen Vorbelastung aus Messdaten für Prognosen unmittelbar nicht möglich. Ein möglicher Ansatz ist, aktuelle Messdaten unverändert auch für das Prognosejahr anzusetzen. Gemeinhin wird dies als ein konservativer Ansatz betrachtet, da die im Allgemeinen emissionsmindernde Wirkung des technischen Fortschritts z. B. bei Motortechnik, Industrieanlagen, Heizungssystemen usw., unberücksichtigt bleibt.

Als zweiter Ansatz können Messdaten mit geeigneten Untersuchungen zur Entwicklung der Immissionssituation, wie sie u. a. das Umweltbundesamt durchführt (z. B. Stern, R., 2006), auf das Prognosejahr fortgeschrieben werden (s. auch Abschnitt 3.9.4).

A.3.4 Vorbelastung aus Modellergebnissen

Vorbelastungswerte können auch aus Modellergebnissen abgeleitet werden. Dabei kommen Daten zum Einsatz, die mit einem Modell ermittelt werden, das auf der nächst größeren räumlichen Skala als das eigentliche Untersuchungsgebiet arbeitet. So wird die Vorbelastung für Untersuchungen mit Screening- oder Detailmodellen i. d. R. mit einem Regionalmodell bestimmt und Vorbelastungen für Untersuchungen mit Regionalmodellen können mit größerskalierten Modellen, z. B. Kontinentalmodellen, berechnet werden. Dabei ist bei der Modellierung der Vorbelastung darauf zu achten, dass die Emissionsquellen, die in der eigentlichen Untersuchung berücksichtigt werden, nicht doppelt wirken, sie also bei der Modellierung der Vorbelastung keine Berücksichtigung finden.

Die Modellierung der Vorbelastung bietet die größte Flexibilität hinsichtlich räumlicher und zeitlicher Differenzierung der Werte. Sie erlaubt i. d. R. auch direkte Prognosen⁹ oder die (Nicht-)Berücksichtigung einzelner Quellgruppen.

⁹ Solche Prognoserechnungen basieren auf Emissionsprognosen, die i. d. R. nach Quellgruppen und räumlich differenziert vorliegen. Sie sind damit differenzierter als reine Prognosen der Immissionssituation.

Wenn Ergebnisse adäquater und validierter Modellierungen aus anderen Projekten nicht schon vorliegen, ist der wesentliche Nachteil der Bestimmung der Vorbelastung aus Modellergebnissen der große Aufwand, der damit einhergeht. Dies betrifft sowohl die Beschaffung von Eingangsdaten für das dann deutlich größere Untersuchungsgebiet und die Modellierung selbst als auch die Auswertung und Validierung der Ergebnisse.

Insgesamt gilt, dass auch die besten Modelle bei sorgfältigster Anwendung i. d. R. gemessene Werte nicht genau reproduzieren, schon allein deshalb, weil z. T. große Unsicherheiten in den Emissionsdaten liegen. Daher besteht immer die Möglichkeit einer gewissen Diskrepanz zwischen aus Modellierungen und aus Messungen abgeleiteten Vorbelastungswerten.

A.3.5 Vorbelastung aus Messwerten und Modellergebnissen

Die dritte Möglichkeit zur Bestimmung der Vorbelastung ist die Kombination von Messwerten und Modellergebnissen. Durch eine solche Kombination können die Vorteile beider Ansätze kombiniert werden. So lassen sich z. B. auf Basis von Messwerten über geeignete Modellierungen räumliche Differenzierungen ermitteln, aktuelle Messdaten für Prognosen fortschreiben oder der Einfluss von Einzelquellen auf bestimmte Messstationen „herausrechnen“.

A.3.6 Verfügbarkeit von Messdaten

Übersichten vorhandener Messstationen mit Beschreibung der räumlichen Lage, Stationstyp, gemessenen Schadstoffen und Kenngrößen wie Jahresmittelwerte für verschiedene Bezugsjahre sind i. d. R. auf den Internetseiten der jeweils zuständigen Landesbehörden, -ämter oder -anstalten direkt verfügbar. Beispielsweise werden in Baden-Württemberg Messdaten von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) im Internet¹⁰ bereitgestellt. Zeitlich höher aufgelöste Daten wie z. B. Zeitreihen stündlicher Messdaten sind i. d. R. bei den o. g. Behörden, gegebenenfalls gegen einen Unkostenbeitrag, erhältlich.

¹⁰ Erreichbar von der Startseite der LUBW (www.lubw.de) → Themen → Luft → Luftdaten Messungen; bei Redaktionsschluss direkt erreichbar als <http://www.lubw.de/servlet/is/16144/>

A.4 Nichtverkehrliche Emissionsquellen

Daten zu Industriequellen liegen i. d. R. mit hoher räumlicher Genauigkeit und den für die Ausbreitungsrechnung nötigen Parametern wie z. B. Schornsteinhöhe, Volumenstrom und Abgastemperatur bei den zuständigen Behörden wie z. B. der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) in Baden-Württemberg vor.

In aller Regel werden in Regionalmodellen weitere Quellen aus Emissionskatastern berücksichtigt, sofern belastbare Daten dazu vorliegen. Diese Daten werden von den zuständigen Landesbehörden turnusmäßig im Abstand mehrerer Jahre aktualisiert und liegen aktuell für Baden-Württemberg mit Stand 2006 vor für:

- Verkehr (Straßen-, Schienen-, Schiff- und bodennaher Flugverkehr, Motorsport),
- Kleine und Mittlere Feuerungsanlagen gemäß 1. BImSchV (2003),
- Gewerbe,
- Biogene Systeme (Landwirtschaft, Nutztierhaltung, Böden, Vegetation, Gewässer) sowie
- Sonstige Technische Einrichtungen (Abfallwirtschaft, Abwasserreinigung, Produktanwendung, Gasverteilung, Geräte und Maschinen).

Die räumliche Bezugsebene von Emissionskatastern ist i. d. R. ein regelmäßiges Raster von z. B. 1 km²-Zellen oder Verwaltungseinheiten wie z. B. Gemeindegrenzen. In Abhängigkeit von Fragestellung und räumlicher Auflösung des Regionalmodells sind diese Katasterdaten gegebenenfalls auf Basis von z. B. Landnutzungs- oder Bebauungsdaten räumlich zu disaggregieren.

A.5 Sensitivitäten

In Kapitel 3 werden Eingangsdaten der Modellierung beschrieben, die einen unterschiedlich hohen Einfluss auf das Immissionsergebnis haben können. Ein Teil dieser Eingangsdaten ist dabei spezifisch für bestimmte Modellklassen oder Modelle.

Um den Einfluss der Eingangsdaten auf Emissionen und Zusatzbelastungen zu betrachten, werden in den folgen-

den Auswertungen die Sensitivitäten der Modellergebnisse auf Variationen ausgewählter Eingangsdaten dargestellt.

Die Sensitivitätsuntersuchung soll nicht die Variation des Ergebnisses bei Anwendung unterschiedlicher Modelle beleuchten, sondern die Variation des Ergebnisses bei Änderung einer Eingangsgröße unter ansonsten gleichen Bedingungen.

Die Emissionsberechnungen beruhen hierbei auf dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) und wurden mit dem Emissionsmodell IMMIS^{em} durchgeführt. Die dargestellten Sensitivitäten spiegeln für die Auspuffemissionen von NO_x und Partikelemissionen (PM-Abgas) die Variation der Emissionsfaktoren des HBEFA wider.

Für die Berechnung der Zusatzbelastungen wurde als Modellklasse ein Screeningmodell verwendet, weil das Konzept eines Screeningmodells bereits eine Reduktion auf die wesentlichen Eingangsdaten beinhaltet. Die Wirkung einzelner Parameter kann so gut dargestellt werden. In ihrer Größenordnung und relativen Bedeutung gelten die Aussagen auch für entsprechende Eingangsdaten von Detailmodellen. Für das in Kapitel A.5.2 verwendete Screeningmodell IMMIS^{luft} liegen ähnliche Sensitivitätsuntersuchungen bereits in Diegmann et al. (1999) vor.

Für folgende Eingangsdaten wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt:

- Verkehrsemissionen:
 - Verkehrszusammensetzung nach Fahrzeugkategorie,
 - Verkehrsdynamik (Verkehrssituation und Verkehrszustände),
 - Flottenzusammensetzung und
 - Steigung / Gefälle.
- Zusatzbelastungen:
 - Geometrie und
 - Windgeschwindigkeit.

Die Berechnungen wurden für das Bezugsjahr 2015 durchgeführt.

A.5.1 Sensitivitäten in der Emissionsberechnung

Für die Sensitivitätsbetrachtungen der verkehrsbedingten Emissionen wurden zwei Varianten einer Fahrzeugflotte definiert. Diese zwei Mischflotten sollen beispielhaft für reale städtische Verhältnisse stehen. Die Mischflotte 1 setzt sich zum großen Teil aus Pkw und zu geringeren Anteilen aus leichten (LNfz) und schweren Nutzfahrzeugen (SLkw) zusammen. Mischflotte 2 ist durch einen deutlich höheren Anteil an Nutzfahrzeugen charakterisiert und enthält zusätzlich Busse. Daraus ergibt sich für die Mischflotte 2 ein deutlich höherer Anteil Dieselfahrzeuge als für die Mischflotte 1. Die Busse wurden in 90 % Linien- und 10 % Reisebusse aufgeteilt. Die Zusammensetzung der Mischflotten kann Tabelle A-3 entnommen werden.

Im Weiteren werden die Sensitivitäten von NO_x , NO_2 und PM-Abgas betrachtet, für die das HBEFA in der Version 3.2 Emissionsfaktoren zur Verfügung stellt.

In den nachfolgenden Grafiken sind die berechneten Emissionen als relative Emissionen zu einer definierten Bezugsemission dargestellt. Als Sensitivität der Verkehrsemissionen auf eine Eingangsgröße wird dabei die Abweichung von der Bezugsemission bei geänderter Eingangsgröße verstanden. Je größer die Abweichung, um so höher ist die Sensitivität. Unterschiede zwischen den Zahlenwerten in den Tabellen und der Balkenlänge in der grafischen Darstellung sind rundungsbedingt.

A.5.1.1 Verkehrsstärke

Eine Veränderung des DTV-Werts bei sonst unveränderten Parametern wirkt sich unter Vernachlässigung von Staufeffekten linear auf die Emissionen aus. Damit ist der DTV-Wert ein stark sensitiver Parameter, d. h. 10 % Variation des DTV-Werts bewirken 10 % Änderung in der Emission.

Tabelle A-3: Mischflottendefinition

| Fahrzeugkategorie | Mischflotte 1 [%] | Mischflotte 2 [%] |
|-------------------|-------------------|-------------------|
| Pkw | 94 | 86 |
| LNfz | 3 | 7 |
| SLkw | 2 | 4 |
| Busse | 0 | 2 |
| Motorräder | 1 | 1 |

A.5.1.2 Verkehrszusammensetzung

Der Verkehr setzt sich aus den Fahrzeugkategorien Pkw, leichte Nutzfahrzeuge (LNfz), schwere Lkw (SLkw), Busse und Motorräder zusammen. Zur Darstellung der Sensitivität der Emissionen bei Änderung der Verkehrszusammensetzung wurden die Emissionen für die Fahrzeugkategorien Pkw, LNfz, SLkw und Busse sowie für die zwei in Tabelle A-3 definierten Mischflotten berechnet. Die relativen Emissionen bezogen auf die Emissionen von Pkw sind in Abbildung A-1 für den gesamten Wertebereich und zur Verdeutlichung zusätzlich als Ausschnitt bis 500 % dargestellt.

Die höchsten Emissionen weisen Busse auf, die über 12-mal so viel PM-Abgas, über 13-mal soviel NO_2 und über 21-mal so viel NO_x emittieren wie Pkws. Ebenfalls hoch emittierend, vor allem in Bezug auf PM-Abgas, sind schwere Lkw. Leichte Nutzfahrzeuge (LNfz) emittieren gut sechsmal soviel PM-Abgas und ca. zweimal soviel NO_x bzw. NO_2 wie Pkw.

Die Mischflotten bestehen zum großen Teil aus Pkw. Der Anteil Nutzfahrzeuge und Busse führt zu höheren Emissionen als bei der reinen Pkw-Flotte.

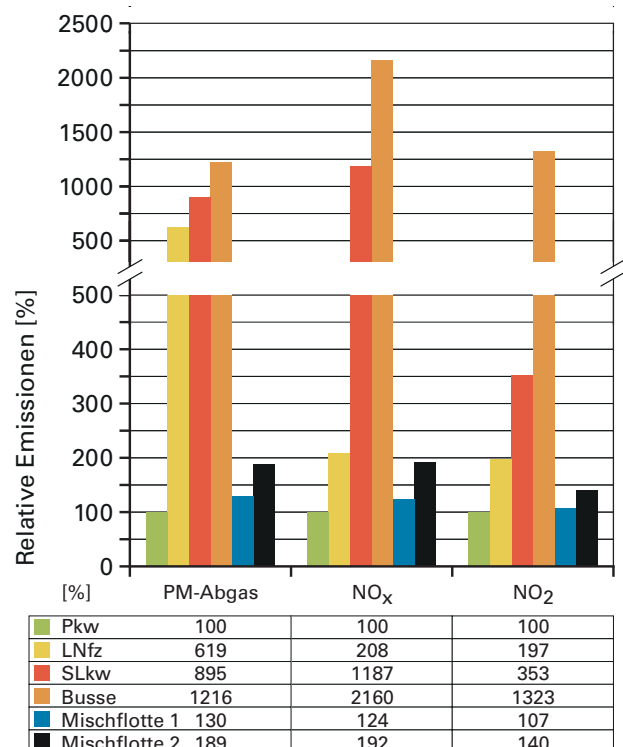


Abbildung A-1: Sensitivität der Emissionen in Abhängigkeit von der Verkehrszusammensetzung bezogen auf die Pkw-Emissionen; oben Darstellung bis 2500 %, unten Darstellung bis 500 % (Verkehrssituation: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, dichter Verkehr, Bezugsjahr: 2015)

A.5.1.3 Verkehrsdynamik (Stop&Go, Verkehrssituation)

Die Sensitivitätsanalyse zur Verkehrsdynamik wurde für die Innerorts-Verkehrssituationen durchgeführt. Eine Verkehrssituation ist eine Kombination aus Gebiet, Straßentyp, Tempolimit und Verkehrszustand (Level of Service). Das Konzept der Verkehrssituationen ist in Abschnitt 3.6.3 beschrieben. Eine Beschreibung der Kenngrößen Gebiet, Straßentyp und Verkehrszustand ist in Tabelle A-4 bis Tabelle A-6 zusammengestellt. Eine Beschreibung der untersuchten Verkehrssituationen und der dazugehörigen mittleren Geschwindigkeiten und Relativen positiven Be-

schleunigungen (RPA, relative positive acceleration) ist in Tabelle A-7 zusammengestellt.

Die Berechnungen wurden für beide Mischflotten durchgeführt. Abbildung A-2 zeigt die Änderung der Emissionen von NO_x , NO_2 und PM-Abgas bei Variation der Verkehrssituation.

Die Abnahme der verkehrlichen Bedeutung einer Verkehrssituation führt zu einer geringeren mittleren Geschwindigkeit und einem höheren Störungsanteil, womit die Emissionen von NO_x , PM-Abgas und NO_2 zunehmen, wie an einigen beispielhaft aufgeführten innerstädtischen Verkehrssituation für das LOS 2 zu sehen ist (siehe Abbildung A-2). Die Verkehrssituationen „Erschließungsstraße“ und „HVS 50“ weisen im LOS 2 die höchsten Emissionen auf. Noch höhere Emissionen werden im Verkehrszustand Stop&Go (LOS 4) erreicht, die für die dargestellten Innerorts-Verkehrssituationen immer gleich sind.

Tabelle A-4: Definition der Gebiete nach INFRAS (2014)

| Gebiet | Beschreibung |
|--------|-----------------------------|
| Land | Ländlicher Raum |
| Agglo | Agglomeration, Ballungsraum |

Tabelle A-5: Definition der Straßentypen nach INFRAS (2014)

| Straßentyp | Beschreibung |
|---|---|
| Autobahn (AB-Nat) | $\geq 2 \times 2$ Fahrstreifen; kreuzungsfrei |
| Stadt-Autobahn (AB-City) | $\geq 2 \times 2$ Fahrstreifen; kreuzungsfrei; Magistrale / Ringstraße mit hoher Kapazität |
| Semi-Autobahn | variable Anzahl Fahrstreifen (gebräuchlich z. B. in Schweden, ländlicher Raum) |
| Bundesstraße (FernStr-Nat.) | $\geq 2 \times 1$ Fahrstreifen; kreuzungsfrei; Tempolimit 80-100 km/h |
| Städt. Magistrale / Ringstr. (FernStr-City) | $\geq 2 \times 1$ Fahrstreifen; kann kreuzungsfrei sein; aber keine Autobahn |
| Hauptverkehrsstraße (HVS) | $\geq 2 \times 1$ oder $\geq 1 \times 2$ Fahrstreifen; mittlere Kapazität; Landesstraße, mit überregionalem Verkehr |
| Hauptverkehrsstraße (HVS), kurvig | $\geq 2 \times 1$ oder $\geq 1 \times 2$ Fahrstreifen; mittlere Kapazität; Landesstraße, mit überregionalem Verkehr; mit Kurven |
| Sammelstraße | $\leq 2 \times 1$ Fahrstreifen; Verbindungsstraße zwischen Ortschaften |
| Sammelstraße, kurvig | $\leq 2 \times 1$ Fahrstreifen; Verbindungsstraße zwischen Ortschaften; mit Kurven |
| Erschließungsstraße | $\leq 2 \times 1$ Fahrstreifen; städtische resp. dörfliche Erschließungsstraßen |

Tabelle A-6: Definition der Verkehrszustände (Level of Service) nach INFRAS (2014)

| Verkehrszustand | Beschreibung |
|-------------------|--|
| LOS 1 (flüssig) | frei und stetig fließender Verkehr, konstante, eher hohe Geschwindigkeit, Geschwindigkeitsbandbreiten: 90 bis > 130 km/h auf Autobahnen, 45-60 km/h auf Straßen mit Tempolimit von 50 km/h. Verkehrsqualität A-B gemäß HCM (Highway Capacity Manual, 2000). |
| LOS 2 (dicht) | flüssiger Verkehrsfluss bei starkem Verkehrsvolumen, vergleichsweise konstante Geschwindigkeit, Geschwindigkeitsbandbreiten: 70-90 km/h auf Autobahnen, 30-45 km/h auf Straßen mit Tempolimit 50 km/h. Verkehrsqualitätsstufen C-D gemäß HCM. |
| LOS 3 (gesättigt) | unstetiger Verkehrsfluss mit starken Geschwindigkeitsschwankungen bei gesättigtem / gebundenem Verkehrsfluss, erzwungene Zwischenstops möglich, Geschwindigkeitsbandbreiten: 30-70 km/h auf Autobahnen, 15-30 km/h auf Straßen mit Tempolimit 50 km/h. Verkehrsqualitätsstufe E gemäß HCM. |
| LOS 4 (stop+go) | Stop&Go, starke Stauerscheinungen bis Verkehrszusammenbruch, Geschwindigkeitsschwankungen bei allgemein niedriger Geschwindigkeit. Geschwindigkeitsbandbreiten: 5-30 km/h auf Autobahnen, 5-15 km/h auf Straßen mit Tempolimit 50 km/h. |

Tabelle A-7: Definition der Verkehrssituationen Innerorts, Verkehrszustand „dicht“, Pkw/LNfz und SLkw, nach INFRAS (2014)

| Verkehrssituation | Pkw/LNfz | | | SLkw | | |
|------------------------------|---------------------------------|-------------------------|--------|---------------------------------|-------------------------|--------|
| | Mittlere Geschwindigkeit (km/h) | RPA (m/s ²) | %Stops | Mittlere Geschwindigkeit (km/h) | RPA (m/s ²) | %Stops |
| Agglo/AB-Nat./80/dicht | 71,0 | 0,069 | 0,0 | 67,6 | 0,049 | 0,0 |
| Agglo/AB-Nat./90/dicht | 79,5 | 0,070 | 0,0 | 70,2 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/AB-Nat./100/dicht | 87,2 | 0,070 | 0,0 | 73,0 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/AB-Nat./110/dicht | 95,8 | 0,073 | 0,0 | 73,0 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/AB-Nat./120/dicht | 104,3 | 0,074 | 0,0 | 73,0 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/AB-Nat./130/dicht | 112,1 | 0,074 | 0,0 | 73,0 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/AB-City/60/dicht | 56,5 | 0,179 | 0,0 | 52,7 | 0,049 | 0,0 |
| Agglo/AB-City/70/dicht | 62,5 | 0,180 | 0,0 | 59,4 | 0,048 | 0,0 |
| Agglo/AB-City/80/dicht | 71,0 | 0,069 | 0,0 | 67,6 | 0,049 | 0,0 |
| Agglo/AB-City/90/dicht | 79,5 | 0,070 | 0,0 | 70,2 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/AB-City/100/dicht | 87,2 | 0,070 | 0,0 | 73,0 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/AB-City/110/dicht | 95,8 | 0,073 | 0,0 | 73,0 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/FernStr-Nat./70/dicht | 54,6 | 0,138 | 6,1 | 48,6 | 0,045 | 6,8 |
| Agglo/FernStr-Nat./80/dicht | 63,5 | 0,218 | 0,0 | 60,9 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/FernStr-Nat./90/dicht | 73,4 | 0,121 | 0,0 | 68,9 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/FernStr-Nat./100/dicht | 80,8 | 0,123 | 0,0 | 68,9 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/FernStr-Nat./110/dicht | 88,0 | 0,125 | 0,0 | 68,9 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/FernStr-City/50/dicht | 41,4 | 0,160 | 7,2 | 37,6 | 0,121 | 7,6 |
| Agglo/FernStr-City/60/dicht | 47,1 | 0,154 | 7,1 | 44,7 | 0,073 | 7,6 |
| Agglo/FernStr-City/70/dicht | 54,6 | 0,138 | 6,1 | 48,6 | 0,045 | 6,8 |
| Agglo/FernStr-City/80/dicht | 63,5 | 0,218 | 0,0 | 60,9 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/FernStr-City/90/dicht | 73,4 | 0,121 | 0,0 | 68,9 | 0,047 | 0,0 |
| Agglo/HVS/50/dicht | 37,0 | 0,179 | 7,0 | 30,1 | 0,105 | 7,7 |
| Agglo/HVS/60/dicht | 43,0 | 0,178 | 7,0 | 39,9 | 0,045 | 8,2 |
| Agglo/HVS/70/dicht | 50,2 | 0,153 | 6,5 | 46,3 | 0,075 | 6,8 |
| Agglo/HVS/80/dicht | 56,4 | 0,139 | 3,4 | 54,6 | 0,068 | 3,7 |
| Agglo/Sammel/50/dicht | 34,2 | 0,183 | 15,5 | 29,2 | 0,105 | 10,5 |
| Agglo/Sammel/60/dicht | 41,9 | 0,178 | 9,2 | 38,5 | 0,051 | 9,5 |
| Agglo/Erschliessung/30/dicht | 26,9 | 0,185 | 10,6 | 20,7 | 0,118 | 11,4 |
| Agglo/Erschliessung/40/dicht | 30,3 | 0,172 | 10,2 | 23,9 | 0,109 | 10,6 |
| Agglo/Erschliessung/50/dicht | 34,5 | 0,225 | 11,5 | 29,4 | 0,115 | 11,5 |

Der höhere Anteil an Nutzfahrzeugen und der damit einhergehende höhere Dieselanteil der Mischflotte 2 führt u. a. dazu, dass die Sensitivität der Emissionen sowohl bei NO_x und NO₂ als auch bei PM-Abgas für die Mischflotte 2 höher ist als für die Mischflotte 1.

