

Universität Stuttgart
Studiengang Umweltschutztechnik

Diplomarbeit

Bewertung von Umweltwirkungen aus dem
Energieverbrauch des ÖPNV – Entwicklung
einer Methode für Variantenvergleiche unter
Berücksichtigung der verkehrlichen Wirkungen

vorgelegt von

Christine Schmid

bei

Prof. Dr.-Ing. Dr.-Ing. E. h. G. Heimerl

Institut für Eisenbahn- und Verkehrswesen der Universität Stuttgart

September 2001

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Verkehrsbedingte Ursachen von Energieverbrauch	3
3	Umweltrelevante Wirkungen des Energieverbrauchs	4
3.1	Luftschadstoffe	4
3.1.1	Kohlendioxid	4
3.1.2	Kohlenmonoxid	6
3.1.3	Schwefeldioxid.....	6
3.1.4	Stickoxide	8
3.1.5	Flüchtige organische Verbindungen	9
3.1.6	Photooxidantien	10
3.1.7	Partikel.....	11
3.1.8	Schwermetalle	13
3.2	Weitere Wirkungen	13
3.2.1	Freisetzung von Öl.....	13
3.2.2	Flächeninanspruchnahme.....	14
3.2.3	Abwärme.....	15
3.2.4	„Elektrosmog“	15
3.2.5	Besonderheiten bei der Stromerzeugung mit Kernenergie	15
4	Methodisches zur Bewertung	18
4.1	Allgemeines.....	18
4.2	Schadenskostenansatz/Beseitigungskostenansatz.....	19
4.3	Vermeidungskostenansatz	20
4.4	Zahlungsbereitschaftsansatz.....	21
4.5	Soziale Zeitpräferenzrate/Diskontsatz	22
4.6	Bewertung von Todesfällen	23
4.7	Risikoaversion	23
5	Quantifizierung des Energieverbrauchs und Bewertung dessen Auswirkungen bei standardisierten Bewertungsverfahren	25
5.1	Bewertungsverfahren für die Aufstellung des Bundesverkehrswegeplans 25	
5.1.1	Allgemeines	25
5.1.2	Verkehrsprognose	26
5.1.3	Quantifizierung der Schadstoffe.....	27
5.1.4	Bewertung/Monetarisierung	30
5.1.5	Kritik.....	35
5.2	Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen	40
5.2.1	Allgemeines	40
5.2.2	Verkehrsprognose	41
5.2.3	Quantifizierung der Schadstoffe.....	42

5.2.4	Bewertung/Monetarisierung	42
5.2.5	Kritik.....	44
5.3	Standardisierte Bewertung von Verkehrsweeinvestitionen im ÖPNV	47
5.3.1	Allgemeines	47
5.3.2	Verkehrsprognose	49
5.3.3	Quantifizierung der Schadstoffe.....	51
5.3.4	Bewertung/Monetarisierung	52
5.3.5	Kritik.....	53
6	Notwendigkeit eines neuen Bewertungsansatzes	55
7	Entwicklung einer verbesserten Bewertungsmethode (Variantenvergleich)	57
7.1	Einleitung.....	57
7.2	Wahl der Bilanzgrößen	58
7.3	Verkehrsprognose	60
7.4	Energieverbrauch und Emissionen.....	62
7.4.1	Direkte Emissionen	64
7.4.2	Indirekte Emissionen.....	68
7.5	Bewertung	80
7.5.1	Untersuchung vorhandener Bewertungsansätze	80
7.5.2	Bewertung im Variantenvergleich	86
8	Anwendung des Variantenvergleichs am Beispiel der Linie U15 in Stuttgart	92
8.1	Beschreibung des Investitionsvorhabens	92
8.2	Durchführung der Standardisierten Bewertung	93
8.3	Durchführung des Variantenvergleichs.....	93
9	Kritische Betrachtung des Variantenvergleichs	97
10	Zusammenfassung	100
	Literaturverzeichnis	102

Anhang A: Formblätter für den Variantenvergleich

Anhang B: Datenblätter für den Variantenvergleich

Anhang C: Ausgefüllte Formblätter Standardisierte Bewertung

Anhang D: Ausgefüllte Formblätter Variantenvergleich

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Strom- und Kraftstoffverbrauch von Schienenfahrzeugen im BVWP ...	28
Tabelle 2:	Emissionsfaktoren für Schienenfahrzeugen im BVWP	28
Tabelle 3:	Kraftstoffverbräuche von Pkw und Bussen im BVWP '92 für das Jahr 2010	29
Tabelle 4:	Dichtewerte für Otto- und Dieselmotoren	29
Tabelle 5:	Emissionsfaktoren für Pkw und Busse im BVWP '92	30
Tabelle 6:	Toxizitätsfaktoren im BVWP	31
Tabelle 7:	Toxizitätsfaktoren in den EWS	43
Tabelle 8:	Kostenkomponenten in den EWS	45
Tabelle 9:	CO ₂ -Emissionen, weitere Schadstoffe und Primärenergieverbrauch in der Standardisierten Bewertung	52
Tabelle 10:	Kostensätze für CO ₂ und Primärenergieverbrauch in der Standardisierten Bewertung	53
Tabelle 11:	Fahrtweitenverteilung MIV im Handbuch für Emissionsfaktoren	65
Tabelle 12:	Emissionen bei der PKW-Bereitstellung bei verschiedenen Autoren ...	69
Tabelle 13:	Verwendete Emissionsfaktoren der Stromerzeugung bei der Pkw- Bereitstellung	69
Tabelle 14:	Materialzusammensetzung Pkw	70
Tabelle 15:	Emissionen in kg/t Fahrzeug bei der Bereitstellung von ÖV-Fahrzeugen	72
Tabelle 16:	Emissionen bei der Infrastrukturbereitstellung nach Infrac	73
Tabelle 17:	Emissionen bei der Bereitstellung von Kraftstoff	75
Tabelle 18:	Emissionsfaktoren der Strombereitstellung	77
Tabelle 19:	Kraftwerksmix bei verschiedenen Autoren	77
Tabelle 20:	tatsächliche und Ersatzemissionsfaktoren	80
Tabelle 21:	Toxizitätsäquivalente	81
Tabelle 22:	Emissionszuschläge nach Infrac/Econcept/Prognos	84
Tabelle 23:	Wirkungsbereiche und zugeordnete Erfassungsgrößen in Ökobilanzen	85
Tabelle 24:	Gegenüberstellung der Kostensätze verschiedener Studien	86
Tabelle 25:	Kostensätze für Schadstoffemissionen im Variantenvergleich	89

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Bewertung von Luftschadstoffemissionen im BVWP '92	32
Abbildung 2: Bewertung von Luftschadstoffen im BVWP, Vorschlag von Heusch/Boesefeldt	34
Abbildung 3: Quantifizierung der Emissionen im Variantenvergleich	63
Abbildung 4: relative Anteile der Emissionsarten für ein Beispielfahrzeug.....	66
Abbildung 5: Emissionen Strombereitstellung	78
Abbildung 6: Bewertung von Luftschadstoffen nach [16]	82
Abbildung 7: Gesamtnutzen	94
Abbildung 8: Nutzenkomponenten nach Schadstoff.....	94
Abbildung 9: Nutzenkomponenten nach Entstehungsursache	95

Abkürzungsverzeichnis

Äquiv.	Äquivalent
BVWP	Bundesverkehrswegeplan
CH ₄	Methan
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
DT	Doppeltriebwagen
EE	Ersatzemissionen
EEF	Ersatzemissionsfaktor
EWS	Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoff
Fzkm	Fahrzeugkilometer
GT	Gelenktriebwagen
GVFG	Gemeindeverkehrsfinanzierungsgesetz
HC	Kohlenwasserstoffe
IFEU	Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg e. V.
IV	Individualverkehr
MIV	motorisierter Individualverkehr
MJ	Megajoule
N ₂ O	Distickstoffoxid
NE-Metalle	Nicht-Eisen-Metalle
NGL	Niederflurgelenkbus
NKU	Nutzen-Kosten-Untersuchung
NL	Niederflurlinienbus
NMVOG	Nicht-Methan VOC
NO	Stickstoffmonoxid

NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickoxide
O ₃	Ozon
OH-Radikal	Hydroxyl-Radikal
ÖPNV	öffentlicher Personennahverkehr
ÖV	öffentlicher Verkehr
p. a.	pro anno (jährlich)
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PEV	Primärenergieverbrauch
PM ₁₀	Partikel kleiner als 10 µm
PO ₄	Phosphat
ppm	parts per million (10 ⁻⁶)
SEG	Schadstoffeinwohnergleichwert
sfr	Schweizer Franken
SO ₂	Schwefeldioxid
SPNV	Schienenpersonennahverkehr
Standardisierte Bewertung	Standardisierte Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen des öffentlichen Personennahverkehrs
tkm	Tonnenkilometer
UCPTE	Union pour la Coordination et la Production et du Transport de l'Electricité (europäisches Stromverbundnetz)
UPI	Umwelt- und Prognoseinstitut Heidelberg e. V.
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
VOC	volatile organic compounds (leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe)

1 Einleitung

Bei Investitionen der öffentlichen Hand in Verkehrsinfrastrukturprojekte ist es erforderlich, die absolute Vorteilhaftigkeit möglicher Maßnahmen festzustellen, und – da die finanziellen Mittel begrenzt sind – eine Auswahl zu treffen. Maßstab hierfür ist in der Regel eine gesamtwirtschaftliche Bewertung. In Deutschland werden derzeit drei Verfahren für die gesamtwirtschaftliche Bewertung von Verkehrsinfrastrukturinvestitionen verwendet:

Das Verfahren zur Aufstellung des Bundesverkehrswegeplans (BVWP) [1], die Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen (EWS) [2] und die Standardisierte Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen des öffentlichen Personennahverkehrs [3].

Bewertet werden dabei vor allem Kosten für Bau und Betrieb, Reisezeit, Unfälle und Umweltwirkungen.

Aufgabe der vorliegenden Arbeit ist es, zu untersuchen, wie die Wirkungen des Energieverbrauchs auf die Umwelt bei den genannten Verfahren behandelt werden und ein Verfahren zu entwickeln, mit dem diese Wirkungen bei Infrastrukturinvestitionen des öffentlichen Verkehrs genauer abgebildet und bewertet werden können. Lärm und anlagebedingte Beeinträchtigungen wie z. B. Zerschneidungswirkungen werden nicht betrachtet.

Es wird zunächst beschrieben, wodurch in einem Verkehrssystem Energieverbräuche bedingt sind, anschließend werden die bekannten Wirkungen auf die Umwelt untersucht und dargelegt. In einem weiteren Kapitel wird auf die Grundlagen der Bewertung und Monetarisierung eingegangen.

Nach diesen grundsätzlichen Betrachtungen werden die Bewertungsverfahren untersucht im Hinblick auf die dort behandelten Energieverbräuche, Emissionen, Umweltschäden und Monetarisierungsansätze. Aus der kritischen Betrachtung der Verfahren heraus wird mithilfe zusätzlicher Literatur eine Methode entwickelt, mit der ein Variantenvergleich bei Infrastrukturprojekten des öffentlichen Verkehrs durchgeführt werden kann. Sie baut auf die Standardisierte Bewertung auf, ist jedoch an verschiedenen Punkten erweitert und enthält eigene Kostensätze.

Als Abrundung dieser Arbeit wird das Verfahren an einem Beispiel demonstriert und einer kritischen Betrachtung unterzogen.

Die monetäre Bewertung bringt es mit sich, dass an vielen Stellen mit Geldeinheiten gerechnet wird. Da auf unterschiedliche Quellen zurückgegriffen wird, tauchen Kostensätze in verschiedenen Einheiten wie Schweizer Franken (sfr), Deutsche Mark (DM) und Euro (€) auf. Da die Umrechnung aller Werte in € die Nachvollziehbarkeit erschwert und eine Doppelangabe in € und DM die Lesbarkeit beeinträchtigt hätte, hat sich die Verfasserin entschieden, alle Angaben in ihren originären Einheiten zu belassen. Um eine Umrechnung zu ermöglichen, seien an dieser Stelle die Umrechnungskurse angegeben:

1 € entspricht 1,95583 DM.

1 € entspricht zur Zeit ungefähr 1,5 sfr.

Ein kurzer Hinweis zur Zitierweise sei dem Leser mit auf den Weg gegeben:

Zum Teil befinden sich Quellenangaben vor, zum Teil nach dem Satzendezeichen. Dies ist nicht auf ein Versehen zurückzuführen, sondern kennzeichnet jeweils, ob sich die Angabe auf den letzten Satz oder den gesamten Absatz bezieht.

2 Verkehrsbedingte Ursachen von Energieverbrauch

Ein Verkehrssystem setzt sich aus verschiedenen Teilbereichen wie Fahrzeug, Fahrweg und Fahrbetrieb zusammen. Genauso wie in allen Bereichen der Wirtschaft ist jeder Bereich mit dem Verbrauch von Energie verbunden und es entstehen Umweltbelastungen.

In den in Kapitel 5 diskutierten Bewertungsverfahren werden lediglich antriebsbedingte Emissionen betrachtet, die im öffentlichen und im Individualverkehr (ÖV und IV) entstehen, sei es durch Verbrennungsmotoren oder in Kraftwerken bei der Produktion von Fahrstrom. Diese Emissionen werden als direkte Emissionen bezeichnet.