Zusätzlich zu den Innerorts-Verkehrssituationen wurde der Verkehrszustand (Level of Service) geändert. Für die Variation des Level of Service wechseln alle Fahrzeuge den Ver-

kehrszustand (LOS), d. h. der Anteil der Fahrzeuge im betrachteten LOS am DTV ist 100 %. Für die Sensitivitätsanalyse werden 2 verschiedene Verkehrssituationen (HVS 50 und Magistrale/Ringstr. 50) beispielhaft gegenüber gestellt.

Die Emissionen steigen mit zunehmender Störung im Level of Service an (siehe Abbildung A-3).

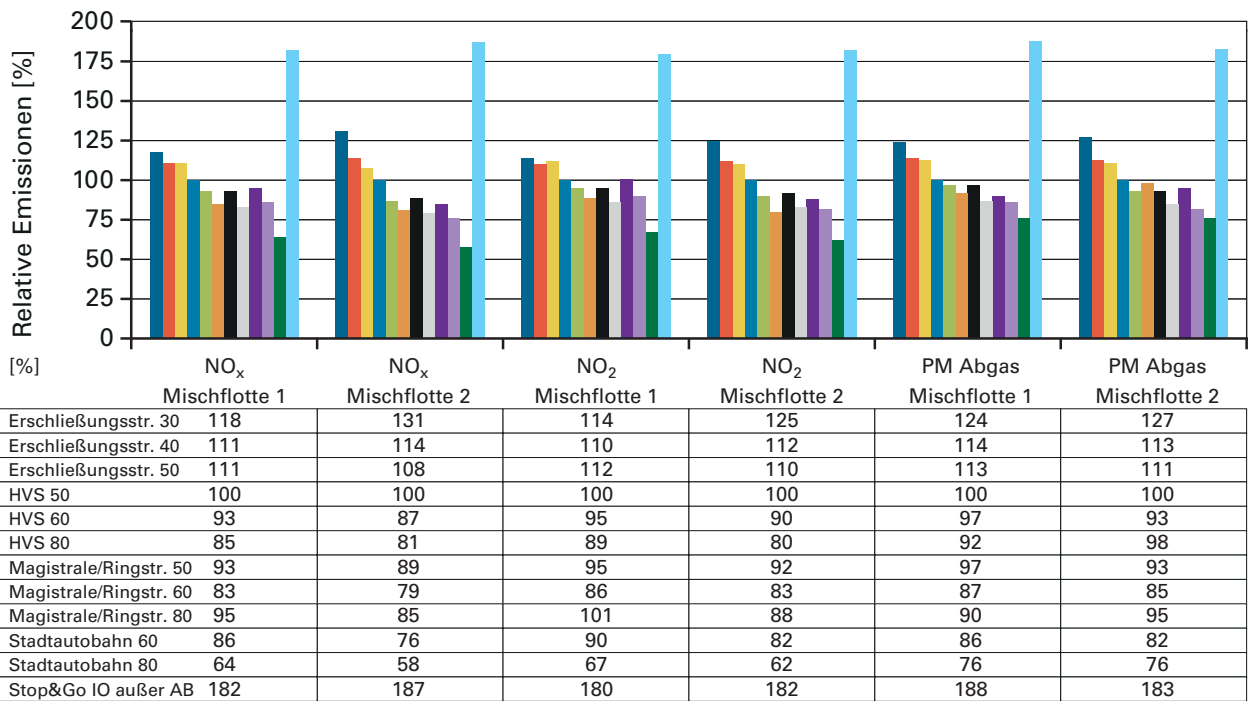


Abbildung A-2: Sensitivität der Emission bei Änderung der Verkehrssituation im Gebiet „Agglomeration“ als Kombination aus Straßentyp und Tempolimit (Verkehrszustand: dicht (LOS2), Längsneigung: eben (0), Bezugsjahr: 2015) für die Mischflotten bezogen auf HVS 50

A.5.1.4 Flottenzusammensetzung

Das HBEFA stellt Flotten als jährliche fahrleistungsgewichtete Schichtanteile gruppiert nach Fahrzeugkategorien zur Verfügung (siehe Abschnitt 3.6.4).

Änderungen der Flottenzusammensetzung können z. B. durch Flottenumschichtungen für Schadstoffminderungsstufen (Euro-Normen) modelliert werden. Dabei bleibt die Verkehrstärke unverändert, die Anteile wegfallender Minderungsstufen werden auf 0 gesetzt und auf die fahrleistungsgewichteten Schichtanteile der verbleibenden Schadstoffminderungsstufen unter Wahrung der ursprünglichen Verhältnisse umverteilt.

Die Berechnung der Emissionen wurde sowohl für die Mischflotte 1 als auch für die Mischflotte 2 durchgeführt. Die Sensitivitäten der Emissionen von PM-Abgas, NO_x und NO₂ wurden bei Variation der Flottenzusammensetzung der Dieselfahrzeuge ermittelt. Die stufenweise Flottenumschichtung lehnt sich hierbei an die Plakettenverordnung (35. BImSchV) an.

Da die Flottenzusammensetzungen im HBEFA für einzelne Bezugsjahre hinterlegt sind, sind detaillierte Aussagen zur Sensitivität der Emissionen bei Änderungen der Flot-

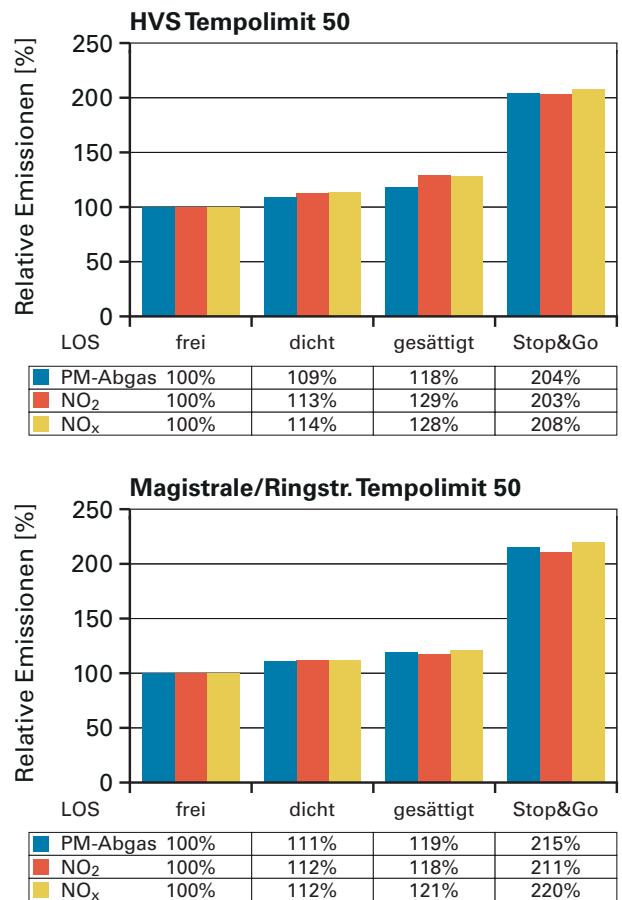


Abbildung A-3: Sensitivität der Emissionen bei Änderung des Verkehrszustandes (LOS) für 100% der Fahrzeuge für zwei beispielhafte Verkehrssituationen für die Mischflotte 1 (Verkehrssituation oben: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, Verkehrssituation unten: Agglomeration, Magistrale/Ringstr., Tempolimit 50, Bezugsjahr: 2015)

tenzusammensetzung streng genommen nur für das verwendete Bezugsjahr (hier 2015) zulässig.

Die Sensitivitäten auf stufenweise geänderte Flottenzusammensetzungen von Dieselfahrzeugen im Bezugsjahr 2015 sind in Abbildung A-4 für PM-Abgas, NO_x und NO₂ dargestellt. In den Grafiken bedeutet „ab E1“, dass nur Fahrzeuge mit Euro-1 oder höher in der Flotte vorhanden sind. Die weiteren Stufen sind analog definiert. Die Sensitivität der PM-Abgas Emissionen (siehe Abbildung A-4) auf die Variation der Flottenzusammensetzung der Dieselfahrzeuge einer Flotte (unveränderte Fahrleistungsanteile

der Otto-Fahrzeuge) ist größer als die der NO_x- und NO₂-Emissionen.

Die Sensitivität der Emissionen für die Mischflotte 2 ist für PM-Abgas und NO_x aufgrund des höheren Anteils von Dieselfahrzeugen höher als für die Mischflotte 1.

A.5.1.5 Längsneigung

Zur Darstellung der Sensitivität des Parameters Längsneigung wurde für einen Straßenabschnitt mit beiden Mischflotten die Steigung von -6 % bis +6 % variiert. Die Emissionen wurden sowohl für eine in beide Richtungen befahrene Straße als auch für eine Einbahnstraße berechnet. Wird der Verkehr auf einer Straße über alle Fahrspuren und in beide Richtungen gleichmäßig verteilt, sind die Sensitivitäten für Gefälle und Steigung gleich. Die Ergebnisse werden in Abbildung A-5 dargestellt.

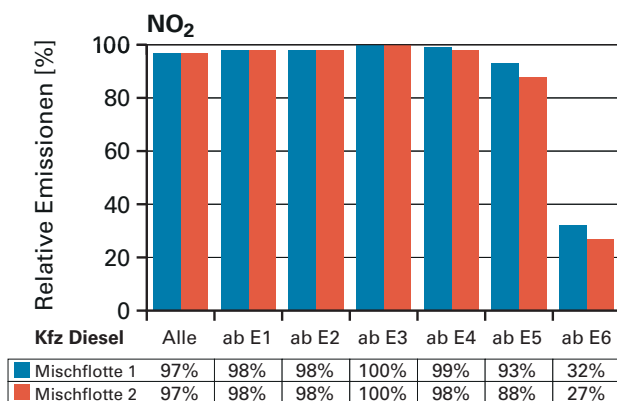
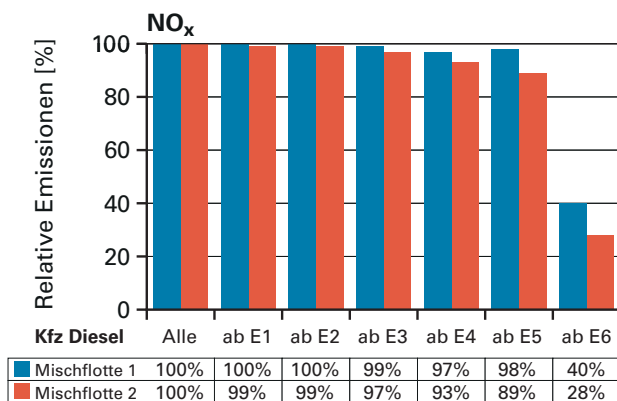
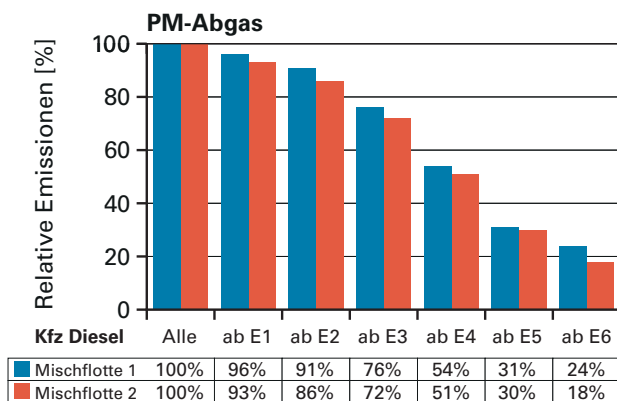


Abbildung A-4: Sensitivität der Emissionen von PM-Abgas, NO_x und NO₂ auf stufenweise Flottenschichtungen für Diesel-Kfz (Verkehrssituation: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, dicht, Bezugsjahr: 2015)

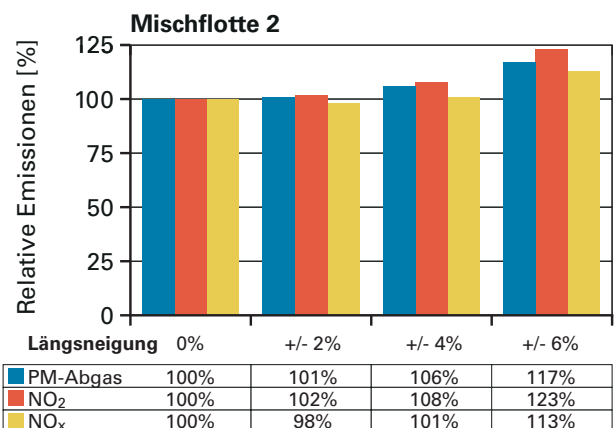
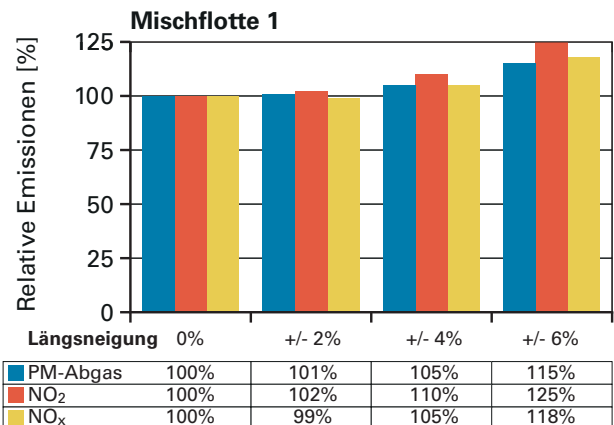


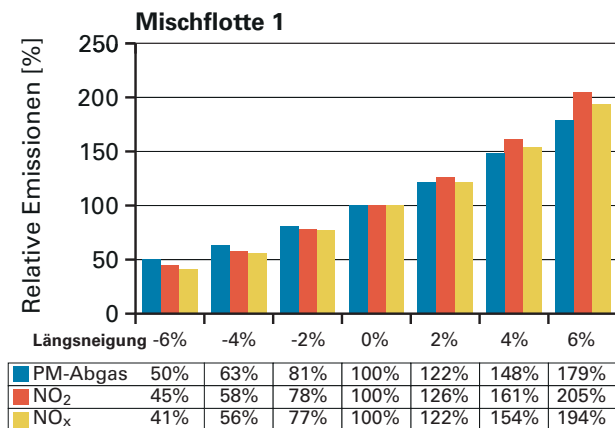
Abbildung A-5: Sensitivität der Emissionen bei Änderung der Längsneigung auf einer in beide Richtungen befahrenen Straße bezogen auf Längsneigung = 0 % für die Mischflotte 1 und die Mischflotte 2 (Verkehrssituation: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, dicht, Bezugsjahr: 2015)

Bei zunehmender Längsneigung steigen ausgehend von einer ebenen Situation die Emissionen an. Die Sensitivität der Emissionen von PM-Abgas ist bei weniger Längsneigung zunächst größer als die der NO_x-Emissionen, bei zunehmender Längsneigung jedoch geringer. Die größte Sensitivität weist NO₂ auf (siehe Abbildung A-5).

Bei einer Einbahnstraße steigen die Emissionen ausgehend von einer Längsneigung = -6 % mit zunehmender Längsneigung an (siehe Abbildung A-6).

Die Sensitivität der NO_x- und NO₂- Emissionen ist bei Einbahnstraßen sowohl bei Gefälle als auch Steigung größer als bei PM-Abgas. Die PM-Abgas Emissionen sind bei Gefälle weniger sensitiv als bei Steigung.

Die Sensitivität der Emissionen von PM-Abgas unterscheidet sich für die Mischflotte 2 im Vergleich zur Mischflotte 1 trotz des unterschiedlichen Anteils von SLkw und Bussen kaum.



Die Sensitivität der Emissionen bei Variation der Längsneigung unterscheidet sich deutlich, wenn sich die Fahrzeuge in verschiedenen Verkehrszuständen befinden (siehe Abbildung A-7).

A.5.2 Sensitivitäten in der Immissionsberechnung (IMMIS)

Die Sensitivität der berechneten Zusatzbelastungen auf Änderungen der Geometrie und der Windgeschwindigkeit wird mit dem Screeningmodell IMMIS^{luft} ermittelt. In Anhang A.5.3 wird eine ähnliche Sensitivitätsbetrachtung mit dem Modell PROKAS_B beschrieben.

Eine AKS von Düsseldorf wurde als meteorologischer Eingangsdatensatz verwendet.

A.5.2.1 Geometrie

Wie in Abschnitt 3.7.1 erläutert, sind für die Berechnung der Zusatzbelastung für einen Straßenabschnitt mit einem

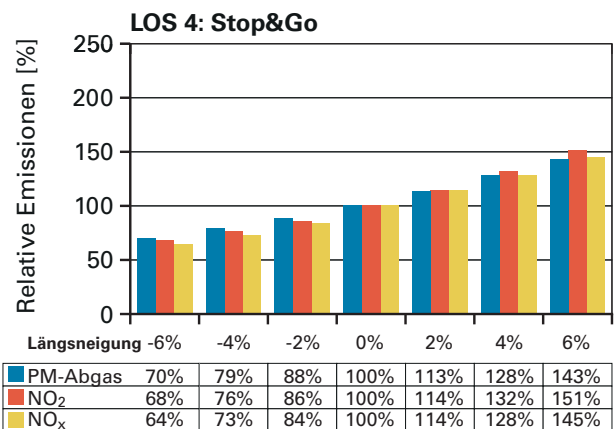
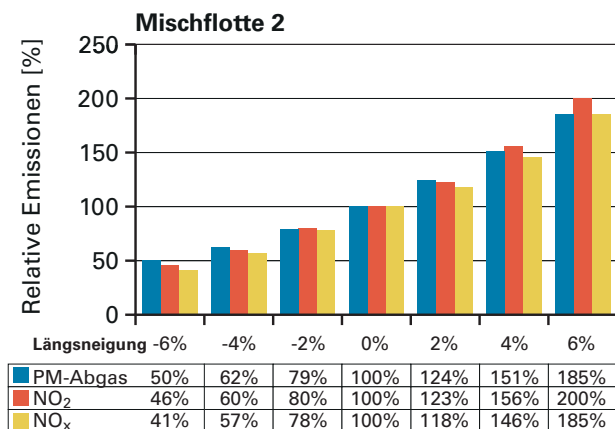
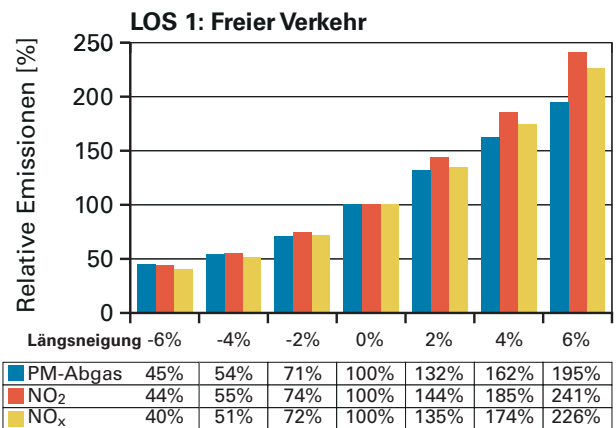


Abbildung A-6: Sensitivität der Emissionen auf die Änderung der Längsneigung einer Einbahnstraße bezogen auf Längsneigung = 0 % für die Mischflotte 1 und die Mischflotte 2 (Verkehrssituation: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, dicht, Bezugsjahr: 2015)

Abbildung A-7: Sensitivität der Emissionen auf die Änderung der Längsneigung einer Einbahnstraße bezogen auf Längsneigung = 0 % mit 100 % der Fahrzeuge im LOS 1 (oben) bzw. LOS 4 (unten) (Verkehrssituation: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, Mischflotte 1, Bezugsjahr: 2015)

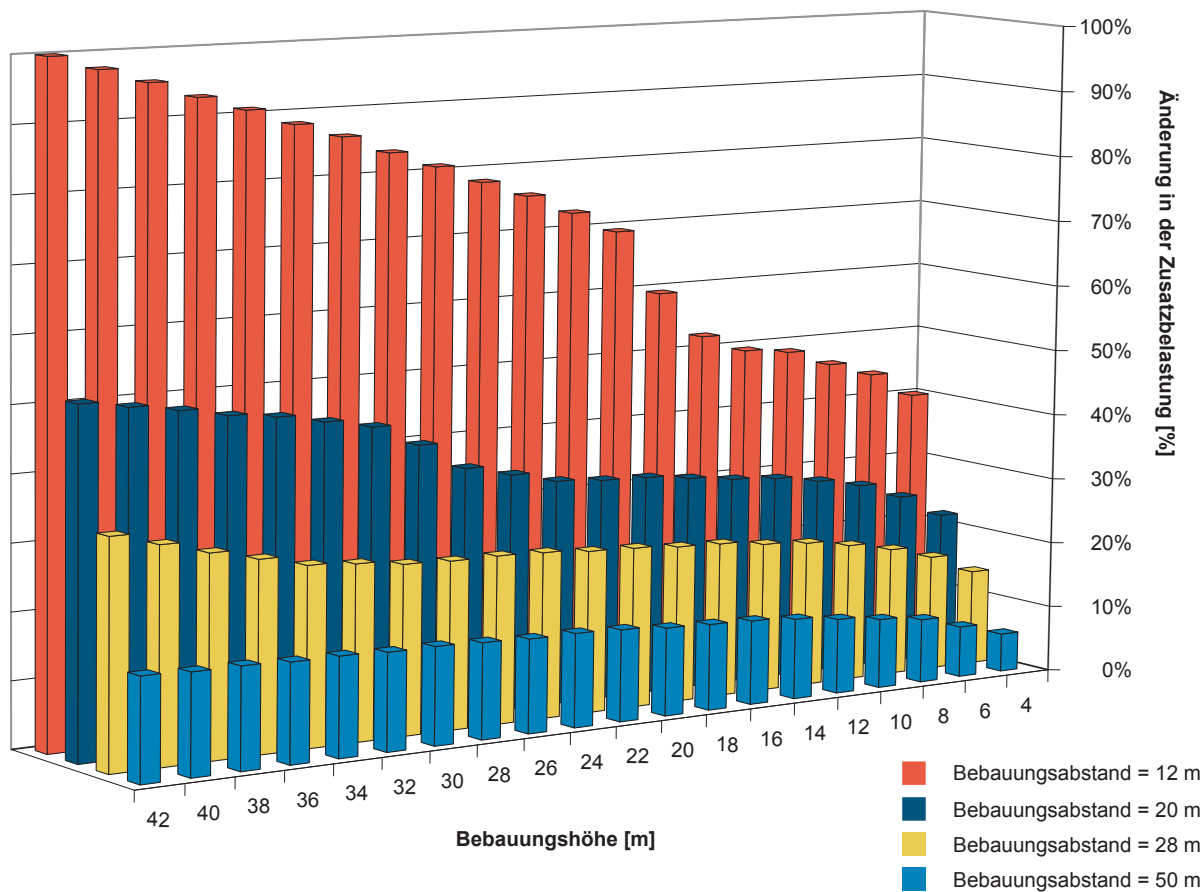


Abbildung A-8: Sensitivität der Zusatzkonzentration in einer Straßenschlucht auf Änderungen der Bebauungsgeometrie (Modell IMMIS^{luft})

Screeningmodell die mittlere längengewichtete Bebauungshöhe und der mittlere längengewichtete Bebauungsabstand des Abschnittes erforderlich. Zur Darstellung der Sensitivität wurden für die Bebauungsabstände 12 m, 20 m, 28 m und 50 m die Bebauungshöhen zwischen 4 m und 42 m in 2 m-Schritten variiert. Die Ergebnisse sind in Abbildung A-8 zusammengefasst.

Die Zusatzbelastung ist sowohl von der Bebauungshöhe als auch vom Bebauungsabstand abhängig. Mit Verringerung des Bebauungsabstandes steigt die Zusatzbelastung deutlich an. Bei geringem Bebauungsabstand (Bebauungsabstand ≤ 20 m) zeigt zudem die Bebauungshöhe eine hohe Sensitivität. Bei einem Bebauungsabstand von 50 m ist die Zunahme der Zusatzbelastung mit steigender Bebauungshöhe nur gering.

A.5.2.2 Baulückenanteil

Zur Darstellung der Sensitivität der Zusatzbelastung auf Änderung des Baulückenanteils wurde dieser zwischen 20 % und 90 % in Schritten von 10 % variiert. Zusätzlich wurde

die Zusatzbelastung bei geschlossener Bebauung berechnet. Die Ergebnisse sind in Abbildung A-9 dargestellt.

Die Zusatzbelastung sinkt mit zunehmendem Baulückenanteil aufgrund der Verbesserung der Belüftungssituation.

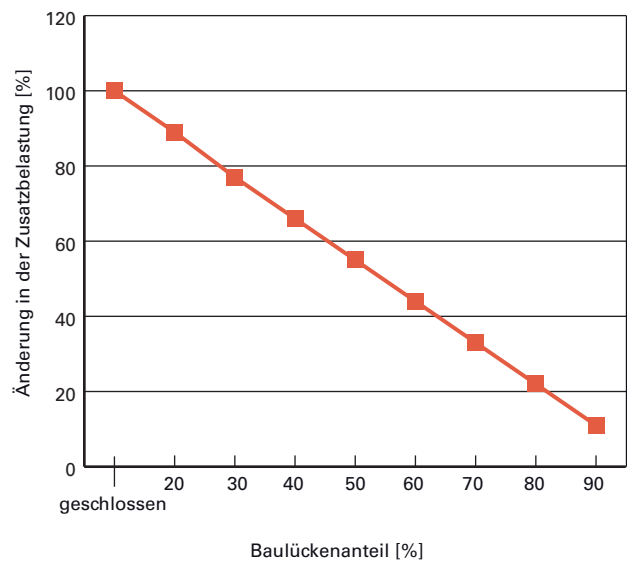


Abbildung A-9: Sensitivität der Zusatzbelastung auf den Baulückenanteil bezogen auf geschlossene Bebauung (Modell IMMIS^{luft})

Bei einem Baulückenanteil von 90 % werden nur noch 10 % des Maximalwertes bei geschlossener Bebauung erreicht.

A.5.2.3 Windgeschwindigkeit

In Abschnitt 3.4 wird die Verwendung von meteorologischen Daten bei der Ausbreitungsmodellierung detailliert beschrieben. Im vorliegenden Abschnitt werden die Auswirkungen der Änderungen der Windgeschwindigkeit auf die Zusatzbelastung aufgezeigt. Um die Wirkung der Windgeschwindigkeit darzustellen, wurde die mittlere Windgeschwindigkeit von 1 m/s bis 3,75 m/s unter Beibehaltung aller anderen Parameter variiert.

Wie Abbildung A-10 zeigt, sinkt die Zusatzbelastung mit zunehmender Geschwindigkeit. Die größte Abnahme ist dabei im Bereich von Windgeschwindigkeiten bis 2,5 m/s zu beobachten.

A.5.3 Sensitivitäten in der Immissionsberechnung (PROKAS)

Die folgenden Betrachtungen sind vom Ingenieurbüro Lohmeyer im Juli 2010 durchgeführt worden. Grundlage des Bebauungsmoduls PROKAS_B als Bestandteil des Straßennetzmodells PROKAS ist ein Straßenabschnitt mit einer Länge von ca. 100 m. Die Bebauungstypen werden unterschieden in Straßenschluchten mit ein- oder beidseitiger Randbebauung mit verschiedenen Gebäudehöhe-zu-Straßenschluchtbreite-Verhältnissen (H/B-Verhältnisse) und unterschiedlichen Lückenanteilen in der Rand-

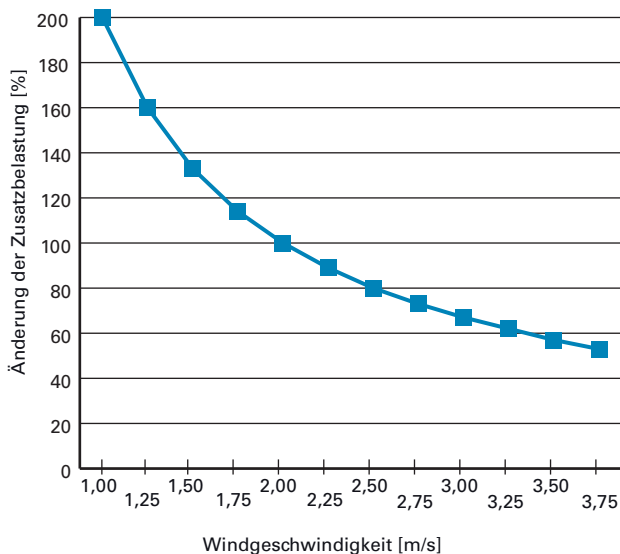


Abbildung A-10: Sensitivität der Zusatzbelastung in einer Straßenschlucht auf die Windgeschwindigkeit bezogen auf 2 m/s (Modell IMMIS^{ult})

bebauung. Die hinterlegten H/B-Verhältnisse reichen dabei von sehr enger, hoher Straßenschlucht mit 1.5:1 über die Verhältnisse 1:1, 1:1.5, 1:2 bis 1:3 entsprechend einer weiten, flachen Straßenschlucht. Unter Lückigkeit ist der Anteil nicht verbauter Flächen am Straßenrand mit (einseitiger oder beidseitiger) Randbebauung zu verstehen, wobei die Straßenschluchtbreite jeweils definiert ist als der zweifache Abstand zwischen Straßenmitte und straßennächster Randbebauung. Die Lückigkeit wird unterschieden in geringe Lückigkeit (0% bis 20%), Lückigkeit (21% bis 60%) und hohe Lückigkeit bis keine Randbebauung (über 60%).

A.5.3.1 Straßenraumbreiten und Bebauungstyp

Für den betrachteten Straßenabschnitt (100 m Länge) wird die Straßenschluchtbreite, d.h. der Bebauungsabstand, zwischen 12 m, 20 m, 28 m und 50 m variiert und für die oben genannten H/B-Verhältnisse berechnet. Abbildung A-11 zeigt den Einfluss der Straßenschluchtgeometrie auf die Zusatzbelastung bezogen auf den immissionsseitig ungünstigsten Fall der betrachteten engsten und höchsten Straßenschlucht; das ist beim Bebauungsabstand 12 m und dem H/B-Verhältnis 1.5:1 (hier Gebäudehöhe 18 m). Sowohl mit geringerem H/B-Verhältnis als auch mit größerer Straßenschluchtbreite sind geringere Immissionen verbunden.

Übertragen auf Darstellungen entsprechend der Bebauungshöhe und Bebauungsbreite ergibt sich die Abbildung

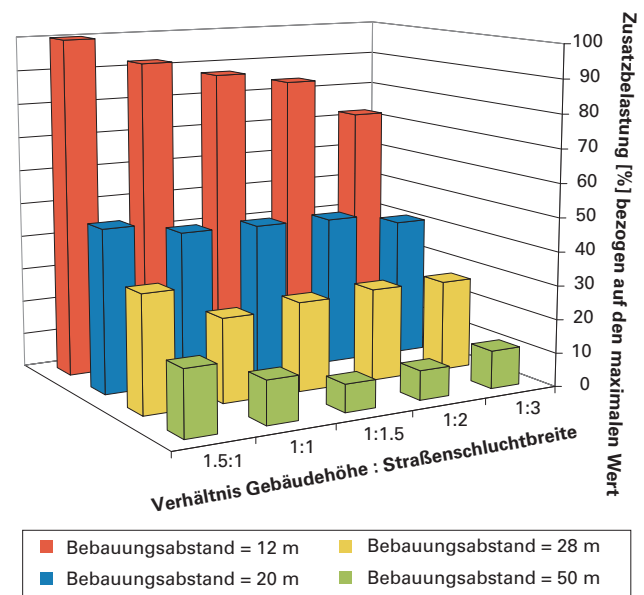


Abbildung A-11: Abhängigkeit der Zusatzkonzentrationen in einer Straßenschlucht von der Straßenraumgeometrie (Gebäudehöhe-zu-Straßenschluchtbreite-Verhältnis) bei beidseitiger Bebauung ohne Lücken (Modell PROKAS_B)

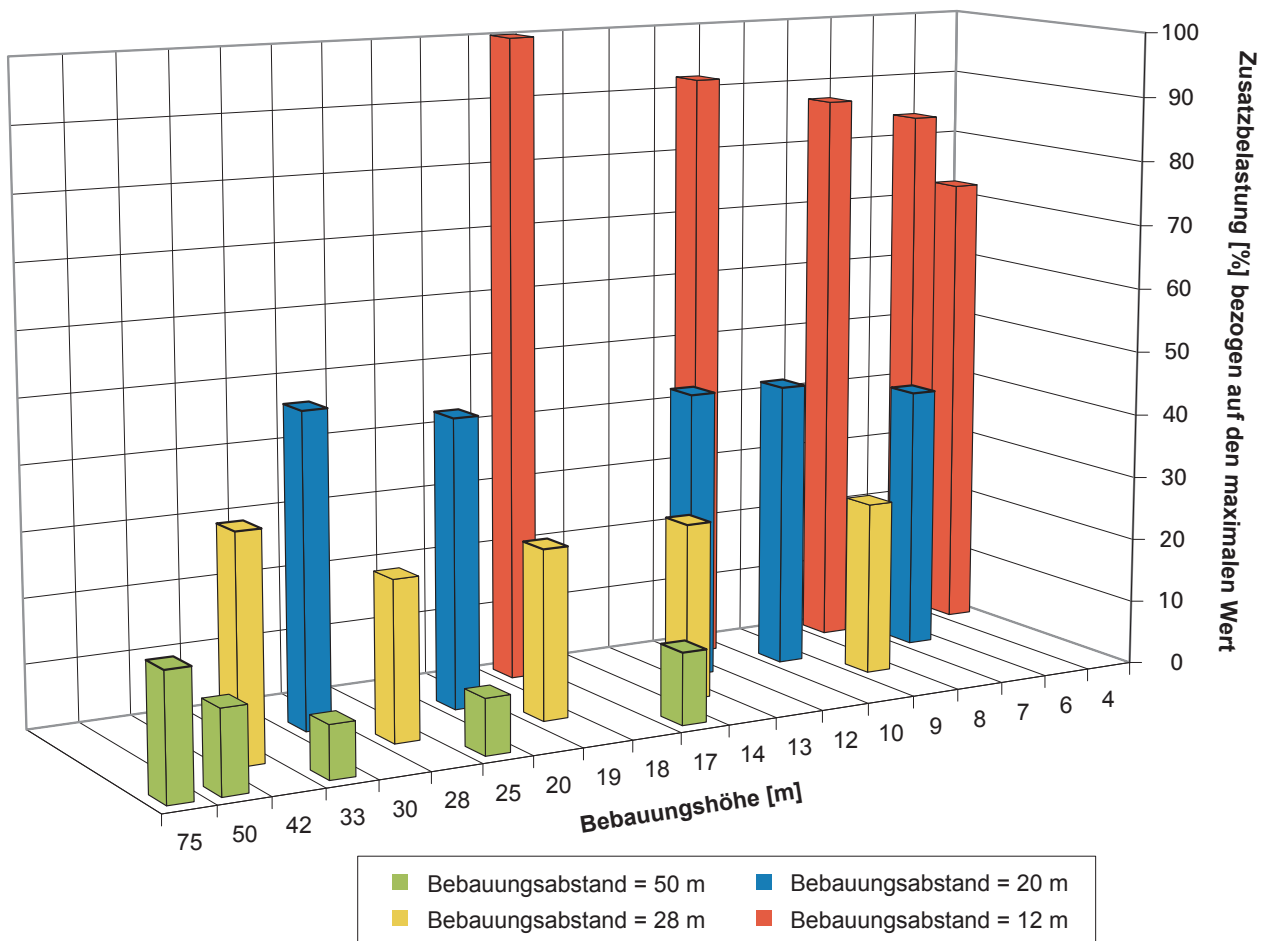


Abbildung A-12: Abhängigkeit der Zusatzkonzentrationen in einer Straßenschlucht von der Straßenraumgeometrie (Gebäudehöhe in Meter) bei beidseitiger Bebauung ohne Lücken (Modell PROKAS_B)

A-12, wobei die Achseneinteilung (x-Achse) der Bebauungshöhe nicht linear ist. Die gegeneinander versetzten Säulen ergeben sich aufgrund der H/B-Verhältnisse.

A.5.3.2 Lückigkeit bei unterschiedlichen Bebauungstypen

Die Lückigkeit wird unterschieden in geringe Lückigkeit (0% bis 20%), Lückigkeit (21% bis 60%) und hohe Lückigkeit bis keine Randbebauung (über 60%). Die Abhängigkeit der Zusatzbelastung von der Lückigkeit ist in Abbildung A-13 dargestellt für die betrachteten H/B-Verhältnisse bezogen auf die höchste beidseitige Bebauung bei einer Straßenschluchtbreite von 20 m. Tendenziell führt die Lückigkeit zu geringeren Konzentrationen.

A.5.3.3 Mittlere jährliche Windgeschwindigkeit

Mit zunehmender Windgeschwindigkeit sinkt die Konzentration. In Abbildung A-14 sind exemplarisch unter Berücksichtigung der Windgeschwindigkeitsverteilung der genannten Windstatistik die Auswirkungen der Änderun-

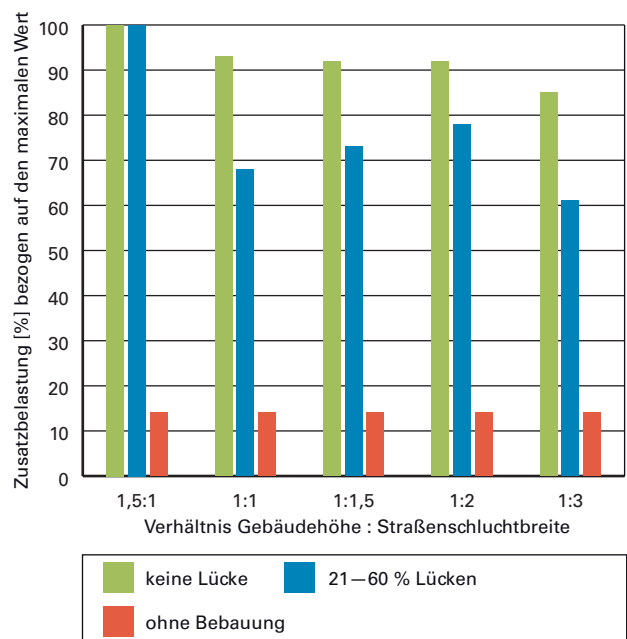


Abbildung A-13: Abhängigkeit der Zusatzkonzentrationen in einer 20 m breiten Straßenschlucht von der Lückigkeit bei beidseitiger Bebauung (Modell PROKAS_B)

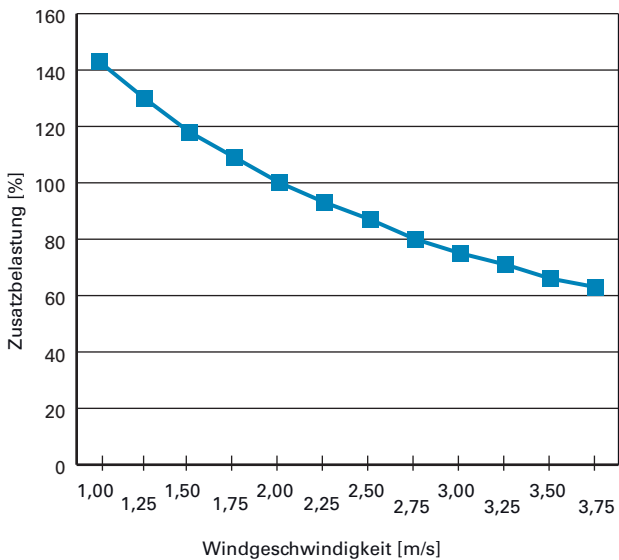


Abbildung A-14: Beispiel der Abhängigkeit der Zusatzkonzentrationen in einer 20 m breiten und 20 m hohen Straßenschlucht von der mittleren jährlichen Windgeschwindigkeit (Modell PROKAS_B)

gen der Zusatzbelastungen bei verschiedenen mittleren jährlichen Windgeschwindigkeitsverteilungen dargestellt. Mit der Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz ergibt sich eine etwas modifizierte Abhängigkeit gegenüber den Darstellungen der Abbildung A-10 des Leitfadens. Bei Verwendung ortsbezogener Ausbreitungsklassenstatistiken wirken sich auch die unterschiedlichen Häufigkeiten der Ausbreitungsklassen aus.

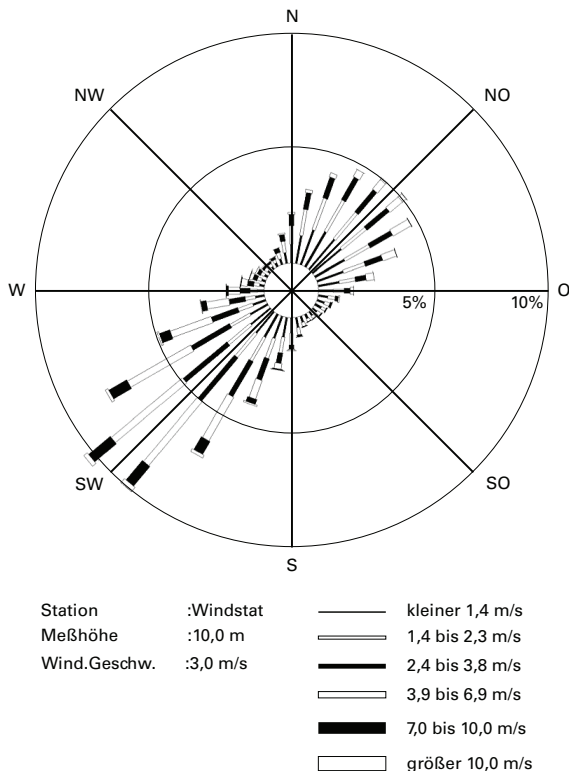


Abbildung A-15: Windstatistik mit gerichteter Hauptwindrichtung

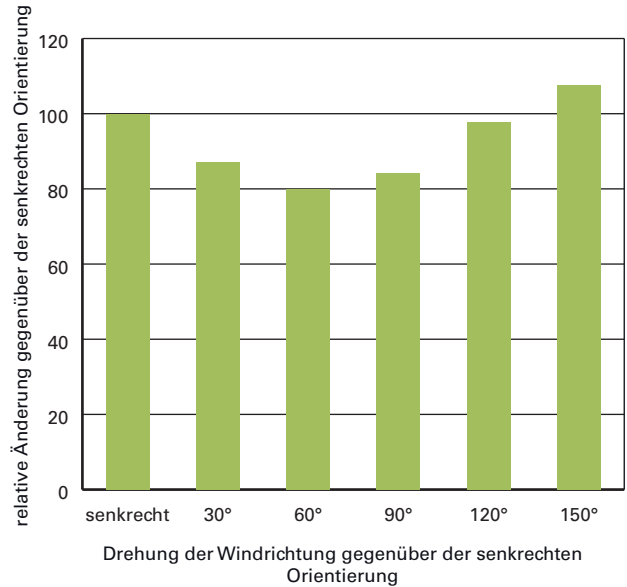


Abbildung A-16: Windrichtungsabhängigkeit der Immissionen in einer beidseitigen Straßenschlucht (20 m breit und 20 m hoch, ohne Lücken) bei gerichteter Windstatistik (Modell PROKAS_B)

A.5.3.4 Variation der Hauptwindrichtung gegenüber der Straßenausrichtung

Die für die oben dargestellten Betrachtungen verwendete Windstatistik von Düsseldorf weist keine prägende Hauptwindrichtungsverteilung auf. Eine Drehung dieser Windstatistik führt zu geringen Auswirkungen auf die Immissionen. Für das Aufzeigen des Einflusses der Orientierung der Straßenschlucht zur Hauptwindrichtung auf die Immissionen wird eine gerichtete Windstatistik herangezogen, die in Abbildung 15 dargestellt ist.

Ausgangskonstellation der Immissionsberechnungen ist die Orientierung der Straßenschlucht quer zur Hauptwindrichtung. Für weitere Berechnungen wird die Windrose um jeweils 30 Grad gedreht. Die Änderung der Zusatzbelastungen in Abhängigkeit von der Orientierung zur Hauptwindrichtung ist nicht vernachlässigbar und beträgt in dieser beispielhaften Konstellation bis zu 20 % (siehe Abbildung A-16).