Darüber hinaus fallen jedoch auch indirekte Emissionen an. Hierzu zählt man diejenigen, die bei der Bereitstellung von Energieträgern, Fahrzeugen und der Infrastruktur entstehen. Bei Fahrzeugen und Infrastruktur sind darunter Emissionen aus allen Lebensphasen – Produktion, Betrieb und Instandhaltung sowie Entsorgung – zu verstehen.

Ursachen für Energieverbräuche sind neben dem Antrieb der Fahrzeuge vor allem die Herstellung von Materialien (z. B. Metalle), die Verarbeitung von Material (z. B. Schweißen), Bau von Infrastruktur (z. B. Haltestellen, Gleisanlagen und Tunnel), Stromverbrauch für Licht und maschinelle Anlagen (z. B. Signalanlagen, Beleuchtung, Fahrtreppen) während des Betriebs, Transporte (z. B. des fertigen Fahrzeugs zum Kunden) und Entsorgung von Abfällen (z. B. Schlacke aus Kraftwerken).

Bei all diesen Prozessen treten auch gegenseitige Abhängigkeiten auf, z. B. wird für Transporte Kraftstoff benötigt, der seinerseits u. a. auf der Straße transportiert wird. Dabei wird die Verkehrsinfrastruktur benutzt, bei deren Instandhaltung Baumaschinen eingesetzt werden, die Kraftstoff verbrauchen usw.

Derartige Ketten können nach Belieben fortgeführt werden, wobei der Einfluss auf das Endergebnis von Stufe zu Stufe abnimmt.

3 Umweltrelevante Wirkungen des Energieverbrauchs

3.1 Luftschadstoffe

Die meistbetrachteten Wirkungen des Energieverbrauchs auf die Umwelt entstehen durch das Verbrennen von (zumeist fossilen) Energieträgern und die damit verbundenen Luftschadstoffemissionen. Den größten Anteil gasförmiger Schadstoffe stellen Kohlendioxid (CO_2), Kohlenwasserstoffe (HC), Stickoxide (NO_x), Kohlenmonoxid (CO) und Schwefeldioxid (SO_2). Diese und andere Schadstoffe haben u. a. folgende Wirkungen: Beeinträchtigung der Gesundheit von Menschen und Tieren, Schädigung der Vegetation und des Bodens, Verschmutzung und Schädigung von Materialien, Veränderung der Sonneneinstrahlung und Beeinflussung des Klimas.

Durch mechanische Prozesse (z. B. nasse Deposition), energetische (z. B. Photolyse) und chemische (Radikalkettenreaktionen) werden diese Stoffe nach einer gewissen Zeit wieder aus der Atmosphäre entfernt oder in andere Stoffe umgewandelt, die ihrerseits wieder eine Schadwirkung entfalten können. Ob ein Schadstoff nur lokal oder sogar global wirkt, hängt von der Lebensdauer ab. Die Lebensdauern verschiedener Schadstoffe variieren sehr stark. Als Orientierung kann der Vergleich mit der hemisphärischen Durchmischungszeit dienen. Das ist die Zeit, in der ein Stoff homogen über einer Erdhalbkugel vermischt wird. Sie beträgt ca. ein bis zwei Monate.

Im Folgenden werden die wichtigsten Schadstoffe kurz besprochen, die Informationen sind weitgehend [1] entnommen.

3.1.1 Kohlendioxid

Kohlendioxid ist ein ungiftiges, äußerst langlebiges Gas. Es hat bei natürlicher Luftzusammensetzung einen sehr geringen Volumenanteil von 0,0347 %. Dennoch ist es überaus bedeutend für das Leben auf der Erde: Gemeinsam mit anderen Gasen, insbesondere Wasserdampf, verursacht es den *natürlichen Treibhauseffekt*, indem es die Strahlungsbilanz der Erde beeinflusst und damit die durchschnittliche Temperatur auf der Erdoberfläche um 33 Kelvin hebt.

CO₂ ist Bestandteil eines sensiblen Gleichgewichtssystems. Neben seinem Vorkommen in der Atmosphäre spielt es eine Rolle beim Pflanzenwachstum, indem es resorbiert und in Pflanzenmasse umgewandelt wird; außerdem sind große Menge in den Ozeanen gelöst. Durch die Verbrennung fossiler Energieträger wird zusätzlich zu den natürlichen Emissionen weiteres Kohlendioxid freigesetzt. Obwohl der Anteil der anthropogenen an den Gesamtemissionen mit 3,5 % gering ist, führt dies zu einem messbaren Anstieg des Kohlendioxidgehaltes in der Atmosphäre um ca. 0,3 % p. a. Mit dem Anstieg des Gehalts an Kohlendioxid und anderen Treibhausgasen in der Atmosphäre wird eine Änderung des Weltklimas erwartet. In erster Linie handelt es sich dabei um eine globale Erwärmung, deren offensichtlichsten Auswirkungen in der Ausweitung der Wüsten und dem Anstieg des Meeresspiegels (durch Wärmeausdehnung der Wassermassen und Abschmelzen von Gletschern und Eismassen der Antarktis) und dadurch bedingten Überflutungen großer Landflächen liegen werden. Weitere Folgen sind zu erwarten, so z. B. die Zerstörung natürlicher Ökosysteme wie Korallenriffe oder tropische Regenwälder, Artensterben, der Rückgang landwirtschaftlicher Erträge, die verstärkte Ausbreitung von Krankheiten wie Malaria, zunehmende Wasserknappheit sowie eine Häufung von Naturkatastrophen [5].

In welchem Ausmaß sich diese Folgen bewegen werden, ist allerdings schwer abschätzbar, da mit Rückkopplungs- und v. a. mit Verstärkungseffekten zu rechnen ist. So ist z. B. durch die Versteppung und der damit verbundenen Abnahme der Pflanzenmasse mit einer Erhöhung der natürlichen CO₂-Emissionen zu rechnen; durch die Erwärmung der Meere sinkt die Löslichkeit für CO₂ und beträchtliche Mengen werden zusätzlich freigesetzt oder eine durch die Erwärmung bedingte Zunahme des Wasserdampfs in der Atmosphäre verstärkt den Treibhauseffekt.

Bei der Betrachtung des anthropogenen Treibhauseffekts darf nicht unerwähnt bleiben, dass nur ca. 60 % davon von CO₂ verursacht wird. Weitere Treibhausgase sind Methan (CH₄), Distickstoffoxid (N₂O) sowie die Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW), die alle ein wesentlich höheres Treibhauspotential haben, jedoch durch die geringeren emittierten Mengen weniger ins Gewicht fallen.

3.1.2 Kohlenmonoxid

CO entsteht durch unvollständige Verbrennung sowie durch die Oxidation von Kohlenwasserstoffen durch Hydroxyl-Radikale (OH-Radikale). Anthropogene Quellen machen etwa 60 % der Emissionen aus. Die Lebensdauer liegt bei 40 Tagen, der Großteil der CO-Moleküle wird durch OH-Radikale, ein weiterer Teil durch im Boden lebende Mikroorganismen abgebaut.

CO wirkt auf den Menschen toxisch, indem es sich an das Hämoglobin (rote Blutkörperchen) bindet und so die Sauerstoffaufnahme verhindert. Diese Wirkung tritt nicht sofort ein, sondern es dauert mehrere Stunden, bis der maximale CO-Gehalt im Blut erreicht ist.

In den Städten liegt die CO-Konzentration um 5 bis 200 parts per million (ppm). Bei etwa 60 ppm sind eine Beeinträchtigung der Leistungsfähigkeit, Anzeichen von Schwäche und leichte Kopfschmerzen zu erwarten, bei höheren Konzentrationen Kopf- und Leibschmerzen, Müdigkeit und beginnende Bewusstseins Einschränkungen.

Durch die Weiterentwicklung der Motortechnik konnten die CO-Emissionen in der Vergangenheit immer weiter gesenkt werden, so dass ihnen heute im Vergleich zu anderen Schadstoffen keine große Bedeutung mehr eingeräumt wird [6].

3.1.3 Schwefeldioxid

SO₂ entsteht bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern, die in kleinen Mengen Schwefel (in Form von Pyrit) enthalten. Durch die Verwendung von schwefelarmen Kraftstoffen und Rauchgasentschwefelung in Kraftwerken konnten die SO₂-Emissionen in den letzten Jahrzehnten stetig gesenkt werden.

Die Lebensdauer von SO₂ in der Atmosphäre beträgt nur wenige Tage. Die Entfernung geschieht je zur Hälfte durch nasse und trockene Deposition (Auswaschung bzw. Ablagerung auf Oberflächen). Gelöst in Wasser bildet SO₂ schweflige Säure, die gemeinsam mit Salpetersäure (aus NO_x) und Salzsäure den „sauren Regen“ verursacht, wobei SO₂ einen Anteil von 80 % ausmacht (nach [4], der Anteil liegt durch den Rückgang der SO₂-Emissionen in den vergangenen Jahren inzwischen sicherlich niedriger).

Es sind zahlreiche Schadwirkungen von SO_2 bekannt. Beim Menschen verursacht es eine Reizung und Schädigung der Schleimhäute von Augen und Atemwegen und Reizhusten, bei höheren Konzentrationen kommt es zu Vergiftungserscheinungen und einer erhöhten Sterblichkeit.

Auch Pflanzen reagieren sehr empfindlich auf SO_2 . Es stört den natürlichen Ablauf der Photosynthese und führt damit zu einer Schädigung der Blätter und ggf. zum Absterben. Besonders empfindlich und damit als Indikator geeignet sind bestimmte Moos- und Flechtenarten.

Vielfach wurde saurer Regen auch mit den neuartigen Waldschäden in Verbindung gebracht, die sich in Nadel- und Blattverfärbungen, verlichteten Kronen, Triebverkürzungen, Blattfall im Sommer und Rindenrissen zeigen. Die genauen Ursachen hierfür sind allerdings nicht bekannt. Man geht von einem Ursachenkomplex aus: Durch ein Überangebot an Stickstoff in der Luft und im Boden (Eutrophierung) wird das Wachstum angeregt. Für ein verstärktes Wachstum sind jedoch zusätzlich auch mehr Wasser und mehr Mineralstoffe wie Kalzium, Magnesium und Kalium erforderlich.

Gleichzeitig erfolgt durch saueren Niederschlag eine Versauerung des Bodens, wovon Waldböden besonders stark betroffen sind, da bei ihnen zusätzlich ein Säureeintrag durch Abwaschen des trockenen Niederschlags von Blättern und Nadeln erfolgt. In gewissen Grenzen können kalkhaltige Böden den pH-Wert puffern. Bei weiterem Säureeintrag beginnen die Böden aber zu versauern. Dann können sie Metalle nicht mehr binden. Dies führt zur Auswaschung von Nährstoffen und zur Freisetzung von toxisch wirkenden Metallionen wie von Aluminium.

Bei den betroffenen Pflanzen tritt ein Nährstoffmangel auf, der sich im Vergilben und Abwurf von Blättern und Nadeln zeigt.

Nachgewiesen ist, dass saurer Regen für die Versauerung einiger skandinavischer Seen verantwortlich ist, in denen wegen des niedrigen pH-Werts sämtliche Fische verschwunden sind.

Neben der Wirkung auf Lebewesen hat SO_2 auch eine Wirkung auf Sachgüter, indem es Metalle schneller korrodieren lässt und Baumaterialien angreift. Auch bei Natursteinen führt saurer Regen zu einer Beschleunigung der natürlichen Verwitterung.

3.1.4 Stickoxide

Die wichtigsten Stickoxide sind Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO₂), die meist unter der Bezeichnung NO_x zusammengefasst werden, sowie Distickstoffoxid (N₂O, „Lachgas“).

Bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe entsteht – vor allem bei hohen Temperaturen – NO, in kleinen Mengen auch NO₂. Dabei macht der Verkehr fast die Hälfte der gesamten Emissionen aus.

NO ist in den üblicherweise vorliegenden Konzentrationen nicht reizend und nicht gesundheitsschädlich. Es wird jedoch in der Atmosphäre zu NO₂ oxidiert, das – ebenso wie SO₂ – durch Säurebildung die Schleimhäute der Atemwege angreift und so zu Atembeschwerden, Husten, zu Lungenödemen und schließlich zum Tod führt. Bei Tieren wurde darüber hinaus ein verringertes Wachstum und ein geringeres Körpergewicht beobachtet, wenn sie NO₂ ausgesetzt waren.

Auch viele Pflanzen reagieren auf NO₂ empfindlich, bei manchen Arten zeigen sich sichtbare Schäden schon bei sehr geringen Konzentrationen. Bei Nutzpflanzen wurden Ertragsverluste festgestellt.

Neben der direkten Schädigung von Pflanzen schädigt erhöhter Stickstoffeintrag die Pflanzenwelt durch Überdüngung, indem es einerseits zu vermehrtem Wachstum und dadurch zu Nährstoffmangel führt (s. o.), andererseits durch die Begünstigung stickstoffliebender Arten eine Verschiebung des Artenspektrums und, damit verbunden, eine Gefährdung bestimmter naturnaher Ökosysteme bewirkt. [7]

Entfernt wird NO_x aus der Atmosphäre, indem es durch OH-Radikale zu Salpetersäure (HNO₃) oxidiert und anschließend durch Niederschläge ausgewaschen wird. Auf diese Weise sind Stickoxide am sauren Regen beteiligt, der oben schon näher beschrieben wurde.