A.5.3.5 Einseitige Bebauung

In PROKAS_B sind neben den Bebauungstypisierungen für beidseitige Bebauung auch einseitige Bebauungstypen integriert. Hinsichtlich der Immissionen an der Randbebauung sind vergleichbare Einflüsse zur beidseitigen Bebauung gegeben, wie in Abbildung A-17 dargestellt.

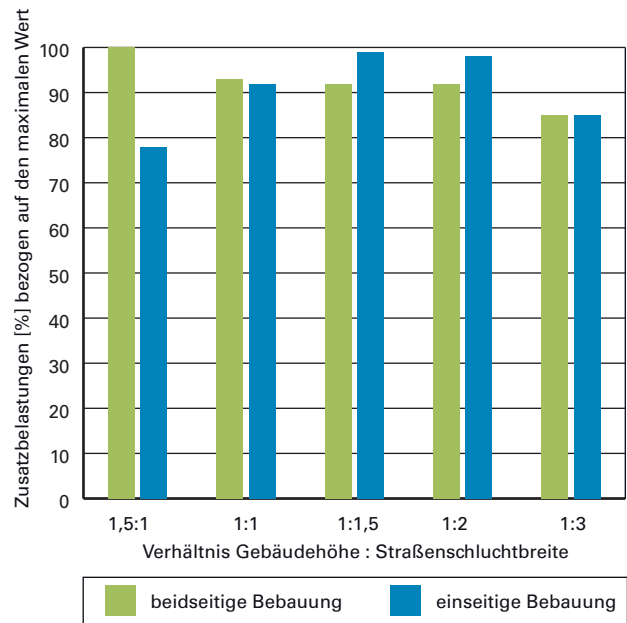


Abbildung A-17: Vergleich der beidseitigen Bebauung mit der einseitigen Bebauung ohne Lücken (Modell PROKAS_B)

B Anhang: Analyse Detailmodelle (Mikroskala)

B.1 Einleitung

Bei komplexen Fragestellungen und / oder einer benötigten hohen räumlichen Auflösung, insbesondere im innerstädtischen Bereich, kommen sogenannte mikroskalige Strömungs- und Ausbreitungsmodelle zum Einsatz. Es werden dabei verschiedene Verfahren verwendet, die sich in der Dimension (2,5D und 3D), im Windfeldmodell (diagnostisch, prognostisch) und im Ausbreitungsmodell (Gauß, Lagrange, Euler) unterscheiden.

In einer Detailanalyse für einen Straßenraum wurden drei Modelle, die die o. g. Unterschiede aufweisen (CPB, LASAT und MISKAM), beispielhaft auf eine komplexe reale Situation angewendet und die Unterschiede und Gemeinsamkeiten der Ansätze untersucht.

Da insbesondere LASAT und MISKAM in Parametrisierung, Datenanforderung, Datenaufbereitung, Berechnung und Auswertung hohe Anforderungen stellen, ist der Einsatz dieser Modelle sehr zeit-, rechen- und arbeitsintensiv.

B.2 Vorgehensweise

Als zu untersuchende Situation für die Detailanalyse wurde ein Abschnitt der Frankfurter Allee in Berlin – Friedrichshain ausgewählt. Für diesen Abschnitt lagen räumlich hochaufgelöste Geometriedaten und stündliche Verkehrsdaten sowie Schadstoffmessungen für das Jahr 2008 vor. Die umfassende Datengrundlage ermöglicht einen detaillierten Vergleich von Modellergebnissen und Messwerten, insbesondere hinsichtlich der zeitlichen Auflösung.

Betrachtet wurde der Schadstoff NO_x . Die Modellrechnungen wurden mit allen Modellen für NO_x durchgeführt und nicht für NO_2 , weil NO_2 und NO chemisch aktive Substanzen sind. Mit CPB wurde zusätzlich über zwei vereinfachte Photochemie Modelle NO_2 in stündlicher Auflösung berechnet.

B.3 Eingangsdaten

B.3.1 Gebietsbeschreibung

Bei dem ausgewählten Abschnitt der Frankfurter Allee handelt es sich um eine typische Straßenschlucht mit einem Bebauungsabstand von rund 42 m und einer mittleren Bebauungshöhe von rund 20 m. Die zugehörigen Bebauungsdaten wurden dankenswerterweise von der Senatsverwaltung Berlin für die Untersuchung zur Verfügung gestellt.

Die Frankfurter Allee ist im untersuchten Abschnitt durchgängig 6-spurig mit jeweils 3 Spuren in einer Richtung und einem etwa 8 m breiten Mittelstreifen. Die Schadstoffmessstation Friedrichshain liegt innerhalb des Abschnitts. In Abbildung B-1 ist die Lage des untersuchten Abschnitts mit den Modellgebieten der drei angewendeten Modelle dargestellt.

B.3.2 Messdaten

Für die Detailanalyse wurden Messdaten aus dem Berliner Luftgüte-Messnetz BLUME für das Jahr 2008 verwendet. Die Daten wurden ebenfalls von der Senatsverwaltung Berlin für die Untersuchung zur Verfügung gestellt. In die Modellrechnungen sind meteorologische Daten der Station Grunewald und Schadstoffmessungen der städtischen Hintergrundstation Nansenstraße in Neukölln eingegangen. Die Daten der Verkehrsmessstation Friedrichshain wurden für den Vergleich mit den Ergebnissen der drei Modelle herangezogen.

B.3.2.1 Meteorologie

Die meteorologischen Daten der BLUME-Messstation Grunewald lagen als stündliche Zeitreihe der Windgeschwindigkeit, der Windrichtung und der Ausbreitungs-kategorie für das Jahr 2008 vor. Zudem standen Zeitreihen der Temperatur und der Globalstrahlung zur Verfügung. Abbildung B-2 und Abbildung B-3 zeigen die Windrose und die Windgeschwindigkeitsverteilung der meteorologischen Zeitreihe. Die mittlere Windgeschwindigkeit für das Jahr 2008 betrug 2,6 m/s.

Die verwendeten Daten der Station Grunewald wurden 27 m über Grund gemessen. Die Station liegt in einem Waldgebiet, es wurde daher gemäß Abschnitt A.2.3.2 in

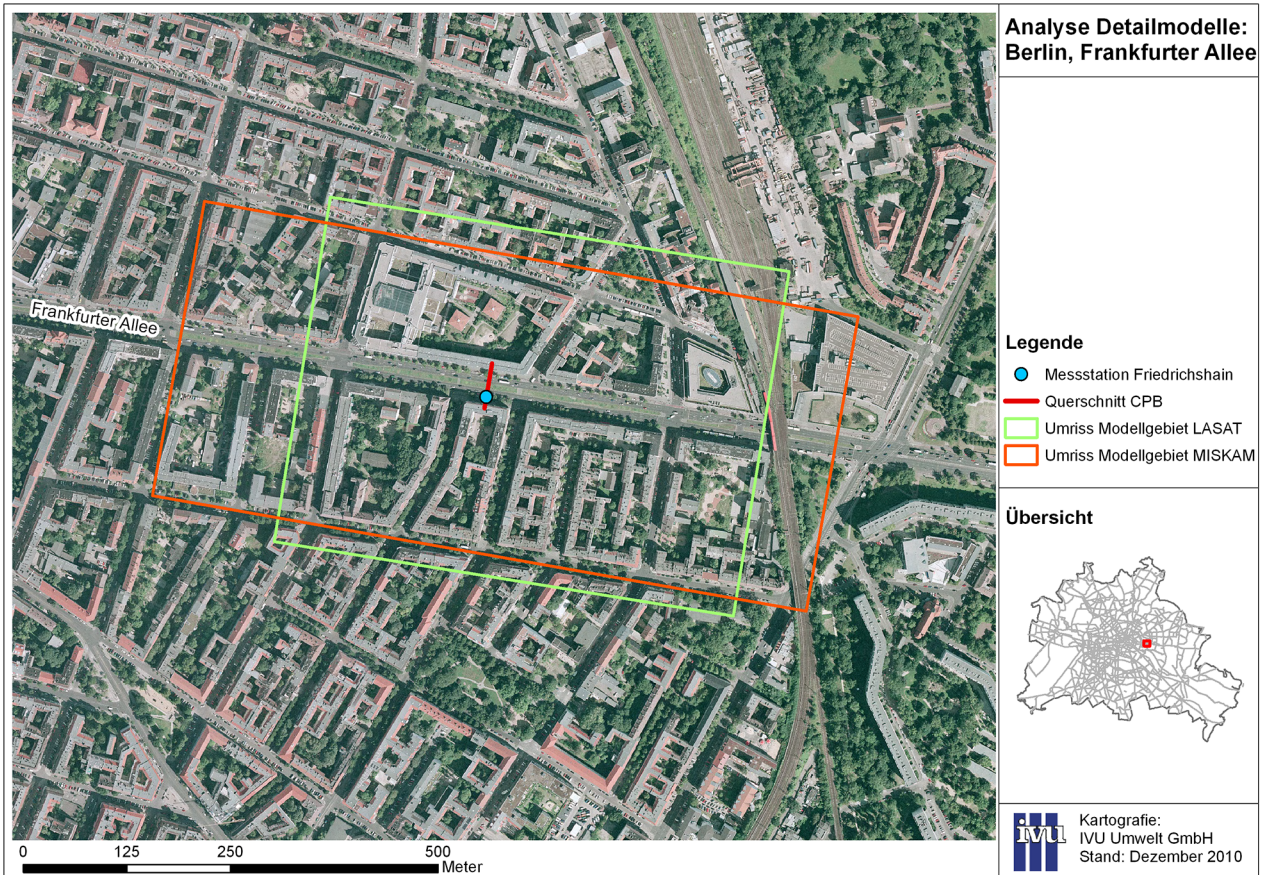


Abbildung B-1: Lage und Bebauungsstruktur Frankfurter Allee sowie Modellgebiete

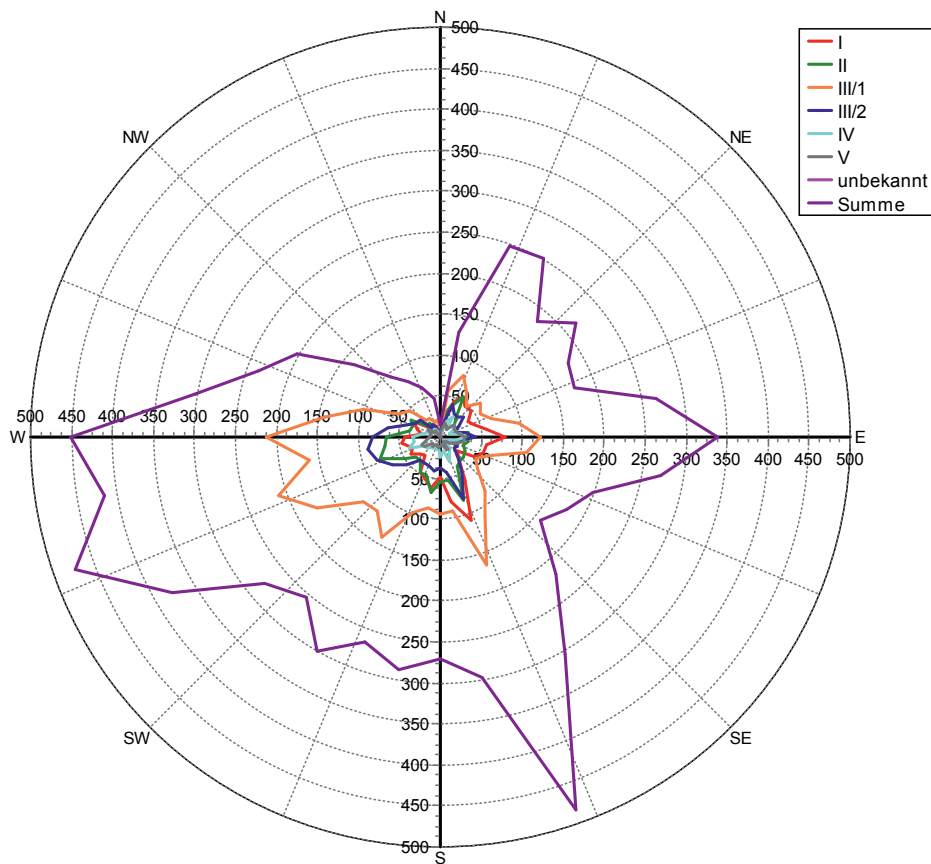


Abbildung B-2: Windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen für die meteorologische Zeitreihe 2008 der Windmessstation Grunewald

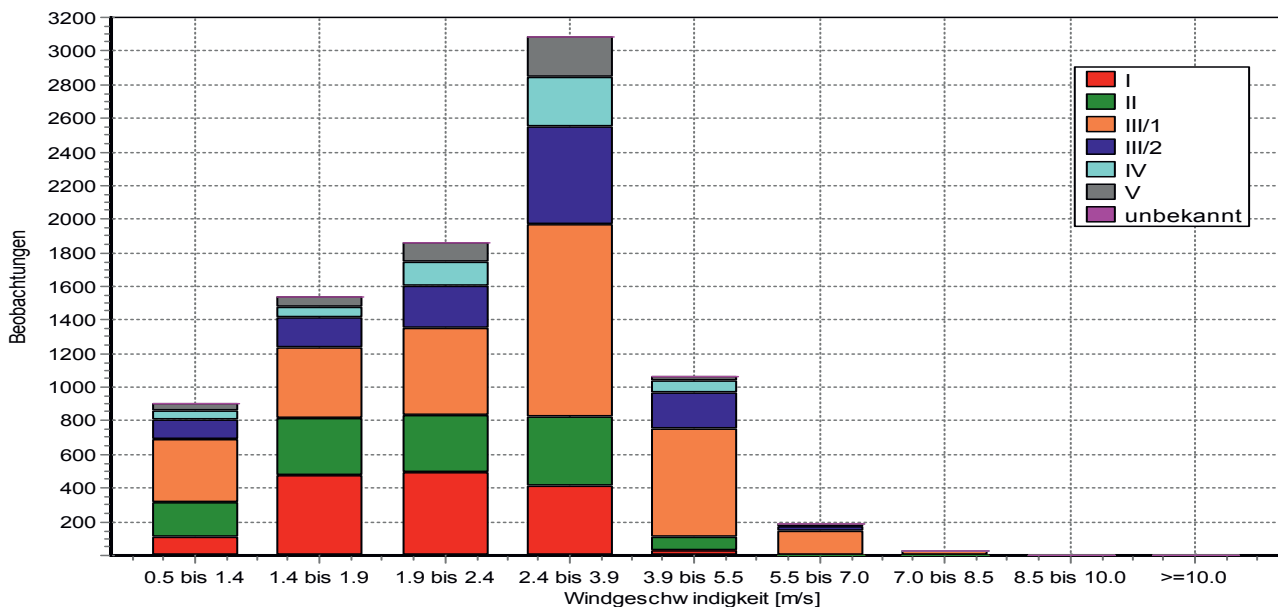


Abbildung B-3: Verteilung der Windgeschwindigkeiten, differenziert nach Ausbreitungsklassen, für die meteorologische Zeitreihe 2008 der Windmessstation Grunewald

Abhängigkeit der entsprechenden Landnutzungs-kategorie des CORINE-Katasters eine Rauigkeitslänge $z_0 = 1,5$ m für die Station abgeleitet.

B.3.2.2 Verkehr

Die Verkehrsdaten wurden 2008 an zwei Infrarot-Detektoren fahrtrichtungsbezogen in stündlicher Auflösung erfasst. Sie wurden ebenfalls von der Senatsverwaltung Berlin für die Untersuchung zur Verfügung gestellt. In Tabelle B-1 sind die Jahresmittelwerte der gemessenen DTV- und SNfz-Werte fahrtrichtungsbezogen und insgesamt aufgeführt.

Abbildung B-4 zeigt die aus den stündlichen Verkehrsdaten ermittelten wochentagsbezogenen Tagesganglinien der Anzahl Kfz, getrennt nach Fahrtrichtung. Die obere Grafik zeigt die Daten der stadteinwärts Richtung West gerichteten Spuren, die untere die Daten der stadtauswärts Richtung Ost gerichteten Spuren.

Man erkennt für die Wochentage Montag bis Freitag stadteinwärts eine deutliche morgendliche Spitze zwischen 7:00 Uhr und 10:00 Uhr, während sich stadtauswärts zwischen

Tabelle B-1: DTV- und SNfz-Werte Frankfurter Allee, fahrtrichtungsbezogen und als Summe

| | DTV [Kfz/d] | SNfz [SNfz/d] | Anteil LKW [%] |
|---------------|--------------|---------------|----------------|
| Richtung Ost | 25321 | 798 | 3,2 |
| Richtung West | 24354 | 659 | 2,7 |
| Summe | 49675 | 1457 | 2,9 |

15:00 Uhr und 19:00 Uhr ein etwas längerer Sattel mit höheren Kfz-Zahlen ausbildet, der Freitags eine Stunde früher auftritt.

Ein Vergleich mit den wochentagsbezogenen Tagesganglinien der gleichfalls gemessenen mittleren Geschwindigkeit

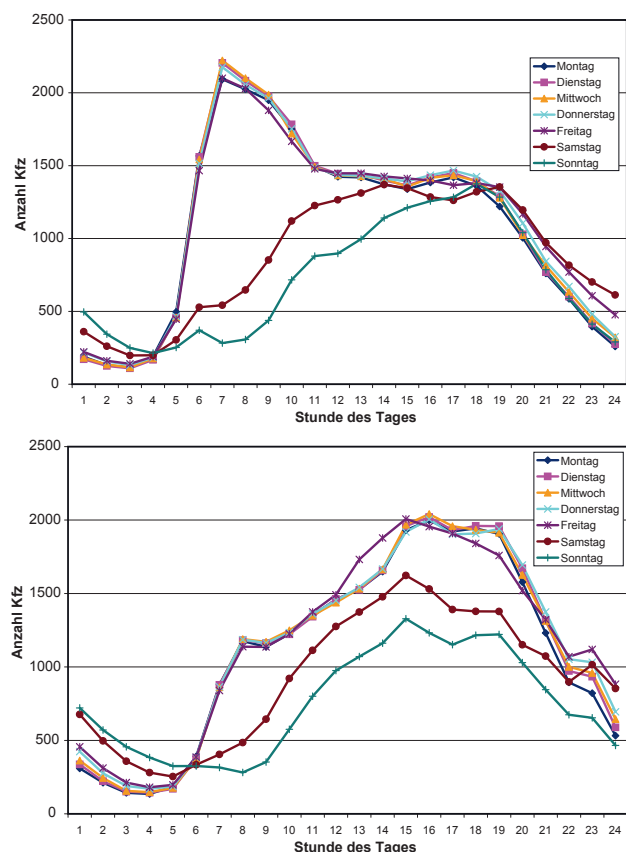


Abbildung B-4: Tagesganglinie der Anzahl Kfz, differenziert nach Wochentagen. Oben: Stadteinwärts Richtung West. Unten: Stadtauswärts Richtung Ost.

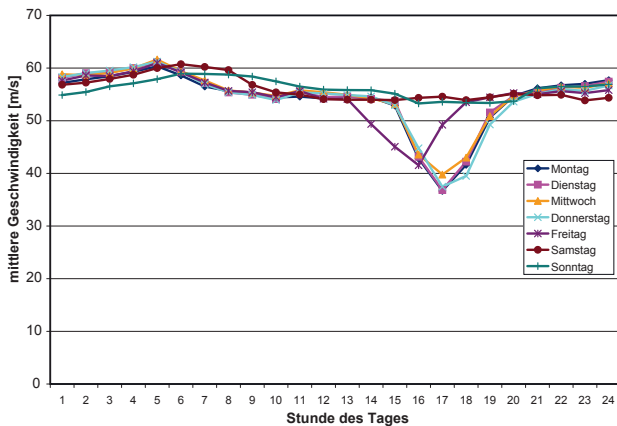
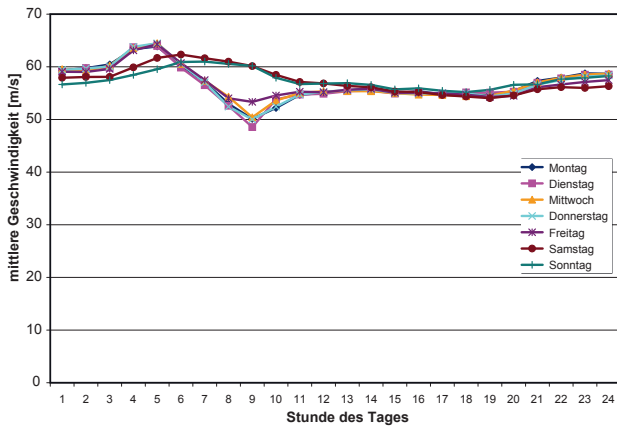


Abbildung B-5: Wochentagsbezogene Tagesganglinie der mittleren Geschwindigkeit. Oben: Stadtinwärts Richtung West. Unten: Stadtauswärts Richtung Ost.

in Abbildung B-5 zeigt, dass die Stunden der höchsten Auslastung mit einem Absinken der mittleren Geschwindigkeit einhergehen.

B.3.2.3 Vorbelastung

Zur Ermittlung der Gesamtbelastung im Straßenraum, die mit Messwerten verglichen werden kann, muss die mit den Modellen aus den Kfz-Emissionen berechnete Zusatzbelastung um die Vorbelastung ergänzt werden. Nach Abschnitt 3.5 entspricht die Vorbelastung bei Detailmodellen der Summe aus urbanem und regionalem Hintergrund.

Als Vorbelastung wurden die stündlichen Messdaten des Jahres 2008 der städtischen Hintergrundstation Nansenstraße in Neukölln verwendet. Der Jahresmittelwert für NO_x betrug dort 2008 $37,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

B.4 Emissionen

Aus den in Abschnitt B.3.2.2 beschriebenen Verkehrsdaten wurden die fahrtrichtungsbezogenen stündlichen Zeitreihen der verkehrlichen Emissionen mit einem stündlichen Emis-

Tabelle B-2: Jahresmittel der berechneten NO_x -Emissionen für die beiden Fahrrichtungen Ost und West

| | Richtung Ost (stadtauswärts) [g/(m·d)] | Richtung West (stadtauswärts) [g/(m·d)] |
|---------------|--|---|
| NO_x | 15,6 | 14,4 |

sionsmodell ($\text{IMMIS}^{\text{em,h}}$) auf Basis des HBEFA 3.1 (INFRAS, 2010) berechnet. In Tabelle B-2 sind die Jahresmittelwerte der NO_x -Emissionen fahrtrichtungsbezogen aufgeführt.

B.5 Datenaufbereitung

Im Folgenden wird die Umsetzung der Eingangsdaten für die drei verwendeten Modelle beschrieben.

B.5.1 CPB

CPB wurde in der Implementierung $\text{IMMIS}^{\text{cpb}}$ (Tabelle 2-2) eingesetzt. Mit dem 2,5-dimensionalen CPB-Modell wurde die Konzentrationsverteilung im Querschnitt der Frankfurter Allee auf der Höhe der Messstation Friedrichshain berechnet. Dabei wurden die Konzentrationen für ein Punktraster mit jeweils 1 m Abstand horizontal und vertikal im Straßenquerschnitt sowie für die Position des Messpunkts selbst ermittelt.

Abbildung B-6 zeigt die Geometrie des betrachteten Querschnitts mit Blick Richtung Osten mit Randbebauung, Lage der Fahrspuren und Lage des zur Messstation Friedrichshain gehörenden Messpunkts. Der Bebauungsabstand beträgt 42 m, die Höhe der nördlichen Fassade 18 m und die Höhe der südlichen Fassade 23 m.

Bei der CPB-Rechnung wurden die stündlichen Zeitreihen der Meteorologie und der Emissionen verwendet. Die

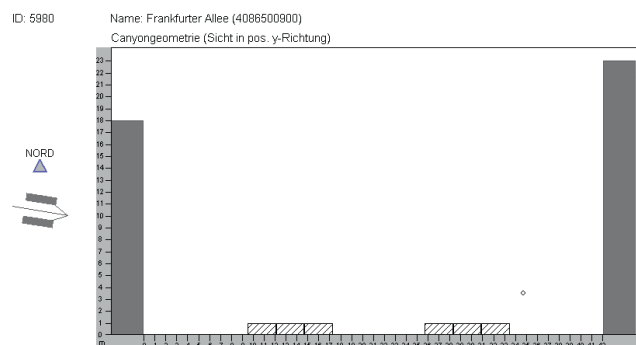


Abbildung B-6: Geometrie des CPB-Querschnitts Frankfurter Allee auf der Höhe der Messstation (Punkt) mit Fahrspuren (schraffiert) und Randbebauung (grau). Blickrichtung Ost.

durch den Verkehr erzeugte zusätzliche Turbulenz im Straßenraum, die zu einer Verdünnung der Konzentrationen in Fahrbahnnähe führt, wird von CPB als Quelleigenschaft berücksichtigt.

Das ursprünglich für die Modellierung der Konzentrationsverteilung nicht-reaktiver Schadstoffe in Straßenräumen konzipierte CPB-Modell wurde um zwei Module zur Bestimmung von NO_2 erweitert. Das erste erlaubt eine Abschätzung der NO_2 -Gesamtbelastung in der Straßenschlucht in stündlicher Auflösung über das photochemische Gleichgewicht unter Berücksichtigung von direkt emittiertem NO_2 aus berechneten NO_x -Zusatzkonzentrationen und Vorbelastungsdaten von NO , NO_2 und O_2 (siehe Abschnitt B.3.2.3) (Wiegand; Yamartino, 1986; Ivu Umwelt, 2008a). Es wird im Folgenden als PCE-Ansatz bezeichnet. Das zweite entspricht dem Ansatz von Hertel, O.; Berkowicz, R., 1989 und geht in Erweiterung des ersten davon aus, dass das photochemische Gleichgewicht in der Straßenschlucht nicht unbedingt erfüllt ist, da die Aufenthaltszeit der Schadstoffe in der Straßenschlucht zu kurz sein kann, als dass sich das Gleichgewicht einstellt. Es berücksichtigt deshalb den Luftaustausch zwischen Straßenschlucht und Hintergrund. Als Parameter gehen zusätzlich zu den Eingangsdaten des PCE-Ansatzes Temperatur, Globalstrahlung und Überdach-Windgeschwindigkeit in die Rechnung ein. Dieser Ansatz wird im Folgenden als Berkowicz-Ansatz bezeichnet.

Als Ergebnis der CPB-Rechnung liegen Zeitreihen und Jahresmittelwerte der Kfz-bedingten NO_x -Zusatzbelastung sowie der NO_x - und NO_2 -Gesamtbelastung für die betrachteten Punkte im Querschnitt vor. Für die hier beschriebene Beispielrechnung wird die NO_2 -Gesamtbelastung sowohl nach dem PCE-Ansatz als auch nach dem Berkowicz-Ansatz ermittelt und die Ergebnisse dargestellt.

B.5.2 LASAT

Abbildung B-7 zeigt das Modellgebiet für das 3D-Modell LASAT sowie das für LASAT und MISKAM gemeinsam festgelegte Untersuchungsgebiet.

Das Modellgebiet wurde mit 560 m x 420 m wesentlich größer als das Untersuchungsgebiet mit 240 m x 200 m gewählt, um Randeffekte im Untersuchungsgebiet zu ver-

meiden (siehe Abschnitt 3.1). Weiterhin sind die Achsen der dreispurigen Fahrbahnen (Quellgeometrie), die berücksichtigte Bebauung und die Lage der Messstation Friedrichshain dargestellt.

LASAT arbeitet mit Modellgebieten, deren Kanten in Nord/Süd- bzw. West/Ost-Richtung ausgerichtet sind. Daher wurden alle im Modell zu berücksichtigenden Geometrien so gedreht, dass sowohl die Quellgeometrien (Frankfurter Allee) als auch die quellnahen Bebauungsgeometrien möglichst parallel zur Ausrichtung des Modellgitters liegen. Auf diese Weise werden treppenförmige Artefakte in der Abbildung der Geometrien vermieden und eine möglichst gute Darstellung der Geometrien durch das Modellgitter erreicht. Die Windrichtungen wurden entsprechend gedreht.

Die Auflösung des verwendeten Modellgitters beträgt 2 m. Eine höhere Auflösung (z. B. 1 m) war bei der Größe des Modellgebiets aus Gründen der Rechenzeit und der auf 32-Bit-Betriebssystemen adressierbaren Speicherkapazität nicht möglich. Eine Netzschachtelung mit einer höheren Auflösung des inneren Gitters (z. B. 1 m) war ebenfalls nicht praktikabel, da LASAT auf den äußeren Gittern keine Bebauung berücksichtigt. Ein inneres Gitter mit einer Auflösung von 1 m hätte aus Gründen der Rechen- und Speicherkapazität deutlich kleiner sein müssen als das jetzt verwendete Modellgebiet. Dann aber hätte nur ein wesentlich kleinerer Teil der Bebauung berücksichtigt werden können, was den Straßenschluchtcharakter der Situation nicht hinreichend wiedergegeben hätte. Es ist durchaus denkbar, die Ausdehnung des Modellgitters in Nord/Süd-Richtung zu verkleinern und gleichzeitig die Bebauungsgeometrie im Modellgebiet so anzupassen, dass der geschlossene Charakter der Blockbebauung erhalten bleibt. Diese Vorgehensweise wurde hier aber bewusst nicht gewählt, da beide 3D-Modelle mit vergleichbaren Eingangsdaten betrieben werden sollten.

Bei der LASAT-Rechnung wurden wie bei der CPB-Rechnung die stündlichen Zeitreihen der Meteorologie und der Emissionen verwendet. Die verkehrserzeugte Turbulenz im Straßenraum wurde als Quelleigenschaft berücksichtigt.

Als Ergebnisse der LASAT-Rechnung wurden stündliche Zeitreihen der Kfz-bedingten NO_x -Zusatzbelastung so-

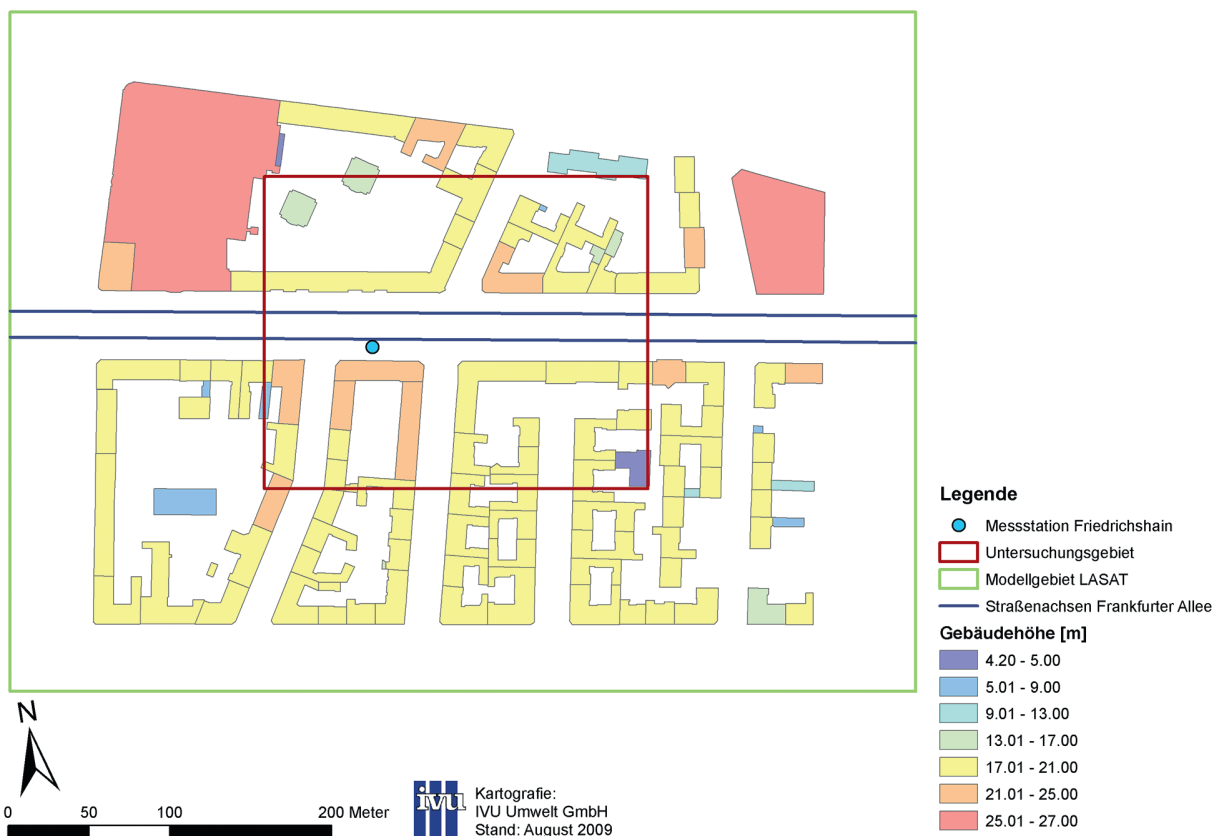


Abbildung B-7: Modellgebiet LASAT und Untersuchungsgebiet mit Lage der Straßenachsen Frankfurter Allee für jede Fahrtrichtung, Messstation Friedrichshain sowie Lage und Höhe der Bebauung

wohl für die Konzentrationsverteilung im gesamten Modellgebiet als auch über einen entsprechend gesetzten Monitorpunkt explizit für die Messstation Friedrichshain erzeugt sowie die NO_x-Jahresmittelwerte der Zusatzbelastung für das gesamte Modellgebiet ermittelt. Diese Daten wurden mit den Vorbelastungsdaten aus Abschnitt B.3.2.3 zur Gesamtbelastung aufsummiert.

B.5.3 MISKAM

MISKAM wurde in der Implementierung WinMISKAM (Lohmeyer, 2007) eingesetzt. Im Gegensatz zu LASAT kann MISKAM mit gedrehten Modellgebieten arbeiten. Daher mussten in MISKAM nicht die zu berücksichtigenden Geometrien gedreht werden, sondern das Modellgitter wurde so ausgerichtet, dass es möglichst parallel zu den Quellgeometrien (Frankfurter Allee) und den quellnahen Bebauungsgeometrien ist, um eine möglichst gute Darstellung der Modellgeometrien zu erreichen.

Abbildung B-8 zeigt das Modellgebiet für das 3D-Modell MISKAM sowie das für LASAT und MISKAM gemeinsam festgelegte Untersuchungsgebiet. Das Modellgebiet wurde wie bei LASAT mit 800 m x 360 m wesentlich größer ge-

wählt als das Untersuchungsgebiet mit 240 m x 200 m, um Randeffekte im Untersuchungsgebiet zu vermeiden. Dazu sind die Achsen der dreispurigen Fahrbahnen (Quellgeometrie), die berücksichtigte Bebauung und die Lage der Messstation Friedrichshain dargestellt.

MISKAM bietet im Gegensatz zur Netzsachtelung in LASAT die Möglichkeit, die Auflösung in einem Gitter variabel zu gestalten und so z. B. mehr Gitterzellen im Untersuchungsgebiet und weniger im Außenbereich anzuordnen. Auf diese Weise kann die Bebauung trotz variabler Auflösung im gesamten Modellgebiet berücksichtigt werden. Entsprechend wurde hier im Untersuchungsgebiet und darüber hinaus eine Auflösung von 1 m gewählt, die zu den Rändern des Modellgebiets kontinuierlich gröber wird.

Die Lage und Größe des Modellgebiets im Verhältnis zum Untersuchungsgebiet ist insbesondere bei Rechnungen mit MISKAM ein sensibler Parameter. Im vorliegenden Fall ist zu berücksichtigen, dass die Ost-West-Ausrichtung der Frankfurter Allee mit häufig vorkommenden Windrichtungen des Jahres 2008 (siehe Abbildung B-2) korrespondiert.



Abbildung B-8: Modellgebiet MISKAM und Untersuchungsgebiet mit Lage der Straßenachsen Frankfurter Allee für jede Fahrtrichtung, Messstation Friedrichshain sowie Lage und Höhe der Bebauung

Entsprechend häufig findet eine Längsanströmung der Frankfurter Allee statt. Eine Vergleichsrechnung mit MISKAM hat gezeigt, dass bei einem in Ost-West-Richtung kleineren Modellgebiet (Abmessungen 520 m x 400 m) Randeffekte bis in das Untersuchungsgebiet hineinreichen und die Konzentrationsverteilung dort beeinflussen.

Bei der MISKAM-Rechnung wurden im Gegensatz zur CPB- und zur LASAT-Rechnung die aus der stündlichen Zeitreihe der Meteorologie erstellte Ausbreitungsklassenstatistik sowie der Jahresmittelwert der Emissionen angesetzt. Die Verwendung von Zeitreihen ist mit MISKAM nur mit großem rechen- und datentechnischen Aufwand zu realisieren und in der allgemeinen Anwendung bis heute nicht üblich. Die verkehrserzeugte Turbulenz im Straßenraum wurde über einen Korrekturfaktor, der auf das gesamte Modellgebiet wirkt, berücksichtigt.

Als Ergebnisse der MISKAM-Rechnung wurden die NO_x -Jahresmittelwerte der Zusatzbelastung für das gesamte Modellgebiet erzeugt. Diese Daten wurden mit den Vorbelastungsdaten aus Abschnitt B.3.2.3 zur Gesamtbelastung aufsummiert.

B.6 Modellergebnisse

Die mit den drei verwendeten Modellen ermittelten Modellergebnisse wurden je nach Modell als Jahresmittelwerte in Horizontal- und Vertikalschnitten und als Zeitreihen ausgewertet und mit den Messwerten der Verkehrsmessstation Friedrichshain verglichen.

B.6.1 Jahresmittelwerte

Abbildung B-9 zeigt die Verteilung des mit LASAT berechneten Jahresmittelwerts der NO_x -Zusatzbelastung im gesamten Modellgebiet. Betrachtet werden die Modellergebnisse in einem Bereich von 3 m – 5 m Höhe über Grund, der die Höhe des Messkopfs der Station Friedrichshain (3,5 m Höhe über Grund) beinhaltet. Die LASAT-Ergebnisse werden in korrekter Nordausrichtung dargestellt, um die Orientierung und den Vergleich mit den Ergebnissen der MISKAM-Rechnung zu erleichtern.

Die Ergebnisse werden hier am Beispiel LASAT für das gesamte Modellgebiet dargestellt, um den in Abschnitt 3.1 beschriebenen Einfluss des Randes auf die berechnete Konzentrationsverteilung zu demonstrieren. Da in den Randbereichen des Modellgebiets keine Bebauung vorhan-

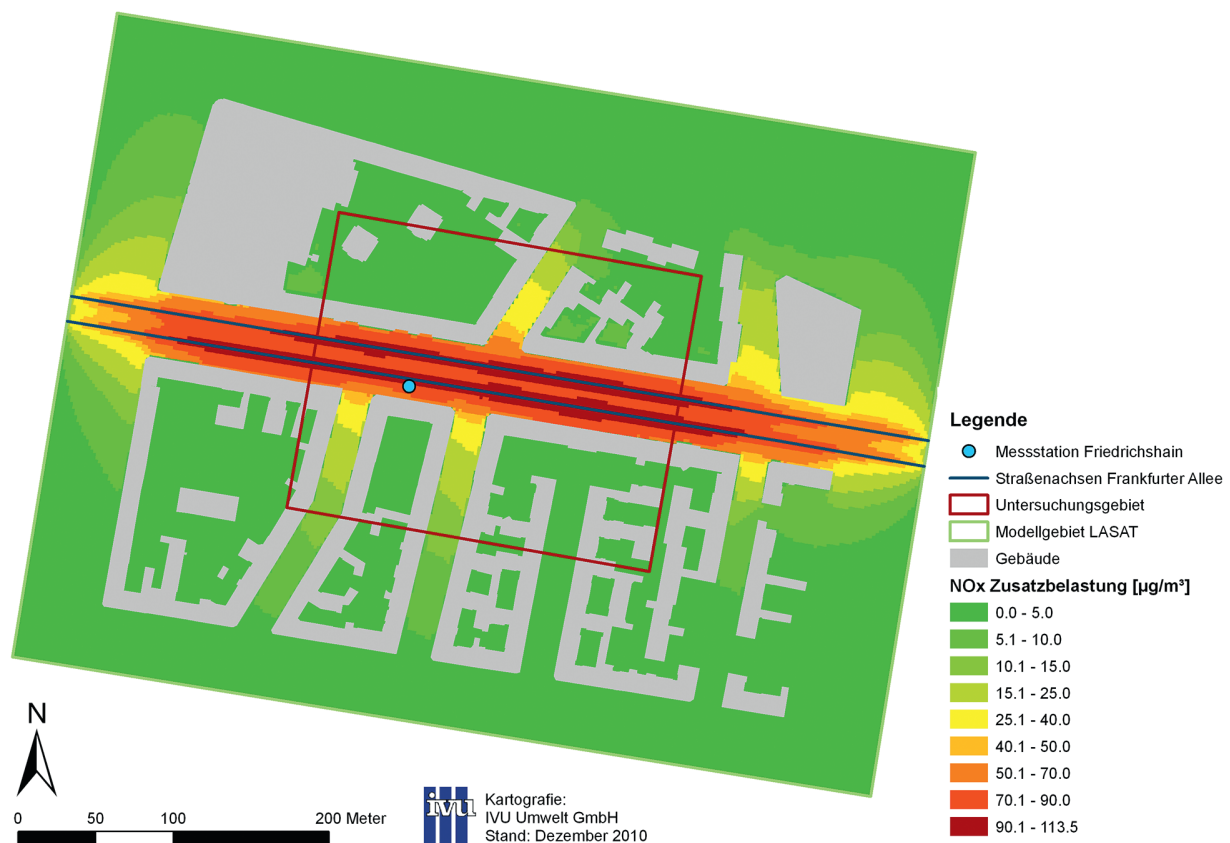


Abbildung B-9: LASAT-Ergebnis Jahresmittelwert der NO_x -Zusatzbelastung für 2008 im gesamten Modellgebiet

den sein darf, können die dort berechneten Strömungsverhältnisse nicht der Realität entsprechen, und die daraus resultierenden Konzentrationswerte werden deutlich niedriger ermittelt als im Bereich der Bebauung. Aus diesem Grund muss das Modellgebiet für 3D-Detailmodelle im Allgemeinen deutlich größer gewählt werden als das Untersuchungsgebiet.

Abbildung B-10 zeigt den Ausschnitt des in Abbildung B-9 dargestellten Untersuchungsgebiets. Die höchsten Werte der NO_x -Zusatzbelastung ergeben sich auf den Fahrbahnen, mithin über der Emissionsquelle. Zum Mittelstreifen und zu den Bürgersteigen fällt die Konzentration etwas ab, und auch in den Seitenstraßen wird durch die kfz-bedingten Emissionen in der Frankfurter Allee eine Zusatzbelastung herbeigeführt. In der östlichen Hälfte der Frankfurter Allee im Untersuchungsgebiet ergibt sich aufgrund der beidseitig geschlossenen Bebauung eine höhere Zusatzbelastung als in der westlichen Hälfte.

Abbildung B-11 zeigt die Verteilung des mit MISKAM berechneten Jahresmittelwerts der NO_x -Zusatzbelastung im Untersuchungsgebiet. Der Wertebereich stimmt mit dem

der LASAT-Ergebnisse insgesamt gut überein, über den Fahrbahnen werden etwas höhere NO_x -Werte ermittelt als mit LASAT. Auf der südlichen Straßenseite sinkt die NO_x -Zusatzbelastung in den Kreuzungsbereichen etwas ab, dieser Effekt wird von MISKAM deutlicher dargestellt als von LASAT. Zudem wird bei MISKAM weit weniger Schadstoff in die Seitenstraßen transportiert als bei LASAT.

Abbildung B-12 zeigt mit Blick Richtung Osten die Verteilung des Jahresmittelwerts der NO_x -Zusatzbelastung im Querschnitt der Frankfurter Allee auf Höhe der Messstation Friedrichshain, berechnet mit CPB, LASAT und MISKAM. Der Querschnitt verläuft etwa in Nord-Süd-Richtung mit der Messstation Friedrichshain auf der Südseite der Fahrbahnen.