Eine sehr wichtige Rolle spielt NO_x gemeinsam mit Kohlenwasserstoffen als Vorläufersubstanz von Photooxidantien, v. a. von Ozon. Mehr dazu in Kapitel 3.1.5.

N₂O ist ein sehr langlebiger Stoff (ca. 150 Jahre), der u. a. bei Verbrennungen fossiler Brennstoffe und durch den Einsatz von Katalysatoren zur Abgasreinigung entstehen kann. Er ist zu 5 % am zusätzlichen Treibhauseffekt beteiligt, außerdem am Ab-

bau des stratosphärischen Ozons (die sog. „Ozonschicht“). Im Vergleich zu den natürlichen und anderen anthropogenen Quellen sind verkehrsbedingte Emissionen mengenmäßig nicht sehr bedeutend.

3.1.5 Flüchtige organische Verbindungen

Flüchtige organische Verbindungen werden oft als VOC bezeichnet für engl. „volatile organic compounds“. Zu ihnen gehören u. a. Kohlenwasserstoffe (Aliphaten und Aromaten), Alkohole, Aldehyde und Ketone. Da Methan eine besondere Rolle in der Atmosphärenchemie spielt, wird es oft getrennt behandelt; die restlichen VOC werden als NMVOC (für „Nicht Methan“) bezeichnet.

Die wichtigsten Methan-Emissionen sind natürlicher Art oder durch die Landwirtschaft (Viehhaltung, Reisanbau) bedingt. Ein Teil entsteht durch Verluste bei der Gewinnung und Verteilung von Erdgas. Auch bei den NMVOC spielen anthropogenen Quellen eine eher untergeordnete Rolle. Die größten Emissionen stammen aus Wäldern, besonders von Nadelbäumen (Isoprene und Terpene). Eine wichtige anthropogene Quelle sind Abgase von Kraftfahrzeugen und Verdunstungen von Kraftstoff im Zusammenhang mit dem Betrieb von Kfz.

Bei üblichen Konzentrationen sind die meisten Kohlenwasserstoffe für Pflanzen nicht toxisch und haben auch auf Menschen keine unerwünschte Wirkung. Eine Ausnahme bilden kanzerogene Stoffe wie z. B. Benzol.

Allerdings wirkt Methan als Treibhausgas. In den letzten Jahren wurden steigende Methankonzentrationen in der Atmosphäre beobachtet, die zum Treibhauseffekt beitragen.

Kohlenwasserstoffe sind in der Atmosphäre an zahlreichen Radikalkettenreaktionen beteiligt. Auf diese Weise spielen sie eine große Rolle bei der Entstehung von CO und von Ozon. Aus der Atmosphäre entfernt werden VOC zum allergrößten Teil durch die Reaktion mit OH-Radikalen.

3.1.6 Photooxidantien

Photooxidantien sind oxidierende Moleküle, die beim photochemischen Smog entstehen. Diese Art der Luftbelastung wird auch Los-Angeles- oder Sommer-Smog genannt, im Gegensatz zum sog. London- oder Winter-Smog, der vorwiegend aus SO_2 und Rußpartikeln besteht.

Photooxidantien entstehen nicht direkt bei Verbrennungsvorgängen, sondern bilden sich erst unter Einfluss des Sonnenlichts aus ihren Vorläufersubstanzen VOC unter Anwesenheit von NO_x . Sie sind also sekundäre Luftschadstoffe. Das wichtigste Photooxidans ist Ozon (O_3), andere – darunter auch Peroxyacetylnitrat – entstehen nur in geringeren Mengen.

Der Mechanismus der Ozonentstehung ist relativ kompliziert. In reiner Luft und bei Sonneneinstrahlung besteht zwischen NO , NO_2 und Ozon ein Gleichgewicht: NO wird bei Anwesenheit und unter Verbrauch von Ozon zu NO_2 oxidiert. Unter Sonneneinstrahlung wird NO_2 wieder aufgespalten zu NO , wobei wieder Ozon entsteht.

Gestört wird dieses Gleichgewicht durch die Anwesenheit von Kohlenwasserstoffen, die ihrerseits durch verschiedene Reaktionen in Peroxiradikale umgewandelt werden. Sie ermöglichen eine Reaktion, bei der NO zu NO_2 oxidiert wird, ohne dass dabei Ozon abgebaut wird. Dies führt zu einer Anreicherung von Ozon in der Atmosphäre.

Nachts erfolgt durch fortgesetzte Emissionen von NO ein Ozonabbau, der sich jedoch auf die unteren Bodenschichten beschränkt, so dass sich bei sommerlichen Hochdruckwetterlagen der Ozongehalt über mehrere Tage hinweg aufschaukeln kann. Dabei ist er sehr starken tageszeitlichen Schwankungen unterworfen. Die maximalen Konzentrationen werden um die Mittagszeit erreicht und bauen sich bis zum Abend langsam wieder ab.

Da Ozon durch NO abgebaut wird, ist die paradoxe Situation zu beobachten, dass die Ozonkonzentrationen (durch Transport von NO_2) in Reinluftgebieten, wo die NO_x - und HC-Emissionen geringer sind, höhere Werte erreichen als in Ballungsräumen.

Ozon reizt die Schleimhäute der Augen und Atemwege, beeinträchtigt die Lungenfunktion und verursacht Hustenreiz. Es kann zu Bronchitis und Lungenödemen führen. Das körperliche Wohlbefinden wird beeinträchtigt, bei körperlicher Anstrengung

werden die Wirkungen wegen des höheren Luftdurchsatzes verstärkt. Die Europäische Union hat einen Schwellenwert von $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgesetzt, ab dem die Bevölkerung gewarnt wird.

In der Vergangenheit ging man aufgrund von Versuchen mit reinem Ozon an gesunden Personen davon aus, dass alle Wirkungen reversibel seien. Neuere Erkenntnisse zeigen aber, dass Sommersmog bereits ab einer Konzentration der Leitsubstanz Ozon von 90 bis $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu einer signifikanten Erhöhung der Sterblichkeit vor allem bei Patienten mit Atemwegkrankungen führt. Da es sich bei den meisten dieser Fälle um akute Erkrankungen handelt, würden die meisten dieser Menschen ohne Einwirkung erhöhter Konzentrationen von Photooxidantien langfristig überleben. [8]

Pflanzen reagieren noch empfindlicher als Menschen auf Photooxidantien. Bei ihnen treten bereits bei Konzentrationen von 60 bis $80 \mu\text{g Ozon}/\text{m}^3$ Schäden an den Zellmembranen auf, die zu Wachstumshemmungen und zu spürbaren Ernteverlusten führen.

Organische Farbstoffe, z. B. in Lacken können durch Photooxidantien angegriffen werden, so dass sie schneller verblassen. Materialien wie Kunststoffe verspröden schneller.

Darüber hinaus ist troposphärisches (bodennahes) Ozon zu 7 % am zusätzlichen Treibhauseffekt beteiligt.

3.1.7 Partikel

Eine Vielzahl unterschiedlicher Partikel gelangt durch natürliche Vorgänge in die Atmosphäre, so z. B. mineralischer Staub, Pollen und Seesalzkerne. Durch den Verkehr werden vor allem Partikel in Form von Reifen- und Bremsabrieb sowie von Ruß emittiert.

Partikel, die größer sind als $10 \mu\text{m}$, werden bereits in der Nase ausgefiltert und durch den Schleim abtransportiert. Dies trifft auf den Großteil des Reifen- und Bremsabriebs zu. Kleinere Partikel (sog. PM_{10}) sind lungengängig, d. h. sie können bis in die Lunge vordringen, je kleiner sie sind, um so tiefer. Von dort werden sie nur sehr

langsam und unvollständig wieder entfernt. Hohe Feinstaubkonzentrationen führen zu Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen sowie zu einer erhöhten Mortalität [9].

In der Vergangenheit schrieb man Kohlenstoffpartikeln (reiner Ruß) keine karzinogene Wirkung zu. Man ging davon aus, dass sie als Transportmittel für angelagerte Stoffe wie langkettige Kohlenwasserstoffe und vor allem PAK (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) dienen, die gemeinsam mit den Rußpartikeln tief in die Lunge gelangen und dort eine karzinogene Wirkung entfalten. Vermutlich ist jedoch auch reiner Ruß (ähnlich wie Mineralstäube) krebserregend [9]. Die Rußemissionen in Baden-Württemberg stammen praktisch ausschließlich aus dem Verkehr, und hier wiederum von Dieselmotoren [10].

Bisher ging man davon aus, dass das durch Dieselruß verursachte Krebsrisiko abhängig ist von der Massenkonzentration in der Atemluft. Diesbezüglich konnten in der Vergangenheit auch Erfolge durch die Weiterentwicklung von Dieselmotoren erzielt werden.

Neuere Erkenntnisse deuten jedoch darauf hin, dass nicht die Masse der Rußpartikel, sondern deren Anzahl für das Krebsrisiko entscheidend ist. Hierbei fallen besonders sog. ultrafeine Partikel ins Gewicht, deren Durchmesser nur etwa ein Hundertstel der größten PM_{10} betragen. Da sie nur sehr wenig zur Gesamtmasse beitragen, wurden sie bisher praktisch vernachlässigt, obwohl ihre Zahl in den letzten Jahren sogar angestiegen ist [9]. Über die Toxizität dieser Nanopartikel ist derzeit nicht viel bekannt. Um mehr darüber zu erfahren läuft derzeit ein Forschungsprogramm der EU [11].

An die Einführung von Partikelfiltern bei Dieselmotoren sind große Erwartungen hinsichtlich der Reduktion der Rußemissionen geknüpft [12]. Ob sich die Hoffnungen auch bezüglich des Krebsrisikos im erwarteten Maße erfüllen, bleibt abzuwarten.

Eine weitere Wirkung von Partikeln ist die Verringerung der Sonneneinstrahlung und dadurch die Beeinflussung des Klimas und des Strahlungshaushalts, besonders in städtischen Gebieten. Außerdem tragen sie zur schnelleren Verschmutzung von Gebäuden bei, so dass eventuell ein erhöhter Reinigungsaufwand erforderlich ist.

3.1.8 Schwermetalle

Schwermetalle gehören zwar teilweise zu den Partikeln, werden hier jedoch gesondert angesprochen, da sie andere Problembereiche aufweisen als andere Partikel.

Blei ist in Deutschland ubiquitär (überall vorkommend), da es in der Vergangenheit Kraftstoffen als Antiklopfmittel zugesetzt wurde. Die Emissionen haben seit dem Verbot von verbleitem Benzin stark abgenommen. Dennoch darf sog. bleifreies Benzin immer noch 0,013 g/l Blei enthalten (gegenüber 0,15 g/l in verbleitem Benzin).

Hand in Hand mit der Abschaffung von verbleitem Benzin lief die Einführung von Abgaskatalysatoren. Sie tragen dazu bei, Emissionen von NO_x, HC und CO zu vermindern. Da ihre Oberfläche mit Edelmetallen wie Platin, Palladium und Rhodium beschichtet ist, sind heutzutage Stäube von diesen Metallen im Straßenstaub und in verkehrsnahen Böden zu finden.

Eine weitere Quelle für Schwermetallemissionen ist die Verbrennung von Kohle und Heizöl, die in geringen Mengen ebenfalls Schwermetalle enthalten.

Wie die meisten Schwermetalle reichern sich die genannten in der Umwelt an, da sie nicht abgebaut werden können. Damit verbunden ist eine Anreicherung in der Nahrungskette und damit letztlich auch im menschlichen Körper. In hohen Konzentrationen wirken Schwermetalle toxisch, wobei das Ausmaß der Toxizität sehr stark vom jeweiligen Metall und von der Verbindung, in der es vorliegt, abhängig ist. Über toxi-kologische und ökotoxikologische Wirkungen der Katalysator-Metalle, deren Konzentrationen in der Umwelt stark im Steigen begriffen sind, ist bisher noch nichts bekannt [10].

3.2 Weitere Wirkungen

3.2.1 Freisetzung von Öl

Bei Bohrungen, Transporten und weiteren Verarbeitungsschritten von Rohöl und Erdölprodukten gelangen immer wieder erhebliche Mengen an Kohlenwasserstoffen in die Umwelt.

Von besonderer Bedeutung ist die Verschmutzung von marinen Ökosystemen durch Offshore-Förderung und Öltankerhavarien. Ölteppiche auf der Wasseroberfläche behindern den Gasaustausch zwischen Luft und Wasser, so dass darunter lebende Organismen ersticken. Außerdem wirken Erdölprodukte toxisch, so dass eine Verschmutzung zu Verlusten im Fisch-, Vogel- und Meeressäugerbestand führt, Klein- und Mikroorganismen tötet und die lokale Artenvielfalt beeinträchtigt werden kann.

Entfernt wird das Öl durch Verdunstung, durch Absinken in Klumpen auf den Meeresboden und durch mikrobiellen Abbau. Die Klumpen wiederum werden ebenfalls mit der Zeit abgebaut, wobei allerdings große Mengen an Sauerstoff verbraucht werden, was gemeinsam mit der Toxizität des Erdöls die Lebensgemeinschaft des Meeresbodens langfristig schädigt. Langanhaltende Schäden sind auch in geschützten Küstenbereichen zu erwarten, da sich das Öl dort durch Anlandung sammelt.

Da die Prozesse Verdunstung und Abbau stark temperaturabhängig sind, hängt die Zeitspanne, bis sich ein Ökosystem wieder erholt hat, stark davon ab, wo sich die Verschmutzung ereignet. In arktischen Zonen dauert dieser Prozess etwa 100, in gemäßigten Breiten ca. 3 bis 8 Jahre.

[1], [13], [14]

3.2.2 Flächeninanspruchnahme

Energienutzung ist immer mit Flächeninanspruchnahme verbunden. Die wesentlichen Faktoren sind Gewinnung der Energierohstoffe (v. a. Braunkohle- und Urantagebau), Umwandlung (Fläche für Kraftwerk und Nebengebäude) sowie Transport (Freileitungen). Der auf diese Weise genutzte Boden steht dann nicht mehr oder nur noch eingeschränkt für andere Nutzungen wie z. B. als Lebensraum für Tiere und Pflanzen oder als Wasserfilter zur Verfügung. Die Schwere der Beeinträchtigung hängt ab von der ökologischen Wertigkeit, welche die Fläche vorher hatte und von der Nutzung. So ist z. B. die Beeinträchtigung durch eine Leitungstrasse gering gegenüber einem Totalverlust durch Versiegelung.

Mit der Benutzung von Flächen ist oft auch eine Beeinträchtigung des Landschaftsbildes verbunden, besonders durch Freileitungen, großflächige Abbaugelände oder Windparks.

3.2.3 Abwärme

Bei der Produktion von Strom in einem thermischen Kraftwerk wird ein Kreisprozess gefahren, bei dem Wärme zu- und mithilfe von Turbinen mechanische Energie abgeführt wird. Das Arbeitsmedium (i. d. R. Wasser) durchläuft dabei verschiedene Zustände und Temperaturen. Um einen möglichst großen Wirkungsgrad zu erreichen, ist es erforderlich, das untere Temperaturniveau möglichst niedrig zu halten. Dies erreicht man durch Kühlung, die entweder direkt mit Flusswasser erfolgt, das anschließend wieder eingeleitet wird, oder mit Kühltürmen, in denen ein Teil des Wassers verdunstet wird.

Die Einleitung des Kühlwassers in einen Fluss führt zu dessen Erwärmung. Dadurch wird einerseits die Sauerstoffsättigungskonzentration gesenkt, andererseits steigt die mikrobielle Aktivität, was zu einer verstärkten Sauerstoffzehrung führt. Ist eine bestimmte Sauerstoffkonzentration unterschritten, so kommt es zu Fischsterben und der Fluss „kippt um“.

Um dies zu vermeiden, wurden verschiedene Grenzwerte festgelegt, die Temperatur und Temperaturänderung betreffen. [7]

3.2.4 „Elektrosmog“

Beim Transport von Strom über Leitungen wie Fahrdrähte im Schienenverkehr und Hochspannungsleitungen bei der Stromverteilung werden niederfrequente elektromagnetische Felder erzeugt. Diese können in Lebewesen Induktionsströme verursachen, was gewisse physiologische Reaktionen hervorrufen kann. Bei sehr großen Feldstärken, die aber kaum anzutreffen sind, treten akute Wirkungen auf. Möglicherweise können aber auch schwache elektromagnetische Felder Lebewesen beeinflussen und z. B. zu Störungen des vegetativen Nervensystems und einer Erhöhung des Krebsrisikos führen. Diesbezügliche Hinweise bestehen, gesicherte Erkenntnisse liegen jedoch derzeit keine vor. [15]

3.2.5 Besonderheiten bei der Stromerzeugung mit Kernenergie

Kernenergie nimmt bei der Stromerzeugung eine Sonderstellung ein. Im Gegensatz zur Energieumwandlung aus fossilen Energieträgern tritt während des normalen Be-

triebs praktisch keine Umweltbelastung auf. Allerdings entstehen aus angereichertem Uran, das nur schwach radioaktiv ist, hochradioaktive Spaltprodukte. Eine Freisetzung dieser Stoffe hätte enorme Folgen, da radioaktive Strahlung Auswirkung auf die Gesundheit von Lebewesen hat und je nach Stärke entweder zu Früh- (Absterben von Gewebe) oder zu Spätschäden (Erhöhung des Krebsrisikos) führen kann. Besonders problematisch ist dabei, dass manche dieser Stoffe sehr lange Halbwertszeiten haben – bis zu mehreren zehntausend- und Hunderttausenden von Jahren ([16], S. 95). Daher genügt es nicht, gegenwärtige Risiken zu betrachten, sondern es muss auch das Risiko für künftige Generationen berücksichtigt werden.

Es erscheint schwierig, die Bewertung der Kernenergie von ihren Wirkungen zu trennen, da diese unmittelbar miteinander verknüpft sind. Aus diesem Grund wird schon hier auf die Risikodiskussion eingegangen, obwohl sie formal erst im Rahmen von Kapitel 7.5 besprochen werden müsste.

Wie bereits erwähnt, ist die Umweltbelastung bei normalem Betrieb vernachlässigbar gering, obwohl kontinuierlich geringe Mengen radioaktiver Stoffe über Abluft und Abwasser freigesetzt werden. Vernachlässigbar deshalb, weil die Bevölkerung einer weit größeren Dosis radioaktiver Strahlung aus natürlichen (terrestrische und kosmische Strahlung) und anderen anthropogenen (vor allem medizinische Behandlungen) Quellen ausgesetzt ist. Die Belastung der Bevölkerung durch die Kernenergienutzung liegt unterhalb der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenexposition. [7]

Es genügt nun aber nicht, für eine Bewertung der Kernenergie nur die (geringen) radioaktiven Emissionen, die in allen Phasen der Kernenergienutzung entstehen (U-rangewinnung, Anreicherung, Betrieb, Transport, Wiederaufarbeitung, Endlagerung), zu berücksichtigen. Parallel dazu muss auch eine Risikobetrachtung durchgeführt werden, wobei relativ geringe Unfallwahrscheinlichkeiten mit relativ großen Schäden zueinander in Bezug gesetzt werden. In der Regel erfolgt dies durch lineare Verknüpfung, d. h. Risiko ist gleich Schadensumfang mal Eintrittswahrscheinlichkeit. Wissenschaftler kommen zu dem Ergebnis, dass das Risiko, das von der Kernenergienutzung ausgeht (Arbeitsunfälle ausgenommen), weit unter dem anderer Energieträger liegt. [16]

Atomkraftgegner halten die errechneten Risiken für eine „Illusion der Sicherheit“ [17]. Denn eine Risikoanalyse ist nur möglich, wenn jeder mögliche Unfallhergang berücksichtigt und seine Wahrscheinlichkeit ermittelt wird. Denkbaren (d. h. voraussehbaren) Unfällen wird bereits durch technische Maßnahmen entgegengewirkt. Nach Meinung von Greenpeace hat es sich aber „gezeigt, dass es unmöglich ist, jede denkbare [gemeint ist hier *mögliche*] Gefahrenquelle von vornherein auszuschließen“ [17]. Inwieweit Sicherheitsberechnungen unter diesen Umständen noch von Relevanz sind, ist fraglich.

Sehr umstritten ist das Problem der Entsorgung radioaktiver Abfälle. Der Zeithorizont für eine Endlagerung beträgt etwa 10.000 Jahre; nach Ablauf dieser Zeit sind „radioaktive Abfälle in ihrer Auswirkung mit anderen Quellen in der Umwelt des Menschen, wie z. B. natürlichen Uranerzlagern, vergleichbar geworden“ ([16], S 94).

Während die einen der Meinung sind, dass das Problem der Endlagerung technisch lösbar ist ([16], S. 94 f), ist z. B. der Sachverständigenrat für Umweltfragen „davon überzeugt, dass es keinen idealen Standort für Endlager für (hoch-)radioaktive Abfälle gibt“ [9]. Darüber hinaus hält er „eine Abschätzung des Gefährdungspotentials über einen derartig langen Zeitraum hinweg“ für „nahezu ausgeschlossen“.

4 Methodisches zur Bewertung

4.1 Allgemeines

Beim Vergleich verschiedener Varianten eines Vorhabens oder auch verschiedener Vorhaben untereinander treten Wirkungen sehr unterschiedlicher Art und Dimension (z. B. Geldwerte, Lebenszeit oder Lebensqualität) sowie unterschiedlicher Wirkrichtungen (positiv, negativ) auf, die – damit man zu einer Entscheidung gelangen kann – sorgfältig gegeneinander abgewogen werden müssen. Dies ist ohne einen (wie auch immer gearteten) gemeinsamen Maßstab praktisch unmöglich. Erfolgt nur eine verbale Erörterung der Vor- und Nachteile, so bleibt der Maßstab subjektiv und schwer nachvollziehbar. Trotzdem geschieht auch hier letztlich in gewissem Maß eine Skalierung, soweit eine Entscheidung nicht willkürlich getroffen wird.

Um den Abwägungsprozess nachvollziehbarer zu gestalten, wird daher oft eine Nutzwertanalyse durchgeführt, bei der unterschiedliche Dimensionen in eine einheitliche Punkteskala umgerechnet und damit vergleichbar gemacht werden. Einen Spezialfall der Nutzwertanalyse stellt die Kosten-Nutzen-Analyse dar, bei der statt der abstrakten Punkteskala monetäre Einheiten verwendet werden.

Eine Monetarisierung ist besonders im Umweltbereich schwierig. Zum Teil wurden Lösungen und Verfahren gefunden, zum Teil gibt es aber weiterhin offene Fragen. Nur für wenige Bereiche existieren Marktpreise (wie z. B. für landwirtschaftliche Produkte), für die meisten anderen müssen sog. Schattenpreise gefunden werden, welche die volkswirtschaftlichen Kosten abbilden.

Ein Problem besteht darin, dass eine Monetarisierung immer von einem anthropozentrischen Ansatz ausgeht, der Mensch also immer in den Mittelpunkt der Betrachtungen gestellt wird. Umwelt wird mit dem Wert beaufschlagt, den sie für den Menschen hat; dieser hängt wiederum von verschiedenen Faktoren ab. So kann fehlendes Wissen über Zusammenhänge in der Natur zu einer Unterschätzung von Schäden führen. Auch ist es möglich, dass ein zukünftiger Nutzen derzeit noch nicht bekannt ist und daher unberücksichtigt bleibt oder dass über den Nutzen kein gesell-

schaftlicher Konsens besteht. Was für den Menschen keinen oder wenig Nutzen hat, wie z. B. Biodiversität, wird nicht oder nur unzureichend berücksichtigt¹.

Letztlich wird man der Umweltproblematik mit der Reduktion auf Geldeinheiten nicht gerecht. Dennoch sollte eine Monetarisierung zumindest versucht und auch – selbst wenn erhebliche Unsicherheiten bestehen – angewendet werden. Denn eine Nichtberücksichtigung von Umweltschäden im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse entspricht immer einer Bewertung mit „Null Euro“ und stellt daher auch keine adäquate Berücksichtigung dar.

Im Folgenden werden verschiedene Monetarisierungsansätze sowie einige Einzelfragen diskutiert, die im Rahmen der Bewertung von Umweltschäden auftauchen.

4.2 Schadenskostenansatz/Beseitigungskostenansatz

Die beste Methode der Bewertung von Umweltauswirkungen ist die direkte Bewertung von Schäden. Sofern es für ein Gut Marktpreise gibt, ist dieses Verfahren relativ einfach, z. B. bei der Bewertung von Ernteaufschlägen. Wenn eine vollständige Beseitigung der Schäden möglich ist und diese auch durchgeführt wird, dann stellt der Preis für die Beseitigung der Kosten eine Obergrenze für die Schadenskosten dar. Ein Beispiel hierfür sind Renovierungsarbeiten an Gebäuden, die infolge von Luftverschmutzung häufiger durchgeführt werden müssen. Ein gängiger Anwendungsbereich des Schadenskostenansatzes stellt auch die Bewertung von Gesundheitsschäden mit Einkommensverlusten und Behandlungskosten dar. Dieser Ansatz ist allerdings unvollständig, da Leid und Schmerz, die in Verbindung mit Krankheit und Tod

¹ Der Nutzen, den die Biodiversität (=Artenvielfalt) für den Menschen hat, liegt in ihrer Erholungsfunktion, möglicherweise auch in ihrer Funktion für Bildung und Entwicklung junger Menschen und vor allem in einer potentiellen zukünftigen Nutzung in der Medizin oder anderen Bereichen der Technik. Aufgrund dieser Punkte ist eine Monetarisierung theoretisch denkbar. Allerdings herrscht vielfach die Auffassung, dass es aus ethischen Gründen erforderlich ist, die Artenvielfalt zu erhalten, besonders, da eine Vernichtung von Arten nicht rückgängig gemacht werden kann. Dieses Gebot ist von größerem Gewicht als die genannten Nutzungsmöglichkeiten der Biodiversität. Da es aber keinen gesellschaftlichen Konsens darstellt und sich außerdem ethische Überlegungen jeder Monetarisierung entziehen, ist eine angemessene Berücksichtigung der Artenvielfalt im Rahmen einer NKU (zumindest derzeit) nicht möglich.

auftreten, unberücksichtigt bleiben, obwohl sie für die Betroffenen vermutlich eine ebenso große Rolle spielen wie wirtschaftliche Verluste.