In der Windrichtungsverteilung des Jahres 2008 sind Winde aus südöstlicher und westlicher Richtung vorherrschend (siehe Abbildung B-2). Die südöstliche Anströmung induziert einen Wirbel quer zur Straßenschlucht, der die emittierten Schadstoffe auf die südliche Straßenseite und dann nach oben transportiert. In den CPB-Ergebnissen ist dieser Effekt deutlich erkennbar. Die LASAT- und MISKAM-Er-

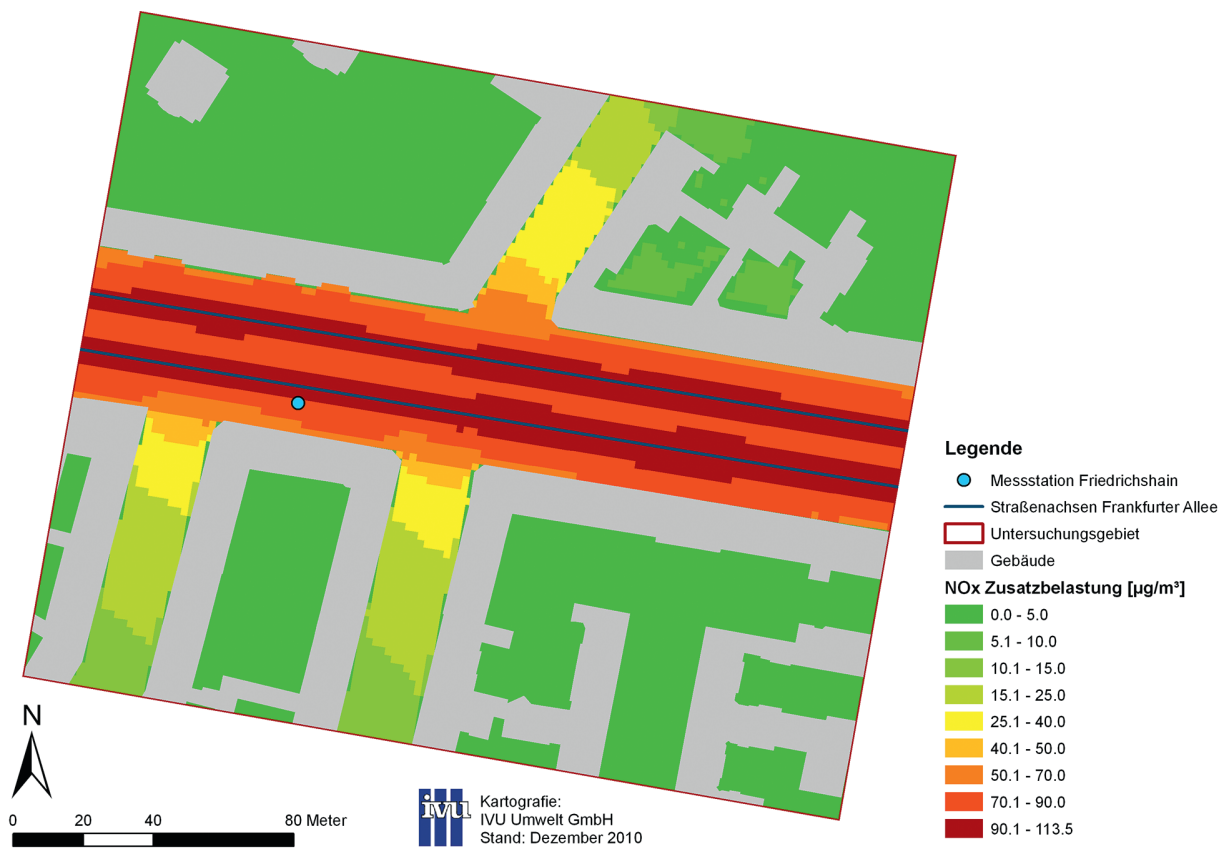


Abbildung B-10: LASAT-Ergebnis Jahresmittelwert der NO_x -Zusatzbelastung für 2008 im Untersuchungsgebiet

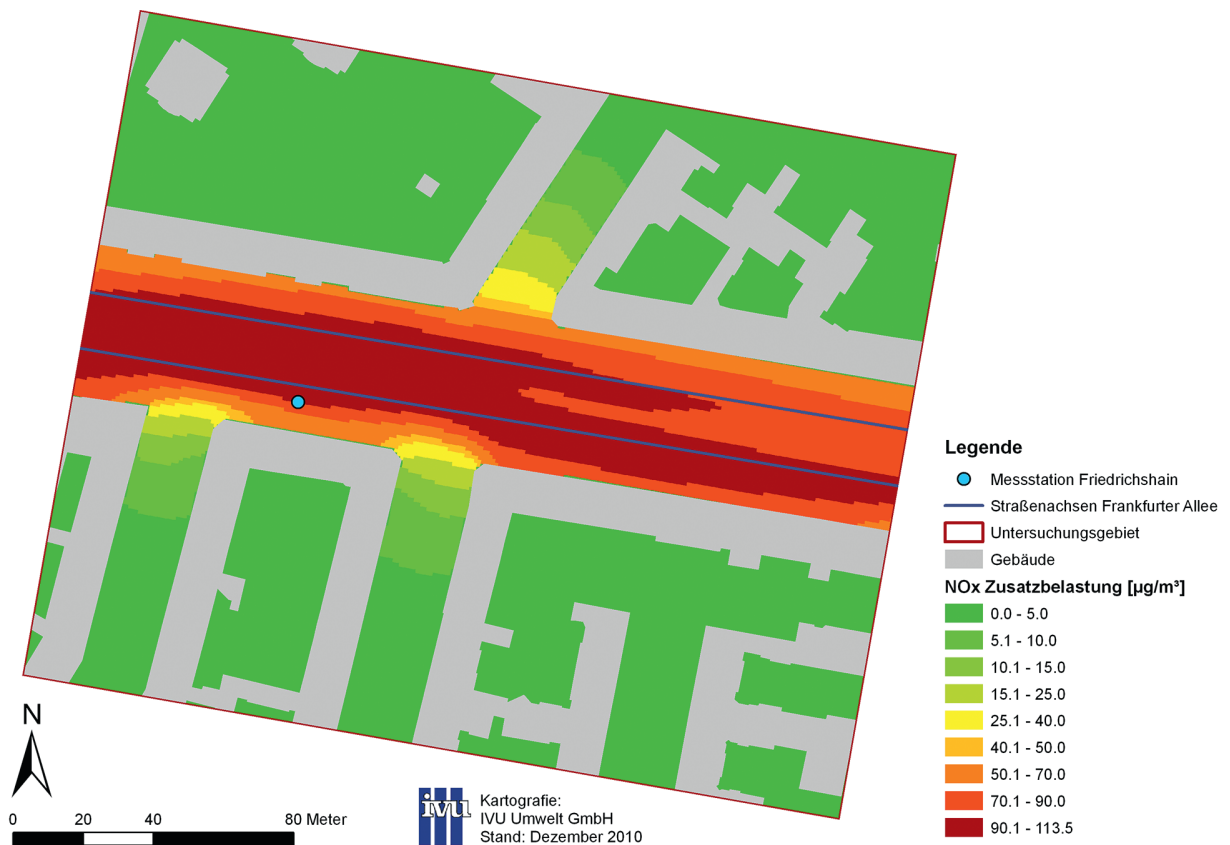


Abbildung B-11: MISCAM-Ergebnis Jahresmittelwert der NO_x -Zusatzbelastung für 2008 im Untersuchungsgebiet

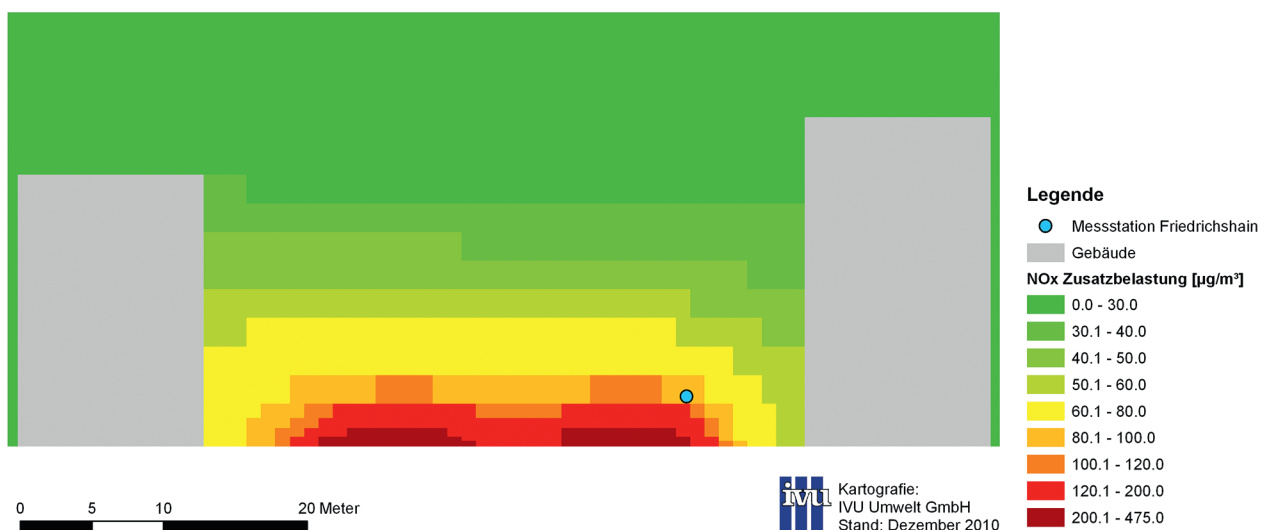
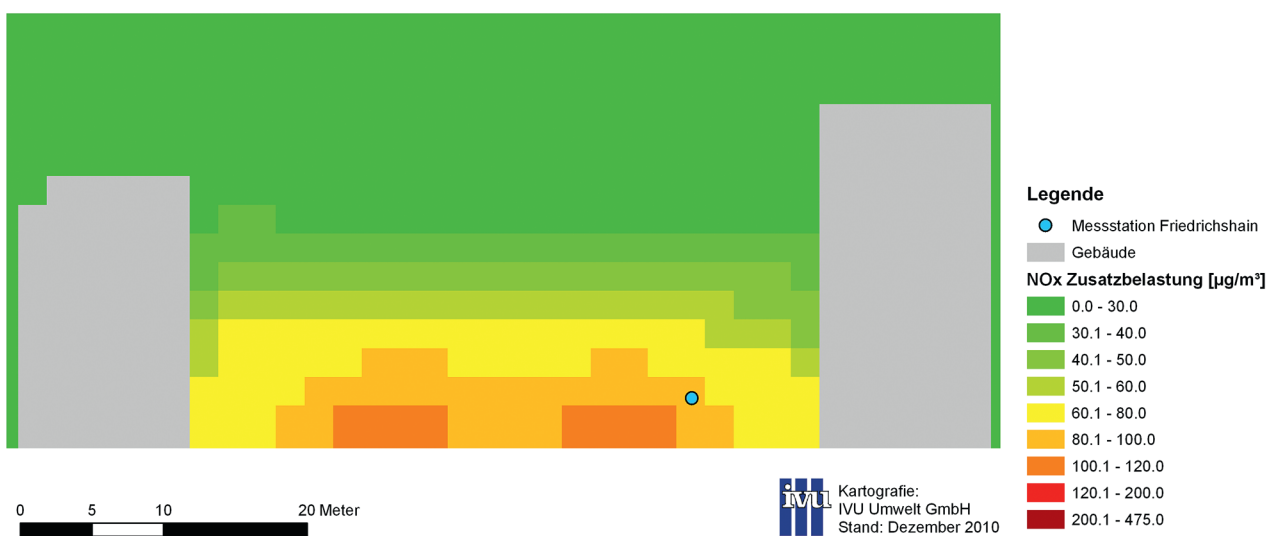
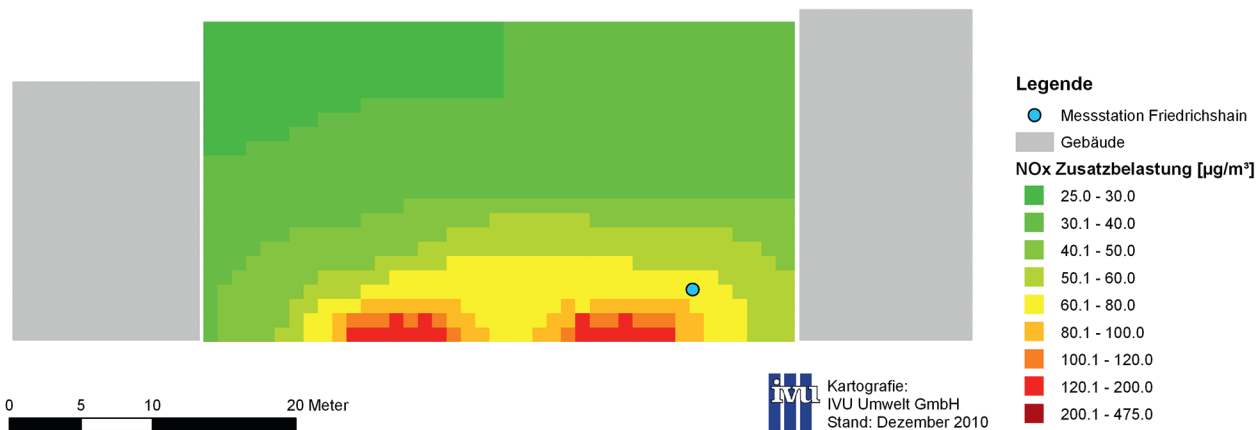


Abbildung B-12: Jahresmittelwert der NO_x -Zusatzbelastung für 2008 im Querschnitt Frankfurter Allee auf Höhe der Messstation Friedrichshain. Blickrichtung Ost. Oben: CPB. Mitte: LASAT. Unten: MISKAM⁸.

⁸ Der Straßenquerschnitt erscheint bei LASAT breiter als bei CPB und MISKAM. Dies liegt an der Darstellung der Gebäude im Modellgitter. Im Bereich des Querschnitts weist das nördliche Gebäude einen Erker auf, der zwar vom 1 m-MISKAM-Gitter, nicht aber vom 2 m-LASAT-Gitter erfasst wird. Die Gitterauflösung ist auch der Grund für die einspringende Ecke am oberen Rand des nördlichen Gebäudes.

gebnisse hingegen zeigen auf der südlichen Straßenseite eher niedrigere Werte als auf der nördlichen Straßenseite. Dies ist darin begründet, dass der betrachtete Querschnitt als Teil eines 3D-Modells wie LASAT oder MISKAM auch durch die östlich und westlich vom Querschnitt gelegenen Kreuzungsbereiche beeinflusst wird. Wie für die horizontalen Konzentrationsverteilungen in Abbildung B-10 und Abbildung B-11 beschrieben, sinkt die NO_x -Zusatzbelastung in den Kreuzungsbereichen auf der südlichen Straßenseite etwas ab. Dieser Effekt kann von der verwendeten Implementierung des 2,5D-Modells CPB, die Kreuzungen nicht berücksichtigt, nicht wiedergegeben werden.

Im Vergleich der Wertebereiche der NO_x -Zusatzbelastung im Querschnitt zeigt LASAT die niedrigsten und MISKAM die höchsten Werte. Dabei zeigt MISKAM die stärksten Konzentrationsgradienten im Bereich der Fahrbahn, so dass im Bereich des Messkopfs die Jahresmittelwerte beider Modelle nur noch etwa 10% auseinanderliegen.

Ein wesentlicher Grund für diese Unterschiede ist die Behandlung der verkehrserzeugten Turbulenz in den einzelnen Modellen. Bei CPB wird die verkehrserzeugte Turbulenz als Parameter bei der Dimensionierung der Anfangsausdehnung der Schadstofffahne am Boden der Straßenschlucht berücksichtigt. Sie ist somit eine Quelleigenschaft. Bei LASAT ist sie ebenfalls eine Quelleigenschaft. Den von der Quelle emittierten Schadstoffpartikeln wird eine zusätzliche Geschwindigkeitsstreuung aufgeprägt, die vom Modellanwender über geeignete Parameterwerte festzulegen ist. In WinMISKAM wird die verkehrserzeugte Turbulenz berücksichtigt, indem unterhalb einer bestimmten Schwellengeschwindigkeit die Konzentrationswerte des gesamten Modellgebiets über eine angepasste Windgeschwindigkeit korrigiert werden. Damit wird die verkehrserzeugte Turbulenz, die eigentlich nur im Bereich der Quelle auftritt, im gesamten Modellgebiet angewendet.

Von den drei Ansätzen zur Berücksichtigung der verkehrserzeugten Turbulenz zeigt der LASAT-Ansatz mit den gewählten Parameterwerten den diffusivsten Charakter, d. h. die Schadstoffe werden am stärksten von der Quelle wegtransportiert. Dementsprechend sind bei LASAT die Konzentrationen im Bereich der Quelle am niedrigsten, während sie oberhalb des Messkopfs höher sind als bei CPB.

In Tabelle B-3 sind die Jahresmittelwerte für NO_x und NO_2 der Messstation Friedrichshain und der drei Modelle am Auswertepunkt aufgeführt. Dabei kann nur CPB die NO_2 -Werte direkt berechnen. Tabelle B-3 zeigt die CPB-Ergebnisse sowohl für den PCE-Ansatz als auch für den Berkowicz-Ansatz.

Da in CPB die Konzentration für einzelne Punkte berechnet wird, kann hier die Position des Messpunkts direkt als Auswertungspunkt vorgegeben werden. In LASAT wird der Wert derjenigen Zelle für die Auswertung verwendet, in der der Messkopf der Station Friedrichshain lokalisiert ist. In MISKAM wird analog zu LASAT vorgegangen. Entsprechend der für die beiden Modelle verwendeten Gitterauflösung bezieht sich der LASAT-Wert auf eine Gitterzelle mit 2 m x 2 m horizontaler Ausdehnung und der MISKAM-Wert auf 1 m x 1 m. Die vertikale Ausdehnung der ausgewerteten Gitterzelle beträgt für beide Modelle 2 m.

Die Ergebnisse in Tabelle B-3 zeigen, dass der gemessene NO_x -Jahresmittelwert der Gesamtbelastung von CPB um 15 %, von LASAT um 28 % und von MISKAM um knapp 37 % überschätzt wird. Der NO_2 -Jahresmittelwert der Gesamtbelastung wird von CPB mit dem PCE-Ansatz um 29 % und mit dem Berkowicz-Ansatz um 9 % überschätzt. Ein möglicher Grund für die deutliche Überschätzung der Messwerte durch die Modelle ist die Verwendung einer Standard-Verkehrsflotte nach HBEFA (INFRAS, 2010) bei der Bestimmung der Emissionen (Abschnitt B.4). Untersuchungen der Senatsverwaltung Berlin (Lutz, M., 2010) zeigen, dass gegenüber dem Trend durch die Einführung der Umweltzone in Berlin im Jahr 2008 eine Änderung der Fahrzeugflotte und dadurch eine Reduktion der NO_x -Emission von 14 % erfolgte.

Tabelle B-3: Jahresmittelwerte NO_x und NO_2 der Messstation Friedrichshain und der drei Modelle am Auswertungspunkt

| | Zusatzbelastung NO_x [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] | Gesamtbelastung NO_x [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] | Gesamtbelastung NO_2 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] |
|-----------------|--|--|--|
| Messung | 56,9 | 94,0 | 44,1 |
| CPB (PCE) | 71,3 | 108,4 | 57,1 |
| CPB (Berkowicz) | 71,3 | 108,4 | 48,0 |
| LASAT | 83,2 | 120,3 | – |
| MISKAM | 91,3 | 128,4 | – |

te, die sich in einer entsprechenden Minderung der Zusatzbelastung niederschlagen würde.

Im Vergleich der in CPB implementierten Photochemie-Modelle berechnet der PCE-Ansatz deutlich höhere Werte als der Berkowicz-Ansatz. Dies entspricht den Ergebnissen in Hertel, O.; Berkowicz, R., 1989, nach denen die Annahme des PCE-Ansatzes, dass das photochemische Gleichgewicht im Straßenraum immer erfüllt ist, zu einer Überschätzung der NO_2 -Belastung führen kann.

B.6.2 Zeitreihen

CPB und LASAT verarbeiten im Gegensatz zu WinMISKAM Zeitreihen der Meteorologie und der Emissionen als Eingangsdaten und geben Zeitreihen der berechneten NO_x -Zusatzbelastung aus, aus denen die NO_x -Gesamtbelastung ermittelt werden kann. CPB berechnet zusätzlich die Zeitreihe der NO_2 -Gesamtbelastung. Beim PCE-Ansatz werden dabei das direkt emittierte NO_2 und die Zeitreihen der NO -, NO_2 - und O_3 - Vorbelastung (siehe Abschnitt B.3.2.3) berücksichtigt, beim Berkowicz-Ansatz zudem die Zeitreihen der Temperatur, der Globalstrahlung und der Überdach-Windgeschwindigkeit. Es werden daher im Folgenden die berechneten stündlichen Zeitreihen der NO_x - und NO_2 -Gesamtbelastung mit der Zeitreihe der Messwerte an der Station Friedrichshain verglichen.

In Abbildung B-13 sind die NO_x -Modellwerte von CPB und LASAT gegen die Messwerte aufgetragen. Eine lineare Regression ergibt für CPB ein Bestimmtheitsmaß (R^2) von 52 %, d. h. 52 % der Variation der Modellergebnisse werden durch die Variation der Messwerte erklärt. Das Bestimmtheitsmaß für LASAT liegt mit knapp 45 % etwas niedriger als für CPB, was darin begründet ist, dass LASAT einzelne Stundenwerte deutlich stärker überschätzt als CPB. Die Steigung der Regressionsgraden beträgt in beiden Fällen etwa 0,8.

Verglichen mit der Winkelhalbierenden zeigt sich, dass für NO_x der größere Anteil der Datenpunkte oberhalb der Winkelhalbierenden liegt. Dies entspricht den Verhältnissen der berechneten Jahresmittelwerte, bei denen die NO_x -Ergebnisse den gemessenen Jahresmittelwert überschätzen (siehe Tabelle B-3), und zeigt auch für die Stundenwerte, dass NO_x im hier beschriebenen Beispiel durch CPB und LASAT tendenziell überschätzt wird.

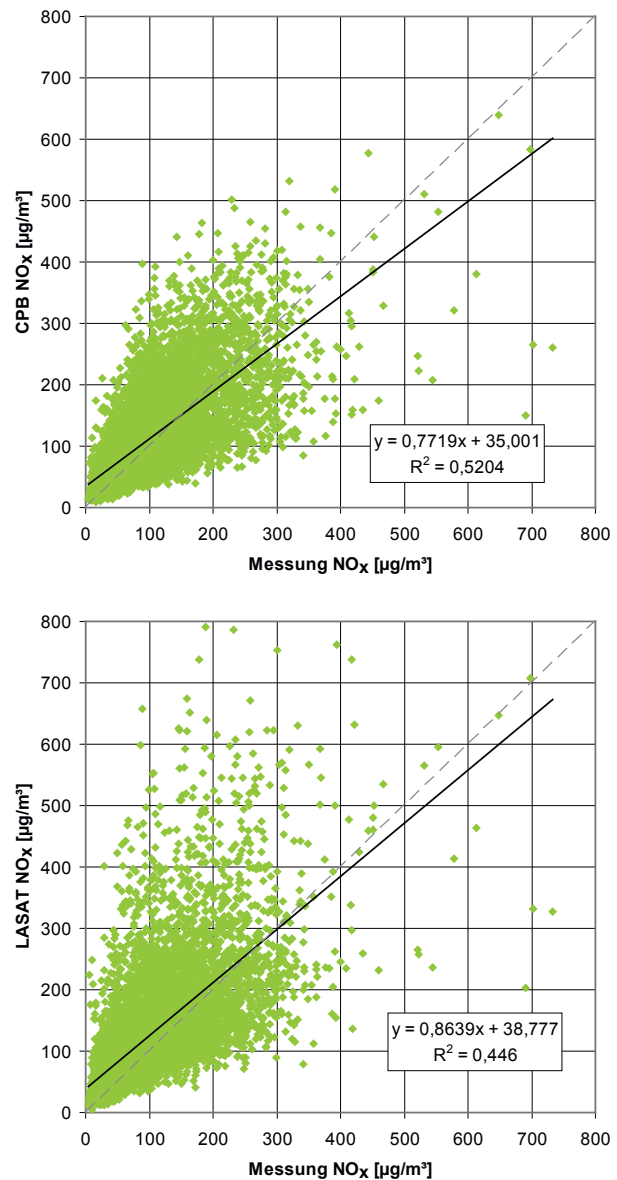


Abbildung B-13: Berechnete Zeitreihe der NO_x -Gesamtbelastung gegen Messwerte der Station Friedrichshain für 2008. Oben: CPB. Unten: LASAT. Winkelhalbierende grau gestrichelt.