Probleme entstehen, wenn für ein Gut keine Marktpreise existieren und auch eine Schadensbeseitigung nicht möglich ist oder nicht als angemessen betrachtet wird. Manchmal kann dann über einen Zahlungsbereitschaftsansatz (s. u.) ein Schattenpreis ermittelt werden, der anstelle des Marktpreises zum Einsatz kommt.

4.3 Vermeidungskostenansatz

Beim Vermeidungskostenansatz wird davon ausgegangen, dass ein Schaden prinzipiell durch technische Maßnahmen vermeidbar ist. Er wird dann mit den Kosten bewertet, die bei der Vermeidung entstehen würden. So ist es beispielsweise möglich, die Wohnbevölkerung durch Schallschutzfenster vor Lärmbelästigung zu schützen. Die Kosten für diese Fenster stellen dann die Vermeidungskosten dar².

Soweit eine Vermeidung als zweckmäßig und angemessen betrachtet wird, stellen die Vermeidungskosten eine Untergrenze der Schadenskosten dar. Ist eine Vermeidungsstrategie dagegen ineffizient und unangemessen, so werden die Kosten mit diesem Ansatz überschätzt.

Besonders problematisch ist der Vermeidungskostenansatz, wenn eine Vermeidungsstrategie zwar sinnvoll ist, aber dennoch nicht durchgeführt wird (z. B. weil der Schädiger nicht zugleich der Geschädigte ist), und die eintretenden Schäden irreversibel sind (so z. B. Klimaschäden). Dann besteht die Gefahr, dass die Schäden stark unterschätzt werden.

Der Vermeidungskostenansatz sollte daher nur verwendet werden, wenn eine Bewertung mithilfe der Schadenskosten gar nicht oder nur mit sehr großen Unsicherheiten möglich ist.

² In diesem Fall dienen die Vermeidungskosten nur der Bewertung der Lärmbelästigung innerhalb von Wohnungen. Verluste an Wohnqualität durch die eingeschränkte Benutzbarkeit von Balkonen und die Tatsache, dass die Lärmbelästigung nur verhindert wird, solange die Fenster geschlossen sind, sind bei diesem Ansatz unberücksichtigt.

4.4 Zahlungsbereitschaftsansatz

Eine Methode zur Ermittlung von Schattenpreisen ist die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung.

Bei den *direkten Verfahren* wird versucht, durch Befragung zu ermitteln, welchen Wert die Bevölkerung einem bestimmten Umweltniveau beimisst. Dies ist entweder möglich, indem man nach der Bereitschaft fragt, durch Geldzahlungen einen Schaden abzuwenden, oder indem die Forderung nach Ausgleichszahlungen für zusätzliche Beeinträchtigungen ermittelt wird. Der Vorteil dieser Methode ist, dass man theoretisch zu Kostensätzen gelangen kann, die die Bedürfnisse der Bevölkerung optimal abbilden und auch immaterielle Schäden einschließen.

Bei der Anwendung treten allerdings methodische Schwierigkeiten auf:

Das Ergebnis ist stark abhängig von der Art der Befragung. So gibt es eine erhebliche Diskrepanz zwischen der Zahlungsbereitschaft für eine Hebung des Umweltstandards und Ausgleichsforderungen für eine Senkung. Auch besteht die Gefahr eines strategischen Verhaltens, wenn nicht die „Androhung“ einer tatsächlichen Zahlung möglich ist.

Außerdem hängt das Befragungsergebnis vom Einkommensniveau der befragten Personen ab. Dies erklärt sich durch den engen Zusammenhang zwischen Zahlungsbereitschaft und Kaufkraft.

Auch der Informationsstand einer Person beeinflusst den Wert, den sie einem Umweltgut zumisst. Je mehr sie über Zusammenhänge Bescheid weiß, um so eher wird sie in der Lage sein, einen angemessenen Preis zu nennen. Aber auch bei der Befragung von gut informierten Personen stellt sich die Frage, inwieweit die Ergebnisse repräsentativ sind, denn die Befragung fordert von den Befragten ein großes Abstraktionsvermögen: Sie müssen einen Preis für Güter nennen, die noch nie auf einem Markt gehandelt wurden und für die daher auch keine Erfahrungswerte existieren. Insofern ist nicht klar, inwieweit von der Befragung auf tatsächliches Verhalten geschlossen werden kann.

Ein weiteres Problem besteht in dem Nicht-Vorhanden-Sein eines Zukunftsaltruismus, d. h. dass Schäden, die erst in einem sehr späten Zeithorizont zu erwarten sind, kein Wert beigemessen wird.

Um einen Teil dieser Probleme zu umgehen, ist es in manchen Fällen möglich, mit *indirekten Verfahren* Schattenpreise zu ermitteln.

Eines dieser Verfahren ist der *Hedonistische Preisansatz*. Durch den Vergleich von Marktwerten zwischen sonst gleichwertigen Gütern (Analyse von Marktpreisdivergenzen) kann ein Preis für unterschiedliche Umweltbelastungen ermittelt werden. Anwendbar ist dieses Verfahren beispielsweise um bei Immobilien einen Preis für Lärmbelästigungen zu ermitteln. Allerdings ist die Zuordnung einzelner Charakteristika oft schwierig, häufig liegt ein Merkmalbündel vor. Im Falle der Lärmbelästigung durch eine Straße ist diese oft mit einer Luftverunreinigung durch Autoabgase verbunden.

Ein weiteres indirektes Verfahren ist die Analyse von individuell durchgeführten *Vermeidungsaufwendungen*, wie z. B. Maßnahmen, die der individuellen Sicherheit dienen. Denkbar ist beispielsweise, die Kosten für den Einbau von Airbags in einen Pkw dem dadurch verringerten Risiko, bei einem Unfall verletzt oder getötet zu werden, gegenüberzustellen.

Eine dritte Möglichkeit ist der *Transportkostenansatz*. Dabei werden die Aufwendungen (z. B. Fahrtkosten und Zeitaufwand), um zu einem Erholungsgebiet zu gelangen, quasi als Eintrittsgeld betrachtet. Für den Erholungssuchenden hat das Gut „Freizeit im Grünen“ mindestens einen Wert in Höhe dieser Aufwendungen.

4.5 Soziale Zeitpräferenzrate/Diskontsatz

Eine umstrittene Frage ist die Wahl des „richtigen“ Diskontsatzes bei der Bewertung von Umweltschäden. Die Diskontrate dient dazu, künftige und gegenwärtige Kosten und Nutzen vergleichbar zu machen. Dabei geht man von einer „Ungeduld in Bezug auf Konsum“ bei der Bevölkerung aus. Das bedeutet, dass ein zukünftiger Konsum geringer geschätzt wird als einer, der in der Gegenwart geschieht. Entsprechendes gilt auch für Schäden. Als Maß „für die Verringerung des Nutzens von Konsum im Zeitverlauf“ dient die soziale Zeitpräferenzrate [13]. Ein häufig verwendeter Wert ist 3 % pro Jahr. Mit diesem Satz wird ein Schaden, der in 100 Jahren eintritt, nur noch mit 5 % eines heutigen Schadens bewertet. Bei Langfristrisiken wie bei der Kernenergienutzung bedeutet ein Diskontsatz über null, dass zukünftige Schäden praktisch nicht mehr berücksichtigt werden. Dies entspricht nicht dem Konzept intergene-

rativer Gerechtigkeit und der Idee der Nachhaltigkeit. Weitere Vorschläge in der Literatur liegen im Bereich von 0 bis 10 % pro Jahr.

Für weitergehende Informationen sei auf [13] verwiesen, wo die Problematik der Diskontierung von Umweltschäden ausführlich diskutiert wird.

4.6 Bewertung von Todesfällen

Bei der Bewertung von (menschlichen) Todesfällen stellt sich die Frage, welcher Wert einem Leben beigemessen wird. Manchmal wird argumentiert, dass es unethisch sei, einem Leben ein Wert zuzuweisen, da er eigentlich unendlich sei. Dies entspricht aber nicht empirischen Erkenntnissen, denn dann müsste alles technisch mögliche getan werden, um z. B. Luftbelastungen zu verringern oder Unfälle zu vermeiden. Dies ist offensichtlich nicht der Fall. Ein häufig verwendeter Ansatz ist der Humankapitalansatz. Dabei wird der Wert eines menschlichen Lebens mit dem Erwerbsausfall, Krankheiten zusätzlich mit Behandlungskosten bewertet. Dieser Ansatz hat jedoch keine empirische Basis. Menschen bewerten ihr Leben aufgrund eines inneren Wertes und ihres Wertes für Freunde und Bekannte, nicht jedoch aufgrund ihres Wertes für die Volkswirtschaft.

Eine andere Möglichkeit zur Ermittlung des Wertes eines Menschenlebens ist die Zahlungsbereitschaft zur Abwendung von Risiken, was weiter oben bereits diskutiert wurde.

Auch zu dieser Problematik finden sich ausführliche Informationen in [13], wobei auch die beiden Ansätze „Wert eines statistischen Lebens“ und „Wert von verlorenen Lebensjahren“ beschrieben werden.

4.7 Risikoaversion

Ein Unterschied besteht darin, ob kleine Schäden in quantifizierbarem Ausmaß eintreten (z. B. statistische Gesundheitsschäden) oder ein großer Schaden mit nur sehr kleiner Eintrittswahrscheinlichkeit (z. B. bei Dammbürchen oder Unfällen in Kernkraftwerken). Ein pragmatischer Ansatz ist, mit einem Erwartungswert zu arbeiten, das Risiko also mit dem Produkt aus Schadenshöhe und Eintrittswahrscheinlichkeit zu quantifizieren. Menschen zeigen in Bezug auf Unsicherheiten sowohl risikofreudiges als auch -scheues Verhalten. Es ist empirisch abgesichert, dass eine risikoaverse Grundeinstellung vorherrscht [14]. In der Praxis zeigt sich dies z. B. an der Be-

liebtheit von Glücksspielen, deren Erwartungswert i. d. R. negativ ist. Auch für die Ablehnung der Kernenergie durch weite Teile der Bevölkerung ist hierfür ein Symptom. Das unfassbare Schadensausmaß im Falle eines GAU (größter anzunehmender Unfall) wird dabei gegenüber der geringen Wahrscheinlichkeit für einen derartigen Unfall stärker gewichtet, obwohl der Erwartungswert für Schäden sehr niedrig liegt.

Es ist bisher umstritten, ob eine derartige Einstellung Einfluss auf wissenschaftliche Bewertungen haben sollte. Infras/Econcept/Prognos [14] meinen, dass „dies zwar subjektiv geprägt, aber gleichzeitig in hohem Maße rational“ sei. Die Schwierigkeit bei der Einbeziehung der Risikoaversion liegt darin, dass keine gesicherten und verwertbaren Daten über die Risikoeinstellung der Bevölkerung existieren. An dieser Stelle gibt es noch weiteren Forschungsbedarf. Bis hierüber genauere Erkenntnisse vorliegen, muss auf Zahlungsbereitschaftsansätze zurückgegriffen werden.

5 Behandlung des Energieverbrauchs bei standardisierten Bewertungsverfahren

5.1 Bewertungsverfahren für die Aufstellung des Bundesverkehrswegeplans

5.1.1 Allgemeines

Der Bundesverkehrswegeplan stellt einen Rahmenplan dar für Infrastrukturinvestitionen der Eisenbahnen des Bundes, für Bundesfernstraßen und Maßnahmen an Binnenwasserstraßen ([18], S. 21). Eine Vielzahl an Einzelmaßnahmen wird untersucht, wobei bei allen für die Verkehrsnachfrage ein einheitliches Mengengerüst aus der verkehrszweigübergreifenden Verkehrsnachfrageprognose verwendet wird. Maßnahmen, die sich als volkswirtschaftlich sinnvoll erweisen, werden in die Kategorien „dringlicher Bedarf“ und „weiterer Bedarf“ unterteilt. Die Feststellung des Bedarfs geschieht anhand der Untersuchungsdaten durch eine politische Entscheidung. Sie ist verbindlich, jedoch ist im Fünfjahresturnus zu prüfen, ob eine Anpassung erforderlich ist. Die aktuellste Version des BVWP stammt von 1992. Der Realisierungszeitraum ist bis zum Jahr 2012 ausgelegt. [19], S. 10f

Im Folgenden soll das Verfahren, das bei der Aufstellung des BVWP angewandt wurde, näher untersucht, sowie Ergänzungen und Verbesserungen, die bei der Fortschreibung vorgesehen sind, erläutert werden.

Die Beurteilung einer Maßnahme erfolgt durch den Vergleich eines Netzes, in dem die Maßnahme enthalten ist (Planungsfall) mit einem, in dem die Maßnahme nicht enthalten ist (Vergleichsfall). Interdependenzen, auch zwischen den Verkehrsträgern, wurden bisher i. d. R. nicht betrachtet.