In Abbildung B-14 sind die NO_2 -Modellwerte von CPB für den PCE- und den Berkowicz-Ansatz gegen die Messwerte aufgetragen. Eine lineare Regression ergibt für den PCE-Ansatz ein Bestimmtheitsmaß von 51 % und für den Berkowicz-Ansatz von 55 %. Die Steigung der Regressionsgraden beträgt in beiden Fällen knapp 0,8.

Im Verhältnis zur Winkelhalbierenden liegt für den PCE-Ansatz der größere Anteil der Datenpunkte oberhalb, während für den Berkowicz-Ansatz der annähernd gleiche Anteil von Datenpunkten ober- bzw. unterhalb liegt. Dies entspricht wie bei NO_x den Verhältnissen der berechneten Jahresmittelwerte, bei denen die NO_2 -Ergebnisse des Berkowicz-Ansatzes deutlich näher am gemessenen Jahresmit-

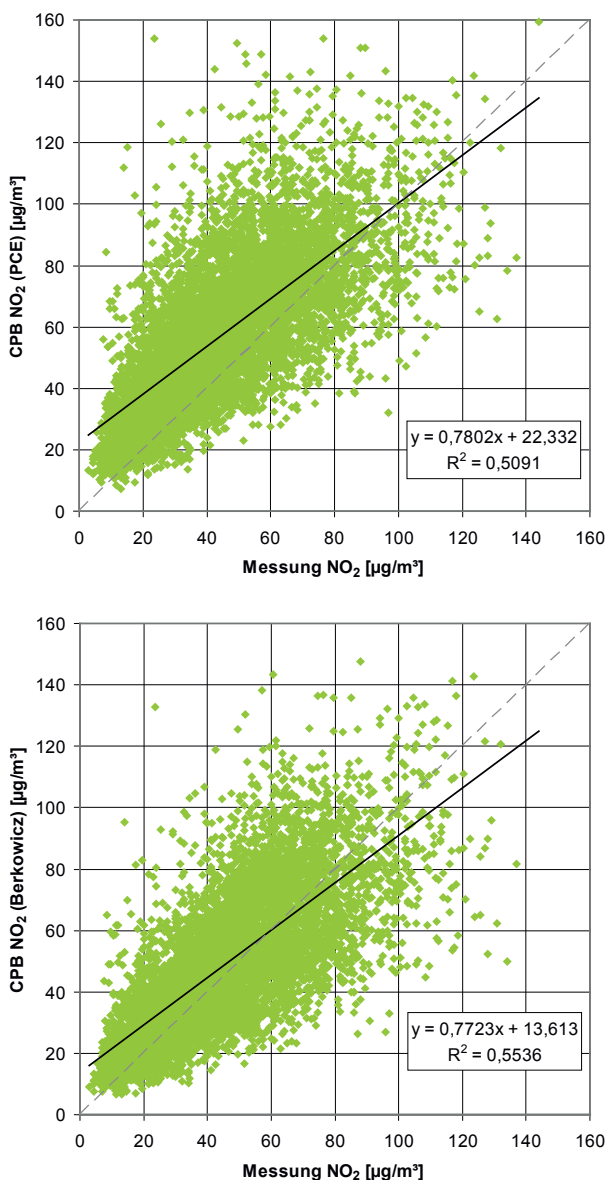


Abbildung B-14: Abb. B-14: Berechnete Zeitreihe der NO₂-Gesamtbelastung gegen Messwerte der Station Friedrichshain für 2008. Oben: CPB, PCE-Ansatz. Unten: CPB, Berkowicz-Ansatz. Winkelhalbierende grau gestrichelt.

telwert liegen als die NO₂-Werte des PCE-Ansatzes (siehe Tabelle B-3).

Um das Verhalten von CPB und LASAT weiter zu betrachten, wurden exemplarisch die Zeitreihen der NO_x- und NO₂-Gesamtbelastung für eine Woche im Juni 2008 mit den Messwerten der Station Friedrichshain verglichen (siehe Abbildung B-15).

Der grundsätzliche Verlauf des Tagesgangs der Messwerte wird von den Modellen im Allgemeinen recht gut wiedergegeben. Auch Minima und Maxima werden teilweise gut beschrieben, aber nicht in allen Fällen. LASAT neigt in Ein-

zelfällen zu starken Überschätzungen der NO_x-Messwerte, wie in Abbildung B-15, oben, am Vormittag des 9. Juni zu beobachten. Insgesamt liegen die LASAT-Werte häufig etwas höher als die CPB-Ergebnisse, was auch zu einem höheren NO_x-Jahresmittelwert für LASAT als für CPB führt (siehe Tabelle B-3).

NO₂ wird, wie bereits bei den Jahresmittelwerten gezeigt und analog zu den Ergebnissen von Hertel, O.; Berkowicz, R., 1989, durch die Annahme des photochemischen Gleichgewichts für den in CPB implementierten PCE-Ansatz in der Regel überschätzt. Beispielsweise gibt der PCE-Ansatz den 10. Juni für NO₂ gut wieder (Abbildung B-15, unten), in dieser Zeit wird aber NO_x unterschätzt (Abbildung B-15, oben), und NO₂ nach dem Berkowicz-Ansatz unterschätzt ebenfalls (Abbildung B-15, unten). An Tagen wie dem 13. Juni, an denen die CPB-Ergebnisse für NO_x näher an den Messwerten liegen, wird NO₂ nach dem PCE-Ansatz überschätzt und nach dem Berkowicz-Ansatz recht gut getroffen.

B.7 Rechenaufwand

Im Folgenden soll der rechentechnische Aufwand, der mit dem Einsatz der drei angewendeten Modelle CPB, LASAT und MISKAM verbunden ist, für das berechnete Beispiel Frankfurter Allee dargestellt werden.

Tabelle B-4 gibt einen Überblick über die von den drei Modellen benötigten CPU-Zeiten auf einer Q6600 2,4 GHz Quad CPU für LASAT und MISKAM getrennt nach Wind-

Tabelle B-4: CPU-Zeiten für CPB, LASAT und MISKAM auf einer Q6600 2,4 GHz Quad CPU für das berechnete Beispiel Frankfurter Allee

| | Anzahl Punkte / Gitterzellen | CPU-Zeit Windfeld | CPU-Zeit Ausbreitung |
|---------------------|------------------------------|-------------------|----------------------|
| CPB Aufpunkt | 1 | – | < 1 min |
| CPB Raster | 902 | – | 5 h |
| LASAT ¹ | 1,65x10 ⁶ | 494 h | 440 h |
| MISKAM ² | 5,31x10 ⁶ | 700 h | 183 h/Stoff |

- 1 Die hier dargestellte CPU-Zeit entspricht der auf der Quad CPU real benötigten CPU-Zeit multipliziert mit 4. Die hohen CPU-Zeiten der Ausbreitungsrechnung sind durch den niedrigen statistischen Fehler bedingt. Die angegebene CPU-Zeit gilt für einen Schadstoff. Siehe Text.
- 2 MISKAM führt für jeden betrachteten Schadstoff eine eigene Rechnung durch. Siehe Text.

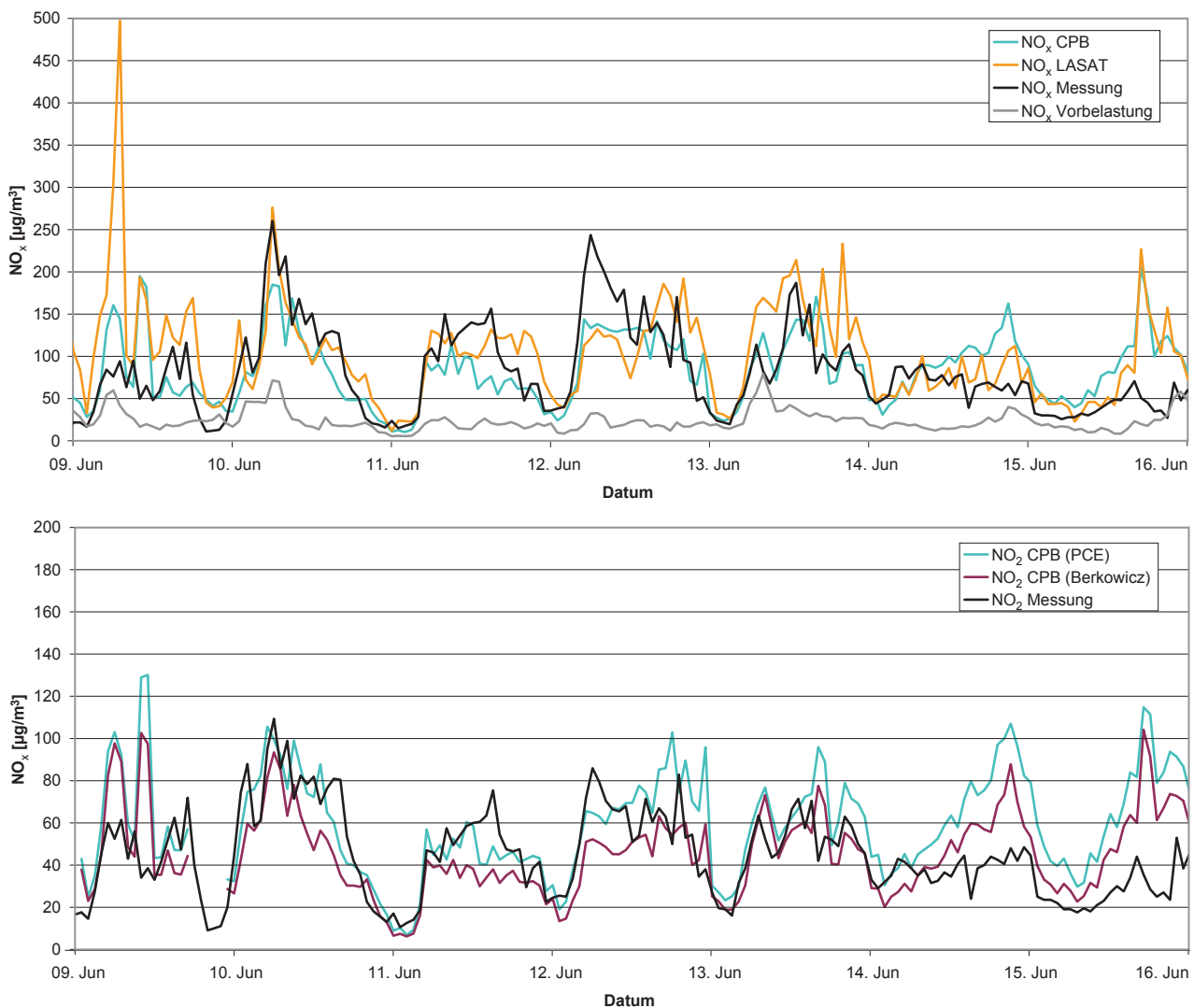


Abbildung B-15: Berechnete Zeitreihen und Messwerte der Station Friedrichshain exemplarisch für eine Woche im Juni 2008. Oben: NO_x. Unten: NO₂.

feldberechnung und Ausbreitungsrechnung. Für CPB ist eine explizite Trennung der CPU-Zeiten in Windfeld und Ausbreitung nicht möglich. Der zeitliche Aufwand für die Aufbereitung der Eingangsdaten und die Auswertung der Ergebnisse ist in den angegebenen Werten nicht enthalten.

Die kürzesten CPU-Zeiten weist das 2,5-dimensionale CPB auf. Im Gegensatz zu LASAT und MISKAM wurde hier nur ein einzelner Aufpunkt (Messpunkt der Station Friedrichshain) bzw. nur ein Raster von Aufpunkten als Querschnitt betrachtet. Zudem rechnet CPB punktbezogen, ein Einfluss von Randeffekten tritt nicht auf und muss daher auch nicht durch zusätzliche Aufpunkte außerhalb des zu untersuchenden Bereichs berücksichtigt werden. Insofern ist die Anzahl der berechneten Aufpunkte um Größenordnungen geringer als die Anzahl der Gitterzellen bei den 3D-Modellen LASAT und MISKAM. Die Ermittlung

einer Zeitreihe der Zusatzbelastung an einem einzelnen Punkt ist demnach mit CPB schnell möglich. Für die Berechnung horizontaler Konzentrationsverteilungen in einem größeren Untersuchungsgebiet ist CPB jedoch nicht geeignet.

LASAT rechnet im Gegensatz zu CPB und MISKAM mit allen Prozessoren eines Rechners. Der in Tabelle B-4 dargestellte Wert entspricht der auf der Quad CPU real benötigten CPU-Zeit multipliziert mit 4, um eine annähernde Vergleichbarkeit der Werte bezüglich der CPU-Zeit auf einem einzigen Prozessor herzustellen. In der angegebenen Zeit wurden von LASAT 216 Windfelder (36 Windrichtungssektoren von 10° für 6 Ausbreitungsklassen) bzw. 8784 Konzentrationsfelder entsprechend der stündlichen Zeitreihe des Jahres 2008 berechnet. Aus diesen 8784 Konzentrationsfeldern wurde von LASAT die Zeitreihe der Zu-

satzbelastung für die Gitterzelle, in der der Messpunkt der Station Friedrichshain liegt, über einen Monitorpunkt extrahiert.

Die im Verhältnis hohe CPU-Zeit der LASAT-Ausbreitungsrechnung liegt in der expliziten Betrachtung der stündlichen Ergebnisse (Zeitreihe) begründet. In LASAT hängt die benötigte CPU-Zeit stark von der Anzahl der für die Ausbreitungsrechnung verwendeten Partikel ab. Die Partikelanzahl wiederum bestimmt den statistischen Fehler der Modellergebnisse. Wird nur der Jahresmittelwert betrachtet, so ist eine weitaus geringere Anzahl von Partikeln ausreichend als bei der hier vorgenommenen Auswertung von Stundenwerten, um einen hinreichend geringen statistischen Fehler zu erreichen. Im vorliegenden Fall liegt der statistische Fehler des Jahresmittelwerts im gesamten Modellgebiet bei maximal 2,6 % und im gesamten Straßenraum der Frankfurter Allee bei 0 % und ist damit extrem niedrig. Für eine reine Betrachtung des Jahresmittelwerts wären also deutlich weniger Partikel notwendig, was zu einer deutlichen Reduzierung der CPU-Zeit für die Ausbreitungsrechnung führen würde. Der statistische Fehler der Stundenwerte liegt im vorliegenden Fall im Mittel an der Messstation Friedrichshain bei 9 %.

Mit LASAT können in einem Rechenlauf mehrere Schadstoffe gleichzeitig berechnet werden. Die in Tabelle B-4 angegebene CPU-Zeit bezieht sich auf einen Schadstoff. Bei Betrachtung mehrerer Schadstoffe können sich die Rechenzeiten in Abhängigkeit von der Modellkonfiguration ändern.

MISKAM führt für jeden betrachteten Schadstoff eine eigene Rechnung durch. Die angegebene CPU-Zeit ist also mit der Anzahl der betrachteten Schadstoffe zu multiplizieren. In der angegebenen Zeit wurden von MISKAM 36 Windfelder (36 Windrichtungssektoren von 10° für eine Ausbreitungs-klasse) bzw. 36 Konzentrationsfelder (ebenefalls für die 36 Windrichtungssektoren von 10°) berechnet.

Ein weiterer limitierender Faktor für die 3D-Modelle ist neben der CPU-Zeit die bereits in Abschnitt B.5.2 angesprochene Begrenzung der adressierbaren, d. h. vom Programm nutzbaren Speicherkapazität auf 32-Bit-Betriebssystemen. Diese bewirkt, dass Modellgebiete in LASAT nicht

mehr als knapp 2×10^6 und in MISKAM nicht mehr als knapp 6×10^6 Gitterzellen aufweisen können. In dem hier berechneten Beispiel Frankfurter Allee wurden diese Grenzen bereits relativ weit ausgereizt. Mit den aktuell aufkommenden 64-Bit-Betriebssystemen und 64-Bit-Versionen der Programme wird diese Limitierung so nicht mehr bestehen.

Abbildungverzeichnis

| | | |
|-----------|--|----|
| Abb. 2-1: | Schema der Zusammensetzung der städtischen Gesamtbelastung (Lenschow et al., 2001) | 10 |
| Abb. 2-2: | Schema einer vollständigen Modellierung | 11 |
| Abb. 3-1: | Schematische Darstellung eines symmetrischen Straßenabschnitts zur Verwendung im Screeningmodell. Die Pfeile kennzeichnen Bebauungsabstand und -höhe. | 21 |
| Abb. 3-2: | Schematische Darstellung eines nichtsymmetrischen Straßenabschnitts zur Verwendung im 2,5-dimensionalen Modell. Die Pfeile kennzeichnen unterschiedliche Bebauungshöhen. | 21 |
| Abb. 3-3: | Schematische Darstellung von Bebauungsstruktur und Straßen zur Verwendung im Detailmodell | 22 |
| Abb. 3-4: | Statistischer Zusammenhang zwischen PM10-Jahresmittelwert und der Anzahl Tage mit einem PM10-Tagesmittelwert über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ | 23 |
| Abb. 3-5: | Zusammenhang zwischen PM10-Jahresmittelwerten und Tagesgrenzwertüberschreitungen in Baden-Württemberg im Zeitraum 2000 bis 2008 (LUBW, 2009) | 23 |
| Abb. 3-6: | Statistischer Zusammenhang zwischen den Jahresmittelwerten von NO_x und NO_2 nach der Romberg-Formel (Bächlin et al., 2006) und Ivu Umwelt (2002) | 23 |
| Abb. 3-7: | Zusammenhang zwischen Anzahl von NO_2 -Stundenmittelwerten größer als $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und NO_2 -Jahresmittelwerten in Deutschland im Zeitraum 2001 bis 2008, dargestellt bis 100 Überschreitungsstunden (Daten UBA, 2009) | 24 |
| Abb. 4-1: | Hypothetischer Straßenabschnitt: geschlossen bebaut, Bebauungsabstand 20 m, Bebauungshöhe 20 m, Ausrichtung gegen Nord 120° | 26 |
| Abb. 4-2: | Windrose und Windgeschwindigkeitsverteilung der AKS Düsseldorf 1981-1990 | 27 |
| Abb. A-1: | Sensitivität der Emissionen in Abhängigkeit von der Verkehrszusammensetzung bezogen auf die Pkw-Emissionen; oben Darstellung bis 3000 %, unten Darstellung bis 500 % (Verkehrssituation: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, dichter Verkehr, Bezugsjahr: 2015) | 44 |
| Abb. A-2: | Sensitivität der Emission bei Änderung der Verkehrssituation im Gebiet „Agglomeration“ als Kombination aus Straßentyp und Tempolimit (Verkehrszustand: dicht (LOS2), Längsneigung: eben (0), Bezugsjahr: 2015) für die Mischflotten bezogen auf HVS 50 | 45 |
| Abb. A-3: | Sensitivität der Emissionen bei Änderung des Verkehrszustandes (LOS) für 100% der Fahrzeuge für zwei beispielhafte Verkehrssituationen für die Mischflotte 1 (Verkehrssituation oben: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, Verkehrssituation unten: Agglomeration, Magistrale/Ringstr., Tempolimit 50, Bezugsjahr: 2015) | 47 |
| Abb. A-4: | Sensitivität der Emissionen von PM-Abgas, NO_x und NO_2 auf stufenweise Flottenumschichtungen für Diesel-Kfz (Verkehrssituation: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, dicht, Bezugsjahr: 2015) | 48 |
| Abb. A-5: | Sensitivität der Emissionen bei Änderung der Längsneigung auf einer in beide Richtungen befahrenen Straße bezogen auf Längsneigung = 0% für die Mischflotte 1 und die Mischflotte 2 (Verkehrssituation: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, dicht, Bezugsjahr: 2015) | 48 |
| Abb. A-6: | Sensitivität der Emissionen auf die Änderung der Längsneigung einer Einbahnstraße bezogen auf Längsneigung = 0 % für die Mischflotte 1 und die Mischflotte 2 (Verkehrssituation: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, dicht, Bezugsjahr: 2015) | 49 |
| Abb. A-7: | Sensitivität der Emissionen auf die Änderung der Längsneigung einer Einbahnstraße bezogen auf Längsneigung = 0 % mit 100 % der Fahrzeuge im LOS 1 (oben) bzw. LOS 4 (unten) (Verkehrssituation: Agglomeration, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50, Mischflotte 1, Bezugsjahr: 2015) | 49 |
| Abb. A-8: | Sensitivität der Zusatzkonzentration in einer Straßenschlucht auf Änderungen der Bebauungsgeometrie | 50 |