Die Aufstellung des BVWP erfolgt nach verschiedenen Kriterien. Den Kern der Beurteilung bildet die *gesamtwirtschaftliche Bewertung*, bei der unter Verwendung von Markt- und Schattenpreisen das Nutzen/Kosten-Verhältnis der einzelnen Projekte ermittelt wird. Planco Consulting [1] gehen davon aus, dass prinzipiell alle Wirkungen

monetarisierbar sind, dass jedoch weiterer Forschungsbedarf besteht, bis dies auch in der Praxis durchführbar ist. Daher kommt noch eine *ökologische Beurteilung* in Form einer qualitativen Umweltrisikoeinschätzung hinzu und eventuell eine *städtebauliche Beurteilung*. Im Einzelfall können noch weitere entscheidungsrelevante Kriterien herangezogen werden ([19], S.12). Insgesamt bleibt die Beurteilung allerdings recht grob, da detaillierteren Verfahren wie beispielsweise der Planfeststellung nicht vorausgegriffen werden soll. Über die Umweltverträglichkeit können im Rahmen der Bundesverkehrswegeplanung deshalb noch keine Aussagen getroffen werden.

Die Nutzen-Kosten-Untersuchung (NKU) baut auf ein Zielsystem auf, das aus sog. Strukturzielen besteht, die anhand von Leistungszielen konkretisiert und quantifiziert werden. Folgende Strukturziele werden berücksichtigt:

- Verbilligung von Beförderungsvorgängen
- Erhaltung der Verkehrswege
- Erhöhung der Verkehrssicherheit
- Verbesserung der Erreichbarkeit von Fahrtzielen
- Räumliche Vorteile
- Entlastung der Umwelt
- Erfüllung von verkehrsfremden Funktionen

Unter dem Ziel „Entlastung der Umwelt“ werden die Leistungsziele „Verminderung von Lärm, Luftverschmutzung und Trennwirkungen des Verkehrs“ subsumiert.

Im Weiteren sollen nur die Teile des Verfahrens zur Aufstellung des BVWP beschrieben werden, die sich direkt oder indirekt mit dem Energieverbrauch und dessen Auswirkungen befassen. Außerdem werden nur der Verkehrszweig Eisenbahn und Straße betrachtet und dies wiederum nur für den Personenverkehr. Der Verkehrszweig Binnenschifffahrt sowie der Güterverkehr werden hier nicht beleuchtet.

5.1.2 Verkehrsprognose

Grundlage der Verkehrsprognose bildet eine verkehrszweigübergreifende Voraus-schätzung der Verkehrsnachfrage für das Jahr 2010. Für diese wurden verschiedene Verkehrsentwicklungsszenarien aufgestellt. Das verwendete geht von den Randbe-

dingungen einer moderaten Erhöhung der Nutzerkosten, einer restriktiven kommunalen Verkehrspolitik und einer Angebotsverbesserung im Schienenverkehr aus. [19]

Auf die Verkehrsnachfrageprognose aufbauend wird der Verkehr auf die Verkehrsnetze umgelegt. Dabei erfolgt für jeden Verkehrsträger eine gesonderte Betriebssimulation.

Im Rahmen der Fortschreibung des BVWP sind einige Verbesserungen des bisherigen Verfahrens vorgesehen. So sollen bei der verkehrlichen Rechnung Interdependenzen zwischen verschiedenen Verkehrsprojekten berücksichtigt werden, was bisher nicht erfolgte. Bisher wurde ein Vergleichsfall einem Planungsfall gegenübergestellt. Der Planungsfall baute auf ein Vergleichsnetz auf, das nur um die zu betrachtende Maßnahme erweitert war. Dadurch konnten keine gegenseitigen Abhängigkeiten erkannt werden. Diese können auftreten einerseits bei Maßnahmen für verschiedene Verkehrsträger (z. B. Parallelausbau von Straßen und Schiene), andererseits auch bei Maßnahmen des gleichen Verkehrsträgers, z. B. bei einer Kette von Ortsumfahrungen.

Außerdem soll in einem neuen Verfahren induzierter Verkehr eine angemessene berücksichtigt werden. Dies betrifft insbesondere projektbedingten Neuverkehr, der bisher nicht quantifiziert wurde, was dazu führte, dass der Projektnutzen in der Regel tendenziell überschätzt wurde. Allerdings erfolgt die Erfassung des induzierten Neuverkehrs nur für den Verkehrsträger Straße. Für andere Verkehrsträger wird er als vernachlässigbar gering angesehen. [20]

5.1.3 Quantifizierung der Schadstoffe

Die Abgasbelastungen sind vom Energieverbrauch abhängig. Sie werden anhand von Emissionsfaktoren – unterschieden nach Verkehrsträgern – berechnet. Der Energieverbrauch wird wiederum aus den Fahrleistungen ermittelt:

Schieneverkehr

Es wird im BVWP '92 von einem Normzug ausgegangen mit einer Bruttolast von 424,8 t/Zug. Als Triebfahrzeug wird die Baureihe 218 (Dieseltraktion) bzw. 120 (Elektrotraktion) angenommen.

Folgende Verbräuche werden zugrunde gelegt:

Dieselantrieb	2,889 kg/Zugkm
Elektroantrieb	12,939 kWh/Zugkm

Quelle: [1], [22]

Tabelle 1: Strom- und Kraftstoffverbrauch von Schienenfahrzeugen im BVWP

Die folgende Tabelle stellt die Emissionsfaktoren, die bei der Aktualisierung zur Anwendung kommen sollen, abhängig von der Verbrauchseinheit dar, außerdem die auf Fahrzeugkilometer (Fzkm) bezogenen Emissionen. Die Stoffe Benzol und Benz(a)pyren wurden im BVWP '92-Verfahren [1] noch nicht erfasst, sollen aber neu aufgenommen werden.

	CO ₂	NO _x	HC	Benzol	SO ₂	CO	Ruß	Benzpyren
Dieselantrieb [g/kg]	3.175	48,8	3,3	0,1	1,0	9,6	1,7	6,1·10 ⁻⁶
Elektroantrieb [g/kWh]	480	0,53	0,03	–	0,25	0,1	0,003	–
Dieselantrieb [g/Zugkm]	9.173	141	9,39	0,18	2,89	27,7	4,92	17,5·10 ⁻⁶
Elektroantrieb [g/Zugkm]	6.254	6,8	0,35	–	3,26	1,3	0,041	–

Quelle: [22]

Tabelle 2: Emissionsfaktoren für Schienenfahrzeugen im BVWP

Straßenverkehr

Im BVWP '85 werden komplexe Funktionen für die Ermittlung des spezifischen Kraftstoffverbrauchs verwendet. Diese hängen ab von der Fahrzeuggruppe, von der Geschwindigkeit und von der Steigung. Die Geschwindigkeit ist wiederum abhängig vom Straßentyp, der Verkehrsstärke und der Fahrzeuggruppe. Die Funktionen für den Kraftstoffverbrauch wurden in den BVWP '92 übernommen, jedoch mit Hilfe von prozentualen Änderungswerten vermindert. Diese erwarteten Verbrauchsminderungen betragen für Pkw 14,5 %, für Busse 4,9 %. Nach eigenen Berechnungen erge-

ben sich unter Anwendung der Funktionen für eine Steigung $s = 0 \%$ folgende Verbrauchswerte:

	Geschwindigkeit [km/h]	Verbrauch 2010 [l/100 Fzkm]
Pkw	40	7,93
	90	6,59
	120	7,66
Bus	40	36,69
	80	29,32

Quelle: eigene Berechnung nach [1]

Tabelle 3: Kraftstoffverbräuche von Pkw und Bussen im BVWP '92 für das Jahr 2010

Bei den Verbrauchswerten und den darauf aufbauenden weiteren Berechnungen wird bei Pkws nicht unterschieden zwischen Diesel- und Ottomotoren. Es wird vielmehr so gerechnet, als bestünde die gesamte Fahrzeugflotte aus benzinbetriebenen Fahrzeugen. Ob die Emissionswerte auf einen typischen „Mix“ angelegt oder für Benzinmotoren repräsentativ sind, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden.

Die Verbrauchswerte sind in einer Volumeneinheit angegeben. Für die Bestimmung der Schadstoffemissionen wird eine Masseneinheit benötigt. Die verwendeten Dichtewerte können [1], S. 257 entnommen werden:

Pkw	Ottokraftstoff	0,7576 kg/l
Bus	Diesekraftstoff	0,8333 kg/l

Quelle: [1]

Tabelle 4: Dichtewerte für Otto- und Diesekraftstoff

Folgende Emissionsfaktoren werden im BVWP '92 verwendet:

Emissionen [g/kg]		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	CO	Partikel
Pkw	innerorts	3.126	5,7	24,5	0,9	62,2	0,7
	außerorts	3.126	9,9	8,6	0,9	45,0	0,7
	Autobahn	3.126	12,5	5,7	0,9	45,4	0,8
Bus	innerorts	3.153	65,1	19,6	2,0	26,2	1,2
	außerorts/ Autobahn	3.153	91,1	6,9	2,1	6,9	0,5

Quelle: [1]

Tabelle 5: Emissionsfaktoren für Pkw und Busse im BVWP '92

Heusch/Boesefeldt schlagen eine neue Systematik von Emissionsfaktoren vor. Mit dieser soll zwischen deutlich mehr Verkehrssituationen unterschieden werden. Auf diese Weise können verschiedene Gesichtspunkte besser berücksichtigt werden wie z. B. der regionale Flottenmix, unterschiedliche Fahrmuster oder Kaltstartphasen. [22]

5.1.4 Bewertung/Monetarisierung

Im Rahmen der NKU zum BVWP '92 werden nur bestimmte Wirkungen von Luftschadstoffen berücksichtigt:

Die Schadwirkung von NO_x, HC, SO₂, CO und Partikel einerseits auf Menschen und Bauten, andererseits auf die Vegetation. CO₂-Emissionen werden zwar quantifiziert, fließen aber in die weitere Bewertung nicht mit ein.

Für die Bewertung der Schadwirkung werden mit Hilfe von Toxizitätsfaktoren CO-Äquivalente (Äquiv.) berechnet, die für die weitere Bewertung herangezogen werden. Dazu werden die Toxizitätsfaktoren multiplikativ mit den emittierten Mengen der jeweiligen Schadstoffe verknüpft.

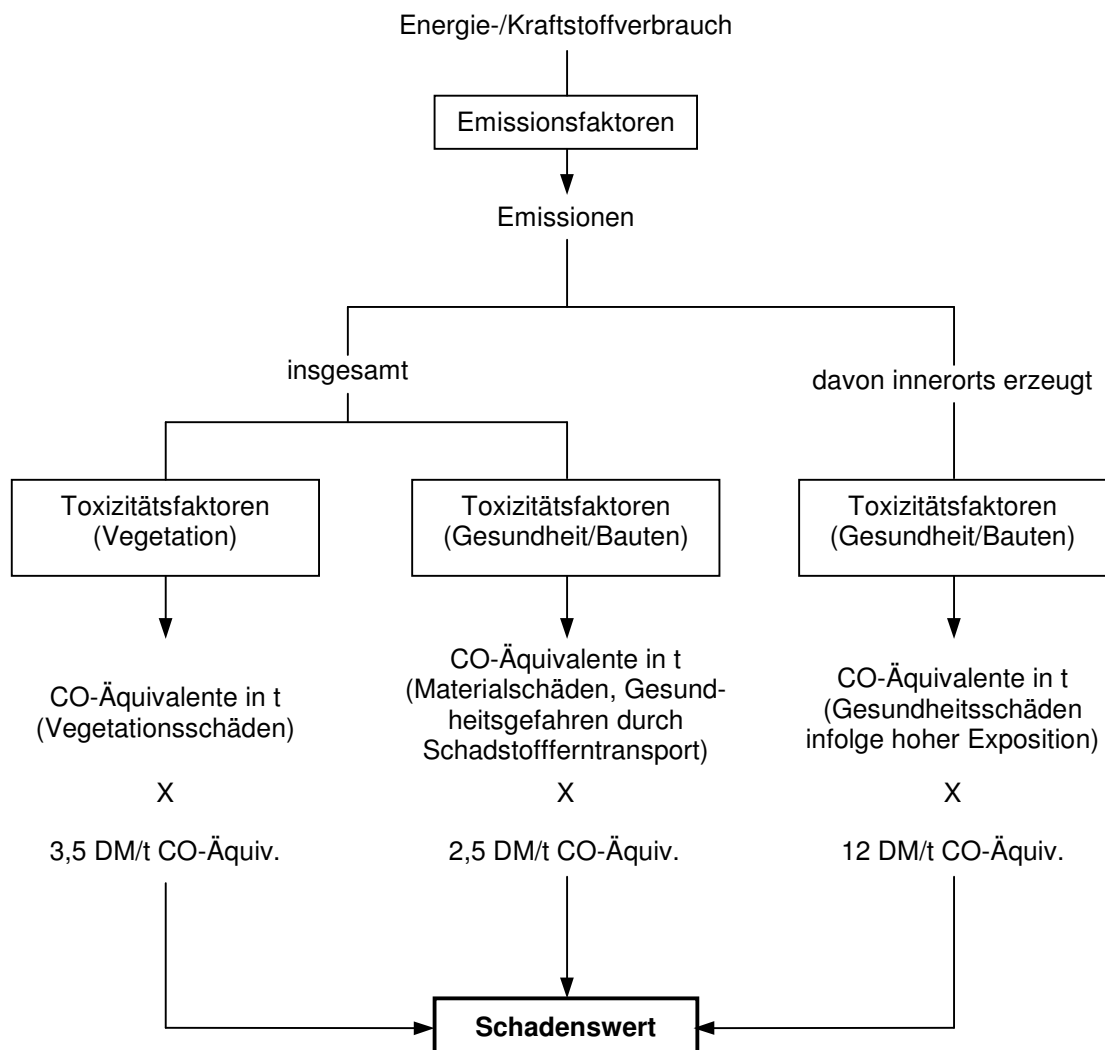
Beim Prinzip der Toxizitätsfaktoren werden Immissionsgrenzwerte „als Indikator für die Schädlichkeit der jeweiligen Substanz“ [23] herangezogen und entsprechend gewichtet. Da die relative Schädlichkeit von Luftverunreinigungen abhängig ist vom geschädigten Gegenstand, wurden im BVWP '92 [1] für unterschiedliche Wirkungsbe-

reiche verschiedene Toxizitätsfaktoren verwendet. In der Modernisierung [22] ist dies nicht mehr vorgesehen:

		NO _x	HC	SO ₂	CO	Staub
BVWP '92 [1]	Gesundheit/ Bauten	200	500	100	1	100
	Vegetation	333	500	125	1	100
Aktualisierung nach Planco [22]	Gesundheit/ Bauten, Vegetation	333	500	333	1	114

Tabelle 6: Toxizitätsfaktoren im BVWP

Das folgende Diagramm veranschaulicht das Vorgehen zur Bewertung von Luftschadstoffemissionen im BVWP '92.



Quelle: [1]

Abbildung 1: Bewertung von Luftschadstoffemissionen im BVWP '92

Bei der Ermittlung der Kostensätze wird von einem Schadenskostenansatz ausgegangen. Es soll nun ein kurzer Überblick gegeben werden, wie sich die Kostensätze zusammensetzen. Die Beschreibungen beruhen auf [22].

Gesundheitsschäden

Bei der Schadensermittlung werden Lohnausfälle durch Arbeitsunfähigkeit und die Kosten für stationäre und ambulante Behandlungen berücksichtigt. Es wird angenommen, dass Luftschadstoffe zu zwei Arten von Erkrankungen führen (Atemorganerkrankungen und Herz-Kreislauf-Leiden), die getrennt bearbeitet werden.

Zur Ermittlung der Kosten durch luftschadstoffbedingte Atemorganerkrankungen werden die gesamten Kosten durch Erkrankungen der Atmungsorgane aufsummiert und ein bestimmter prozentualer Anteil unterstellt, der durch Luftschadstoffe verursacht werden soll. Im BVWP '92 waren dies 50 %, bei der Aktualisierung wird dieser Wert auf 34 % gesenkt, da die genannten 50 % auf einem Mengengerüst aus den 80er Jahren basieren und die Luftbelastungen seither deutlich gesunken sind.

Neben Atemorganerkrankungen werden auch Herz-Kreislauf-Erkrankungen berücksichtigt. Die Zuschreibung von Kosten erfolgt durch einen Vergleich von Gesundheitskosten der Bevölkerung in Reinluftgebieten und der in stark belasteten Regionen.

Material- und Gebäudeschäden

Betrachtet werden Kosten durch zusätzliche Renovierungs- und Instandhaltungsarbeiten an Wohngebäuden und Stahlbauten. Es wird darauf hingewiesen, dass „nicht alle relevanten Bereiche“ erfasst werden, z. B. Aufwendungen für den Denkmalschutz, und die bezifferte Schadenssumme daher als Untergrenze zu betrachten ist. Auch hier erfolgt die Quantifizierung zusätzlicher Kosten durch einen Vergleich unterschiedlich stark belasteter Gebiete.

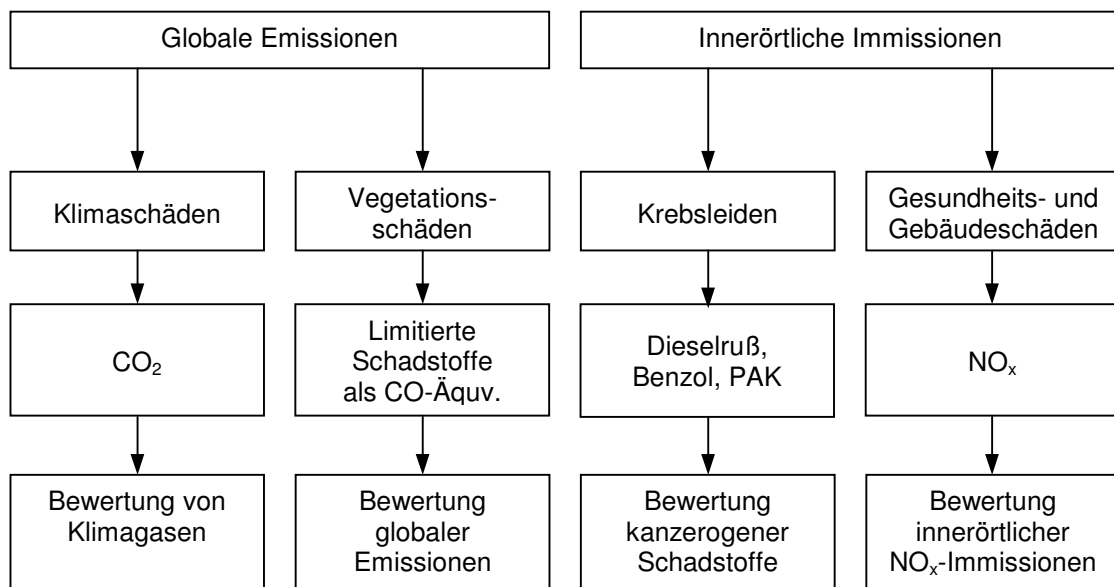
Waldschäden

Ermittelt werden die Kosten luftschadstoffbedingter Waldschäden. Dies sind Verluste für die Forstwirtschaft, Verluste an Erholungsmöglichkeiten durch unterlassene Waldbesuche und Kosten für zusätzliche Maßnahmen zum Hochwasser- und Erosionsschutz.

Addiert man die Kostensätze jeweils für innerörtliche und für außerörtliche Emissionen, so erhält man mit den im BVWP '92 verwendeten Werten 18,00 DM bzw. 6,00 DM je t CO-Äquiv. Nach der Aktualisierung der Daten ergeben sich deutlich niedrigere Werte, nämlich 15,10 DM bzw. 4,50 DM, obwohl das allgemeine Preisniveau zwischenzeitlich gestiegen ist (der Preisstand ist 1995). Die Autoren erklären dieses Phänomen dadurch, dass die Schadenskosten infolge der niedrigeren Luftbelastung gesunken seien. [21]

Bei der Modernisierung des Verfahrens [22] sollen einige wesentliche Kritikpunkte am alten Verfahren beseitigt werden. Dies sind vor allem die Vernachlässigung von klimaschädigenden Gasen und kanzerogenen Substanzen sowie die Bewertung von Emissionen anstelle von Immissionen. Hierzu werden verschiedene Verfahrensvorschläge gegenübergestellt. Empfohlen wird ein Vorgehen nach Heusch/Boesefeldt mit einer geringfügigen Änderung. Die wesentlichen Kritikpunkte finden in diesem Ansatz ihren Niederschlag.

Die folgende Darstellung soll den neuen Ansatz veranschaulichen:



Quelle: [18]

Abbildung 2: Bewertung von Luftschadstoffen im BVWP, Vorschlag von Heusch/Boesefeldt

Der Wertansatz für CO₂-Emissionen fußt auf [24], wo verschiedene Ansätze untersucht werden. Dort werden u. a. Masuhr et al. (Konsistenzprüfung einer denkbaren zukünftigen Wasserstoffwirtschaft) zitiert, die einen Kostensatz zwischen 319 bis 400 DM/t CO₂ (Preisstand 1995) empfehlen. Grundlage für diesen Wert ist ein Vermeidungskostenansatz. In o. a. Studie werden verschiedene CO₂-Emissionsminderungsszenarien entwickelt und deren Kosten geschätzt. Danach wäre mit dem genannten Kostensatz eine Minderung der Emissionen um 80 % bis zum Jahr 2040 möglich,

welche – nach verbreiteter Ansicht – in den Industrieländern erforderlich wäre, um eine Stabilisierung der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre auf heutigem Stand zu erreichen ([24], S. 63). Von den genannten Randwerten wird der obere verwendet, da neben CO₂ weitere Gase wie CH₄, FCKW und N₂O am Treibhauseffekt beteiligt sind.

Die Bewertung von Vegetationsschäden erfolgt wie bisher nach Gesamtemissionen in Form von CO-Äquivalenten. Der Kostensatz beträgt 2,00 DM/t CO-Äquiv.

Innerörtliche Emissionen werden getrennt bewertet als kanzerogene Schadstoffe und als sonstige Schadstoffe, die Gesundheits- und Gebäudeschäden bewirken. Vor der Bewertung werden die Emissionen dieser beiden Gruppen umgerechnet in Immissionen. Nach dem vereinfachten Verfahrensvorschlag werden dafür Informationen benötigt über die mittlere Windgeschwindigkeit, die Immissionsvorbelastung und den sog. Stadtmodellbaustein, der die Bebauungsdichte an einem bestimmten Streckenabschnitt wiedergibt.

Anhand der auf diese Weise bestimmten Immissionen erfolgt die Schadensbewertung.

Kanzerogene Stoffe werden anhand der „Maßeinheit des ‚unit risk‘ “ beurteilt, „das das Risiko abschätzt, bei einer lebenslangen (70 Jahre) konstanten Exposition gegenüber einer Konzentration von 1 µg Schadstoff je m³ Atemluft an Krebs zu erkranken“. Ein Todesfall wird dabei mit 1,4 Mio. DM angesetzt. Betrachtet werden Dieselruß, Benzol und Benz(a)pyren als Leitsubstanz für PAK.

Für die „sonstigen Schadstoffe“ erfolgt eine Bewertung anhand von sog. Schadstoffeinwohnergleichwerten (SEG), die in der Immissionsrechnung ermittelt werden und sich auf NO_x als Leitkomponente beziehen. Der Kostensatz beträgt 5,70 DM/SEG und Jahr.

5.1.5 Kritik

Die wesentlichen Kritikpunkte bei der Quantifizierung der emittierten Schadstoffmengen werden bei der Modernisierung des Verfahrens voraussichtlich ausgeräumt sein.

Dies betrifft zum einen die verkehrlichen Wirkungen, da angestrebt wird, induzierten Verkehr und Interdependenzen zwischen Projekten zu berücksichtigen.

Zum anderen ist zu erwarten, dass durch ein neues System von Emissionsfaktoren eine genauere Abbildung der Emissionen erreicht wird. Damit ist dann auch das oben erwähnte Problem der Zusammensetzung der Fahrzeugflotte (z. B. Diesel-/Otto-Pkw), gelöst. Kritisiert wird am System der Emissionsfaktoren allerdings, dass lediglich die direkten Emissionen des Kraftstoffverbrauchs betrachtet werden, nicht jedoch solche, die bei Raffinerie und Transport der Kraftstoffe entstehen ([22], S. 140). Auch alle anderen indirekten Emissionen (siehe Kapitel 2) bleiben unberücksichtigt.

Ein viel diskutierter Aspekt ist das Prinzip der Toxizitätsäquivalente. Danach werden Schadstoffe aufgrund verschiedener Immissionsgrenzwerte zueinander ins Verhältnis gesetzt. „Elementare Voraussetzung“ hierfür ist allerdings, „daß die zugrundeliegenden Grenzwerte tatsächlich das Wirkungspotential der jeweiligen Schadstoffe in der richtigen Relation widerspiegeln. Dies ist nicht unbedingt zutreffend, da nicht alle Immissionsgrenzwerte toxikologisch begründet sind, vielmehr stellen sie sehr oft einen politischen Kompromiß dar oder sind an der Machbarkeit des Immissionsschutzes orientiert.“ [19], [18]

Doch selbst wenn diese Voraussetzung prinzipiell erfüllt ist, können Toxizitätsäquivalente nur als Näherung an das tatsächliche Schadenspotential dienen. So „wird implizit unterstellt, daß der Schadenswert, der bei der Überschreitung des Grenzwertes eintritt, bei verschiedenen Schadstoffen vergleichbar ist.“ Dies ist nicht unbedingt der Fall. So führen Schadstoffe z. B. zu Konzentrationsstörungen (CO), zu Atemwegsreizungen (SO₂, NO₂ und Ozon) und zu Krebs (Kohlenwasserstoffe). Es ist evident, dass die monetäre Bewertung dieser Wirkungen unterschiedlich ausfällt. Auch die Berücksichtigung von Wirkungsschwellen, unterhalb derer überhaupt keine Beeinträchtigung auftritt oder oberhalb derer mit besonders schwerwiegenden Wirkungen zu rechnen ist, ist mit dem Prinzip der Toxizitätsfaktoren, bei dem ein linearer Zusammenhang vorausgesetzt wird, nicht abbildbar. [19]

Für kanzerogene Schadstoffe ist das Vorgehen nicht anwendbar: Da es keine Grenzwerte gibt, unterhalb derer keine Wirkung zu erwarten ist, *können* diese Stoffe nicht über solche Grenzwerte mit anderen Stoffen in Beziehung gesetzt werden,

sondern nur indirekt über die Schadenskosten je Einheit. Dieser Tatsache wird mit dem mehrstufigen Ansatz nach [22] Rechnung getragen.