| | |
|--|----|
| Abb. A-9: Sensitivität der Zusatzbelastung auf den Baulückenanteil bezogen auf geschlossene Bebauung | 50 |
| Abb. A-10: Sensitivität der Zusatzbelastung in einer Straßenschlucht auf die Windgeschwindigkeit bezogen auf 2 m/s | 51 |
| Abb. A-11: Abhängigkeit der Zusatzkonzentrationen in einer Straßenschlucht von der Straßenraumgeometrie (Gebäudehöhezur Straßenschluchtbreite-Verhältnis) bei beidseitiger Bebauung ohne Lücken | 51 |
| Abb. A-12: Abhängigkeit der Zusatzkonzentrationen in einer Straßenschlucht von der Straßenraumgeometrie (Gebäudehöhe in Meter) bei beidseitiger Bebauung ohne Lücken | 52 |
| Abb. A-13: Abhängigkeit der Zusatzkonzentrationen in einer 20 m breiten Straßenschlucht von der Lückigkeit bei beidseitiger Bebauung | 52 |
| Abb. A-14: Beispiel der Abhängigkeit der Zusatzkonzentrationen in einer 20 m breiten und 20 m hohen Straßenschlucht von der mittleren jährlichen Windgeschwindigkeit | 53 |
| Abb. A-15: Windstatistik mit gerichteter Hauptwindrichtung | 53 |
| Abb. A-16: Windrichtungsabhängigkeit der Immissionen in einer beidseitigen Straßenschlucht (20 m breit und 20 m hoch, ohne Lücken) bei gerichteter Windstatistik | 53 |
| Abb. A-17: Vergleich der beidseitigen Bebauung mit der einseitigen Bebauung ohne Lücken | 54 |
| Abb. B-1: Lage und Bebauungsstruktur Frankfurter Allee sowie Modellgebiete | 56 |
| Abb. B-2: Windrichtungsabhängige Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen für die meteorologische Zeitreihe 2008 der Windmessstation Grunewald | 56 |
| Abb. B-3: Verteilung der Windgeschwindigkeiten, differenziert nach Ausbreitungsklassen, für die meteorologische Zeitreihe 2008 der Windmessstation Grunewald | 57 |
| Abb. B-4: Tagesganglinie der Anzahl Kfz, differenziert nach Wochentagen. Oben: Stadteinwärts Richtung West. Unten: Stadtauswärts Richtung Ost. | 57 |
| Abb. B-5: Wochentagsbezogene Tagesganglinie der mittleren Geschwindigkeit. Oben: Stadteinwärts Richtung West. Unten: Stadtauswärts Richtung Ost. | 58 |
| Abb. B-6: Geometrie des CPB-Querschnitts Frankfurter Allee auf der Höhe der Messstation (Punkt) mit Fahrspuren (schraffiert) und Randbebauung (grau). Blickrichtung Ost. | 58 |
| Abb. B-7: Modellgebiet LASAT und Untersuchungsgebiet mit Lage der Straßenachsen Frankfurter Allee für jede Fahrtrichtung, Messstation Friedrichshain sowie Lage und Höhe der Bebauung | 60 |
| Abb. B-8: Modellgebiet MISKAM und Untersuchungsgebiet mit Lage der Straßenachsen Frankfurter Allee für jede Fahrtrichtung, Messstation Friedrichshain sowie Lage und Höhe der Bebauung | 61 |
| Abb. B-9: LASAT-Ergebnis Jahresmittelwert der NO _x -Zusatzbelastung für 2008 im gesamten Modellgebiet | 62 |
| Abb. B-10: LASAT-Ergebnis Jahresmittelwert der NO _x -Zusatzbelastung für 2008 im Untersuchungsgebiet | 63 |
| Abb. B-11: MISKAM-Ergebnis Jahresmittelwert der NO _x -Zusatzbelastung für 2008 im Untersuchungsgebiet | 63 |
| Abb. B-12: Jahresmittelwert der NO _x -Zusatzbelastung für 2008 im Querschnitt Frankfurter Allee auf Höhe der Messstation Friedrichshain. Blickrichtung Ost. Oben: CPB. Mitte: LASAT. Unten: MISKAM. | 65 |
| Abb. B-13: Berechnete Zeitreihe der NO _x -Gesamtbelastung gegen Messwerte der Station Friedrichshain für 2008. Oben: CPB. Unten: LASAT. | 66 |
| Abb. B-14: Berechnete Zeitreihe der NO ₂ -Gesamtbelastung gegen Messwerte der Station Friedrichshain für 2008. Oben: CPB, PCE-Ansatz. Unten: CPB, Berkowicz-Ansatz. | 67 |
| Abb. B-15: Berechnete Zeitreihen und Messwerte der Station Friedrichshain exemplarisch für eine Woche im Juni 2008. Oben: NO _x . Unten: NO ₂ . | 68 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-----------|--|----|
| Tab. 2-1: | Klassifizierung der Ausbreitungsmodelle | 12 |
| Tab. 2-2: | Marktübersicht Produkte zur Ausbreitungsrechnung in Deutschland | 13 |
| Tab. 4-1: | Eingangsdaten und Ergebnisse für die Relevanzanalyse | 26 |
| Tab. 4-2: | Variationen der Eingangsdaten | 27 |
| Tab. 4-3: | Sensitivitäten der Gesamtbelastung bei Variation der Eingangsdaten sowohl einzeln als auch in Kombination für PM10 und NO ₂ | 28 |
| Tab. 4-4: | Sensitivitäten der Gesamtbelastung der Varianten A und B für PM10 und NO ₂ | 28 |
| Tab. A-1: | Grenz- und Zielwerte aus 39. BImSchV (2010) und EU (2008) | 36 |
| Tab. A-2: | Berücksichtigung des Planungsfaktors „Luftreinhaltung“ in deutschen gesetzlichen Regelwerken (Überarbeitung der Auswahl nach KUTTLER et al., 2003) | 37 |
| Tab. A-3: | Mischflottendefinition | 43 |
| Tab. A-4: | Definition der Gebiete nach INFRAS (2014) | 44 |
| Tab. A-5: | Definition der Straßentypen nach INFRAS (2014) | 45 |
| Tab. A-6: | Definition der Verkehrszustände (Level of Service) nach INFRAS (2014) | 45 |
| Tab. A-7: | Definition der Verkehrssituationen Innerorts, Verkehrszustand „dicht“, Pkw/LNfz und SLkw, nach INFRAS (2014) | 46 |
| Tab. B-1: | DTV- und SNfz-Werte Frankfurter Allee, fahrtrichtungsbezogen und als Summe | 57 |
| Tab. B-2: | Jahresmittel der berechneten NO _x -Emissionen für die beiden Fahrtrichtungen Ost und West | 58 |
| Tab. B-3: | Jahresmittelwerte NO _x und NO ₂ der Messstation Friedrichshain und der drei Modelle am Auswertungspunkt | 64 |
| Tab. B-4: | CPU-Zeiten für CPB, LASAT und MISKAM auf einer Q6600 2,4 GHz Quad CPU für das berechnete Beispiel Frankfurter Allee | 69 |

Glossar und Abkürzungen

| | |
|---------------------------|---|
| Abgas | Von Verbrennungsmotoren im Betrieb erzeugtes Gas, das durch den Auspuff freigesetzt wird. |
| advektiver Transport | In der Ausbreitungsrechnung die Bewegung von (Schadstoff-) Partikeln mit dem Feld der mittleren Geschwindigkeit (Windfeld). |
| AKS | Ausbreitungsklassen-Statistik |
| Anemometer | Gerät zur Messung der Windgeschwindigkeit, im Regelfall kombiniert mit einem Gerät zur Messung der Windrichtung. |
| Anemometerhöhe | Höhe, in der der Wind gemessen wird. Bei Übertragung der Messdaten an einen anderen Standort muss die Rauigkeitslänge am Standort des Anemometers und am neuen Standort bekannt sein und die Anemometerhöhe gegebenenfalls angepasst werden. |
| Anemometerposition | Standort des Anemometers |
| Atmosphärische Schichtung | Schichtung der Atmosphäre in Abhängigkeit vom vertikalen Temperaturgradienten. Es werden die drei Gleichgewichtszustände stabil, neutral / indifferent und labil unterschieden. |
| Aufpunkt | Punkt in einem Untersuchungsgebiet, an dem die Immissionskonzentration gemessen oder berechnet wird. |
| Ausbreitungsklasse | Charakterisierung des Turbulenzzustands der Atmosphäre, z. B. nach Klug / Manier. |
| Ausbreitungsmodell | Modell zur Berechnung der Konzentrationswerte von in der Luft befindlichen Spurenstoffen in einem Modellgebiet. |
| Ausrichtung | Orientierung einer Straße gegen Nord. |
| Baulückenanteil | Anteil der unbebauten Bereiche eines nicht geschlossen bebauten Straßenabschnitts. |
| Bebauungsabstand | Abstand der Randbebauung eines Straßenabschnitts quer zur Straße. Auch als Straßenraumbreite bezeichnet. |
| Bezugsjahr | Jahr, für das die Aussagen einer Modellierung ermittelt werden sollen. |
| Detailmodell | Mikroskaliges Modell zur Berechnung der Schadstoffkonzentrationen für Straßenräume in hoher räumlicher und / oder zeitlicher Auflösung. |
| diagnostisch | Modellansatz zur Berechnung von Wind- und Turbulenzfeldern; dabei wird ein vorgegebenes Windfeld zur Anpassung an eine Modelltopographie und gegebenenfalls Bebauung solange modifiziert, bis es divergenzfrei, d. h. massenkonsistent ist. Thermische Prozesse werden nicht berücksichtigt. |
| diffusiver Transport | In der Ausbreitungsrechnung die Bewegung von (Schadstoff-) Partikeln aufgrund von Geschwindigkeitsfluktuationen (stabilitäts- und turbulenzabhängig). |
| DTV | Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke. I. d. R. ein Jahresmittelwert, der in Kfz/d angegeben wird. Es existieren auch Angaben zu durchschnittlichen werktäglichen Verkehrsstärken (DTVw), die im Einzelfall mit geeigneten Faktoren in DTV-Werte umgewandelt werden müssen. |
| Emission | Freisetzung von Stoffen, im Allgemeinen Schadstoffen, in die Umwelt, i. d. R. angegeben in Masse pro Zeiteinheit. |
| Emissionsfaktor | Emission eines Stoffes durch ein Kfz auf einer Wegstrecke oder für eine Anzahl bzw. Zeiteinheit eines spezifischen Vorgangs. Wird für ein fahrendes Kfz z. B. in g/(Kfz x m) angegeben. |
| Emissionskataster | Zusammenstellung der Emissionen in einem Gebiet mit Angaben zu Art, Menge, räumlicher und zeitlicher Verteilung; häufig aufgeschlüsselt nach Verursachergruppen, z. B. Verkehr, Industrie, Hausbrand u. a. |
| Euler'sches Modell | Modellansatz, der die Gleichungen physikalischer Prozesse an ortsfesten Kontrollvolumen (z. B. Rasterzellen in einem Modellgebiet) löst. |
| Euro-Stufe (Euro-Norm) | Aufgrund von EU-Richtlinien vorgegebene Einstufung der Kfz in Schadstoffklassen durch Festlegung von Emissionshöchstmengen pro Fahrzeug. |
| Fahrleistung | Summe der von Kfz innerhalb eines Zeitraums zurückgelegten Wegstrecke in einem Bezugsgebiet (z. B. Straße, Straßennetz), gegebenenfalls differenziert nach Fahrzeugkategorien. |
| Fahrmuster | Typisches Fahrverhalten, das durch kinematische Kenngrößen, wie mittlere Geschwindigkeit und Dynamik, beschrieben werden kann. |
| Fahrzeugkategorie | Einteilung der Fahrzeuge gemäß HBEFA in Pkw, Leichte Nutzfahrzeuge (LNfz), Schwere Nutzfahrzeuge (SLkw), Reisebusse, Linienbusse und Motorräder. |
| Fahrzeugschicht | Feinste Differenzierungsebene für Kfz im HBEFA, die die Kfz in Gruppen mit vergleichbarem Emissionsverhalten einteilt und nach Fahrzeugkategorie, Motortyp, Hubraum und Emissionskonzept (Fahrzeugalter bzw. Euro-Stufe) unterscheidet. |
| Flottenzusammensetzung | Zusammensetzung des gesamten Fahrzeugbestandes, z. B. eines Bundeslandes, oder des fahrleistungsgegewichteten Bestandes, z. B. auf einem Straßennetz, unterteilt nach z. B. Euro-Stufen oder Fahrzeugschichten. |
| Ganglinien | Anteilswerte an Gesamtwerten, wie z. B. Jahresmittelwerten, für bestimmte Zeiteinheiten, z. B. Tagesstunden, Wochentage, Monate, die die zeitliche Variation der Größe beschreiben. Ganglinien können z. B. für verschiedene Fahrzeugkategorien und / oder Straßenarten jeweils als Paket aus sieben Tagesganglinien von je 0 - 24 Uhr zur Aufteilung auf die Tagesstunden der einzelnen Wochentage, einer Wochenganglinie zur Aufteilung auf die Wochentage und einer Monatsganglinie zur Aufteilung auf die Monate vorliegen. |

| | |
|--------------------------------------|--|
| Gaußmodell | Ausbreitungsmodell, das auf der Lösung der stationären Diffusionsgleichung unter einer Reihe einschränkender Randbedingungen beruht. |
| Gesamthintergrundniveau | s. Vorbelastung |
| Globalstrahlung | Summe aus direkter Sonnenstrahlung und diffuser Strahlung. |
| Gradient der potentiellen Temperatur | Maß für die Stabilität der atmosphärischen Schichtung (stabil: > 0, neutral: = 0, labil: < 0) |
| HBEFA | Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Entwickelt im Auftrag von UBA Berlin, BUWAL Bern und UBA Wien (INFRAS, 2010). Datenbank mit Informationen zu Flottenzusammensetzungen, Verkehrssituationen und Emissionsfaktoren in Deutschland, Österreich und der Schweiz. Es dient als Grundlage fast aller Berechnungen zu Kfz - Emissionen in Deutschland. |
| Hotspot | Durch Luftschadstoffe hoch belasteter Bereich. |
| hydrostatisch | Es werden nur statische Druckänderungen der Atmosphäre berücksichtigt, keine dynamischen Druckänderungen. |
| Immission | Einwirkung der Emissionen auf die Umwelt, i. d. R. als Konzentrationswert angegeben. |
| Kaltstart | Start eines Kfz nach einer Abstelldauer von mehr als acht Stunden (echter Kaltstart) und Start nach kürzeren Abstellauern (Kühlstart) |
| Kaltstartanteil | Anteil der Kfz, für die Kaltstart berücksichtigt wird. |
| Kapazität | Größte Verkehrsstärke, die in einem bestimmten Straßenquerschnitt oder auf einer Fahrspur in einer Zeiteinheit erreicht werden kann, angegeben z. B. in Kfz/h. |
| Kfz | Kraftfahrzeug; Sammelbegriff für motorgetriebene, nichtschienengebundene Landfahrzeuge. |
| km | Kilometer |
| Konservativer Ansatz | Vorgehensweise, die bei Unsicherheiten in der Datenlage oder Methodik tendenziell höhere Immissionsbelastungen liefert, die dann gegebenenfalls zu strikteren Maßnahmen führen. Beispiel: Ansetzen aktueller Vorbelastungswerte auch für die Zukunft, Verwendung der größeren Kfz-Zahlen bei zwei verschiedenen Zählungen am gleichen Ort. |
| Konzentration | Angabe über die Menge des betrachteten Stoffes in einer Volumeneinheit Luft, i. d. R. angegeben in Masse/Volumen (z. B. $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Kann auch in Anzahl/Anzahl (z. B. ppm) angegeben werden. |
| Kurzzeitgrenzwert | Grenzwert, der sich auf Kurzzeitkennwerte bezieht, z. B. erlaubte Anzahl von Überschreitungen eines Tagesmittels. |
| Kurzzeitkennwert | Konzentrationswert, der sich auf einen Mittelungszeitraum kürzer als ein Jahr bezieht, z. B. Tages- oder Stundenmittels. |
| Lagrange-Modell | Modellansatz, der die Bewegung von (Schadstoff-)Partikeln entlang der Charakteristik des advektiven Transports beschreibt. Dabei wird der advektive Anteil des Transports berechnet, indem die Bewegung der dem System zugeführten Partikel entlang ihrer jeweiligen Bahnlinie verfolgt wird. Der diffusive Anteil wird über eine Zufallsvariable erfasst. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Partikeln im Modellgebiet. Durch Auszählen der Partikel in einem Raum- und Zeitraster kann aus der Partikelverteilung eine Konzentrationsverteilung errechnet werden. |
| Level Of Service | Verkehrszustand, der im HBEFA in die vier Stufen „flüssig“, „dicht“, „gesättigt“ und „Stop&Go“ differenziert wird (s. Tabelle A-6). |
| LNfz | Leichte Nutzfahrzeuge; Kfz bis einschließlich 3,5 t zulässiger Gesamtmasse |
| LOS | s. Level of Service |
| Mikroskala | Skala, in der atmosphärische Phänomene mit einer räumlichen Ausdehnung von < 10 m bis etwa 1 km betrachtet werden. |
| MLuS | Merkblatt über Luftverunreinigung an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung. Gegenstand des von der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen herausgegebenen Merkblatts ist die Abschätzung der Immissionssituation an Straßenabschnitten für bestimmte Straßen mit einem DTV-Wert > 5000 Kfz/d, Geschwindigkeiten über 50 km/h und mindestens 50 % Lücken innerhalb der Randbebauung. |
| Modellgebiet | Gebiet, für das eine Modellrechnung (z. B. Strömungsmodellierung, Ausbreitungsrechnung) durchgeführt wird. Insbesondere bei Detailmodellen i. d. R. größer als das Untersuchungsgebiet. |
| Modellgitter | Strömungs- und Ausbreitungsmodelle, die flächenhafte Ergebnisse für ein Modellgebiet liefern, verwenden im Allgemeinen ein Gitter, welches das Modellgebiet mit einer bestimmten Auflösung in Gitterzellen unterteilt. |
| Monin-Obukhov-Länge | Die Monin-Obukhov-Länge beschreibt den vertikalen Massenaustausch aus dem Verhältnis von mechanischer Turbulenz und thermischem Auftrieb und ist ein Maß für die Stabilität der Schichtung in der bodennahen Atmosphäre. |
| nicht-hydrostatisch | Es werden statische und dynamische Druckänderungen der Atmosphäre berücksichtigt. |
| NO | Stickstoffmonoxid |
| NO ₂ | Stickstoffdioxid |
| NO _x | Stickstoffoxide |

| | |
|-------------------------------|--|
| Nutzfahrzeuge, leichte (LNfz) | Kfz bis einschließlich 3,5 t zulässiger Gesamtmasse |
| Nutzfahrzeuge, schwere (SNfz) | Kfz über 3,5 t zulässiger Gesamtmasse |
| PCE-Ansatz | Ansatz zur Abschätzung der NO ₂ -Gesamtbelastung in der Straßenschlucht über das photochemische Gleichgewicht ("PCE": Photochemical Equilibrium) |
| PM10 | Partikel, die einen gröÙenselektierenden Lufterlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist. |
| PM2,5 | Partikel, die einen gröÙenselektierenden Lufterlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist. |
| PM-Abgas | Partikelemission aus dem Abgas, d. h. über den Auspuff freigesetzt. |
| prognostisch | Modellansatz zur Berechnung von Wind- und Turbulenzfeldern; dabei werden die strömungsdynamischen Grundgleichungen (Energie-, Masse- und Impulserhaltung) mit unterschiedlichen Vereinfachungen verwendet. Thermische und dynamische Prozesse können berücksichtigt werden. Prognostische Modelle sind deutlich rechenzeitaufwändiger als diagnostische Modelle. |
| Rauigkeitslänge | z_0 ; Beschreibung der Bodenrauigkeit an einem Standort oder im Untersuchungsgebiet, abhängig von der Landnutzung. |
| Regionalmodell | Mesoskaliges Modell zur Berechnung der Schadstoffkonzentrationen für Regionen, Gebiete oder Städte. |
| RPA | Relative positive Beschleunigung (relative positive acceleration) |
| Schadstoffminderungsstufe | s. Euro-Stufe |
| Schichtanteil | Anteil einer Fahrzeugschicht innerhalb einer Fahrzeugkategorie. |
| Screeningmodell | Vereinfachter Modellierungsansatz zur Berechnung von Konzentrationen in bebauten Straßenabschnitten. |
| Skala | Räumliche und / oder zeitliche Ausdehnung, z. B. bei der Charakterisierung von Prozessen oder Modellanwendungen. |
| SLkw | Schwere LKW, s. SNfz (Schwere Nutzfahrzeuge) |
| SNfz | Schwere Nutzfahrzeuge; Kfz über 3,5 t zul. Gesamtmasse |
| Straßenraumbreite | s. Bebauungsabstand |
| Strömungsmodell | Modell zur Berechnung von Wind- und Turbulenzfeldern in einem Modellgebiet. |
| Topographie | Darstellung des Reliefs (Orographie) und der Beschaffenheit (Landnutzung) der Erdoberfläche eines Gebiets. |
| Turbulenzzustand | Der Turbulenzzustand beschreibt die Stabilität der atmosphärischen Schichtung. Diese beeinflusst die Vermischung und Verdünnung emittierter Spurenstoffe in der Atmosphäre. |
| Überdachkonzentration | Vorbelastung eines Straßenabschnitts, die z. B. mit einem Regionalmodell ohne Berücksichtigung von Gebäuden als gedachtes Konzentrationsniveau über den Dächern des Straßenabschnitts modelliert wird. |
| Untersuchungsgebiet | Gebiet, das zu untersuchen ist bzw. für das Modellergebnisse ausgewertet werden. Insbesondere bei Detailmodellen i. d. R. kleiner als das Modellgebiet. |
| Verkehrsbelastung | s. Verkehrsstärke |
| Verkehrsfluss | Raum-Zeit-Variation der Bewegung einzelner Fahrzeuge oder Fahrzeuggruppen auf einem Straßenabschnitt. |
| Verkehrssituation | Charakterisierung der verkehrlichen Merkmale eines Straßenabschnitts durch z. B. Verbindungstyp (Autobahn, Außer- oder Innerortsstraße), Ausbaugrad, Tempolimit, Kurvigkeit, usw. Im HBEFA sind die Verkehrssituationen durch Linearkombinationen von Fahrmustern definiert. |
| Verkehrsstärke | Anzahl der Kfz, die pro Zeiteinheit einen Querschnitt einer Straße oder Fahrspur passieren, i. d. R. angegeben als DTU. |
| Verkehrszusammensetzung | Zusammensetzung des Fahrzeugbestandes nach Fahrzeugkategorien. |
| Vorbelastung | Immissionsbelastung, die aus Emissionen resultiert, die bei der Ausbreitungsrechnung nicht explizit berücksichtigt wurden. Als alternativer Begriff wird für Vorbelastung häufig auch Gesamthintergrundniveau verwendet. |
| Windfeldmodell | s. Strömungsmodell |
| z_0 | Rauigkeitslänge, s. dort |
| Zeitreihe | Zeitabhängige Folge von Datenpunkten einer bestimmten Größe (z. B. Temperatur, DTU, NO ₂ -Konzentration). |
| Zusatzbelastung | Immissionsbelastung, die aus den bei einer Ausbreitungsrechnung explizit berücksichtigten Emissionen resultiert. Wird i. d. R. nur für Berechnungen mit Screening- und Detailmodellen verwendet. |
| 2,5-dimensional | Begriff zur Beschreibung von Detailmodellen für Straßenräume, die verschiedene 2-dimensionale Modellierungsansätze für Quer- und Längsanströmung kombinieren. |