Neben den theoretischen Schwächen hat das Prinzip den Vorteil der Praktikabilität und leichten Handhabbarkeit. Würde man eine nicht-lineare Dosis-Wirkungsbeziehung annehmen, so müssten die Untersuchungen für jeden Schadstoff getrennt erfolgen. Hierfür wäre eine eindeutige Zuordnung der Schäden zu den einzelnen Schadstoffen erforderlich, was auf dem derzeitigen Stand des Wissens aber nicht möglich ist.

Der problematischste Punkt bei der Bewertung ist sicherlich die Ermittlung der Kostensätze.

Bei den schadensorientierten Ansätzen beruhen die zugrunde gelegten Mengengerüste auf Hochrechnungen aus regional abgegrenzten Untersuchungen; der Anteil des Verkehrs an den Schäden kann nicht detailliert ermittelt werden ([19], S. 23). Auch die Schadenssumme ist nicht eindeutig, sondern hängt davon ab wie z. B. Todesfälle bewertet werden. Die Beschränkung auf rein materielle Wertverluste wie z. B. Lohnkosten für Arbeitsunfähigkeitstage und Behandlungskosten greift zu kurz. Jeder Gesundheitsschaden zieht neben diesen Kosten auch Wohlfahrtsverluste nach sich, die sich nicht direkt als finanzielle Schäden äußern. Auch sind Beeinträchtigungen der Gesundheit denkbar, die nicht zu Arztbesuchen führen, aber dennoch das Wohlbefinden beeinträchtigen.

Völlig unberücksichtigt bleibt auch ein wesentlicher Teil der Gesundheitsschäden, nämlich solche, die durch Ozon hervorgerufen werden.

Im Bereich des Naturschutzes deckt die Bewertung von Waldschäden und Schäden an Nutzpflanzen nicht alle Wirkungen ab. Schäden an der natürlichen Biosphäre oder Artenverluste bleiben unberücksichtigt. Derartige Wirkungen sind – ebenso wie die Beeinträchtigung der Lebensqualität – nur sehr schwer monetarisierbar. Sie könnten daher im Rahmen der ökologischen Risikoanalyse berücksichtigt werden. Da deren Funktion allerdings nur sehr begrenzt ist ([19], S. 9) wäre eine Berücksichtigung im Rahmen der Nutzen-Kosten-Untersuchung prinzipiell erstrebenswerter.

Problematisch ist auch die Monetarisierung der CO₂-Emissionen. Die Aussagekraft des gewählten Vermeidungskostenansatz ist nach Meinung der Verfasserin sehr beschränkt:

Bei dem Szenario, auf dem der Kostensatz basiert, ist eine 80%ige Reduktion der CO₂-Emissionen bis zum Jahr 2040 vorgesehen. Dies wird erreicht durch eine Wasserstoffwirtschaft mit solar erzeugtem Strom und Wasserstoff. Der Wasserstoff soll dabei zum Großteil (70 %) in Nordafrika hergestellt und via Pipeline nach Deutschland transportiert werden. Die Erzeugung in Deutschland soll nur einen sehr geringen Anteil ausmachen ([24], S. 66).

Technisch und wirtschaftlich möglich mag dieses Szenario sein, in Anbetracht der heutigen politischen Situation erscheint es jedoch unrealistisch. Geht man nun aber davon aus, dass dieses Szenario nicht eintritt (auch nicht teilweise), so wird ein darauf basierender Kostensatz zur Zahlenspielerei.

Planco Consulting ([24], S. 49 f) verteidigen den Vermeidungskostenansatz:

„Es scheint sich durchweg die Auffassung durchzusetzen, daß der zur Vermeidung von klimawirksamen Emissionen unabdingbar zu betreibende Aufwand deutlich unter den Kosten liegen wird, die zur Linderung der Schadenswirkungen bzw. zur Beseitigung der eingetretenen Schäden erforderlich würde. [...] Darüber hinaus kann angenommen werden, daß entsprechende Vermeidungsstrategien mit dem Prinzip der intergenerativen Gerechtigkeit in höherem Maße korrespondieren, als dies durch die Inkaufnahme der Schäden selbst bei anschließender Schadensbeseitigung möglich wäre, selbst wenn davon auszugehen ist, daß auch bei einer Vermeidungsstrategie ‚Restschäden‘ bzw. ‚Restbelastungen‘ auftreten werden. So hat in der Vergangenheit der Vermeidungskostenansatz als Alternative zum Schadfunktionsansatz zunehmend an Bedeutung gewonnen.“

Nach Meinung der Verfasserin argumentieren Planco Consulting an dieser Stelle kontraproduktiv. Auch wenn anzunehmen ist, dass die Verhinderung von Schäden billiger sein wird als deren Inkaufnahme, so ist es – da abzusehen ist, dass die Verhinderung nicht in ausreichendem Maße erfolgt und somit Schäden zu erwarten sind

– korrekter, die in diesem Fall höheren Kosten der Schäden anzusetzen. Dies ist auch sinnvoll, da hierdurch eine stärkere Lenkungswirkung erzielt wird. Die Vermeidungskosten können lediglich als untere Grenze betrachtet werden.

Zum Schluss soll noch kurz die Neuerung diskutiert werden, nach der innerörtlich nicht länger Emissionen sondern Immissionen betrachtet werden. Dieser Ansatz ist prinzipiell sinnvoll, da Schäden letztlich nur von Immissionen und nicht von Emissionen hervorgerufen werden. Die Problematik liegt hierbei in der Umrechnung von Emissionen in Immissionen und der Zuordnung zu betroffenen Schutzgütern. Nach dem geänderten Verfahren werden verkehrsbedingte Gesundheitsschäden ausschließlich den innerörtlichen Emissionen zugerechnet. Durch außerörtliche Emissionen verursachte Gesundheitsschäden werden als unbedeutend betrachtet. Im BVWP '92 wurden noch pauschal 10 % der Gesundheitsschäden außerörtlichen Emissionen zugeordnet. Problematisch ist das neue Vorgehen z. B. in Anbetracht einer ortsnahe Umfahrung. Planco Consulting [22] schlagen für diese Fälle vor, einen passenden zusätzlichen Stadtmodellbaustein zu entwickeln, mit dem auch diese Immissionen erfassbar sind.

Um die Unterschiede zwischen der Immissions- und der Emissionsrechnung aufzuzeigen, wurde von Planco Consulting [22] eine Beispielrechnung durchgeführt. Das Ergebnis zeigt, dass die Schadenswerte für innerörtliche Gesundheitsschäden sehr stark vom jeweils gewählten Stadtmodellbaustein abhängen. Die Werte weisen eine Spannweite zwischen einem Sechstel und dem Dreifachen der Werte auf, die mit Hilfe des BVWP '92-Verfahrens ermittelt werden. In Anbetracht dieser starken Differenzierung sollten außerörtliche Emissionen nicht vernachlässigt werden. Denkbar wäre z. B. zu dem Pauschalansatz im BVWP '92 zurückzukehren und den außerörtlichen Emissionen einen Aufschlag für Gesundheitsschäden zuzurechnen oder eine feste Funktion für die Schadstoffkonzentration in Abhängigkeit von der Entfernung anzunehmen.

5.2 Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen

5.2.1 Allgemeines

Die EWS [2] stellen eine Anleitung dar, mit deren Hilfe Straßenbauprojekte nach einheitlichen Grundsätzen volkswirtschaftlich bewertet werden können und so einerseits die absolute Vorteilhaftigkeit einer Maßnahme festgestellt, andererseits ein Vergleich verschiedener Maßnahmen und Varianten durchgeführt werden kann.

Der Anwendungsbereich der EWS sind Straßenbauprojekte innerhalb und außerhalb bebauter Gebiete, auch solche, die nur kleinräumig wirksam sind. Die Bewertung einer Maßnahme kann in unterschiedlichen Planungsstadien erfolgen (mit entsprechend unterschiedlichem Detaillierungsgrad). Die Anwendung der EWS ist nicht zwingend vorgeschrieben, wird aber empfohlen.

Bei der Bewertung der Maßnahmen werden – um Objektivität zu gewährleisten und zu unumstrittenen Ergebnissen zu gelangen – neben rein monetären Größen nur solche verwendet, die allgemein anerkannt monetarisierbar sind.

Im Einzelnen werden dabei folgende Aspekte untersucht:

- Investitionskosten
- laufende Kosten
- Betriebskosten
- Fahrzeiten
- Unfallgeschehen
- Lärmbelastung
- Schadstoffbelastung
- Klimabelastung
- Trennwirkung gegenüber Fußgänger-Überquerung
- Flächenverfügbarkeit für Fußgänger und Radfahrer

Ermittelt wird der Saldo zwischen einem Planungs- und einem Vergleichsfall. Der Betrachtungszeitraum beträgt 20 Jahre. Das Verfahren basiert auf dem Preisstand

von 1995; zu anderen Zeitpunkten anfallende Kosten und Nutzen werden mit 3 % p. a. auf den Bezugszeitpunkt auf- bzw. abgezinst. Dieser ist das Jahr nach der Verkehrsübergabe.

Im Folgenden werden die Teile der EWS beschrieben, die sich direkt oder indirekt mit dem Energieverbrauch und dessen Auswirkungen befassen.

Soweit nicht anders angegeben, sind die Informationen in diesem und den folgenden Kapiteln der Verfahrensanleitung der EWS [2] und dem Kommentar hierzu [25] entnommen.

5.2.2 Verkehrsprognose

Zunächst werden die Prognoseverkehrsstärken anhand einer Analyse des bestehenden Verkehrsgeschehens ermittelt. Dann wird der prognostizierte Verkehr auf das Verkehrsnetz sowohl im Planungsfall als auch im Vergleichsfall umgelegt. Ein bestimmtes Verfahren wird hierfür nicht festgelegt, statt dessen wird auf die Literatur verwiesen. Eine Berücksichtigung des öffentlichen Personennahverkehrs (ÖPNV) erfolgt in der Regel nicht.

Durch dieses Vorgehen, bei dem es keine Rückkopplung zwischen Gestalt des Verkehrsnetzes und Verkehrsnachfrage gibt, bleibt induzierter Verkehr zum Teil unberücksichtigt. Die Autoren weisen darauf hin, dass „induzierter Umwegverkehr“, der durch zeitlich kürzere Umwegfahrten entsteht, in vollem Umfang in die Berechnung mit einfließen, dass jedoch „induzierter Verkehr im eigentlichen Sinne“, also solcher, der sich durch neue Fahrten, Änderung von Quelle-Ziel-Beziehungen und Änderung der Verkehrsmittelwahl ergibt, nicht berücksichtigt werden kann, da „keine befriedigenden Quantifizierungsansätze“ existieren.

Für die Quantifizierung der Nutzenkomponenten werden außer den Verkehrsstärken auf den einzelnen Netzabschnitten noch weitere detaillierte Informationen benötigt, die bestimmt werden müssen, zum Teil anhand umfangreicher Formeln aus den EWS. Wenn dies erfolgt ist, liegt das Netz unterteilt in homogene Abschnitte gleicher Streckencharakteristik und gleichen Verkehrsablaufs vor.

Dabei wird die Streckencharakteristik durch die Merkmale Straßentyp (einer von 47), Höhe der Geschwindigkeitsbeschränkung und Steigung beschrieben; der Verkehrsablauf wird, getrennt nach Fahrtrichtung und für 15 verschiedene Zeitabschnitte charakterisiert durch die Eigenschaften Verkehrsstärke, Verkehrszusammensetzung (aus acht Fahrzeuggruppen) und Geschwindigkeiten der Fahrzeuggruppen in Abhängigkeit von den Streckenmerkmalen.

5.2.3 Quantifizierung der Schadstoffe

Die Bewertung von Umweltauswirkungen beschränkt sich bei den EWS auf schädliche Wirkungen von Luftschadstoffen aus dem direkten Kraftstoffverbrauch. Weitere Umweltauswirkungen werden nicht betrachtet, weil sie in den Kosten des Projekts in Form von Ausgleichsmaßnahmen bereits enthalten seien. Ein Projekt, das nicht die Anforderungen der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) erfülle, komme für eine Verwirklichung ohnehin nicht in Betracht.

Die Quantifizierung der emittierten Schadstoffe, die in die Bewertung mit eingehen, erfolgt über eine große Zahl Formeln und Emissionsfaktoren. Dabei wird für jeden Schadstoff einzeln eine sehr umfangreiche Berechnung durchgeführt. Die Emissionen hängen dabei jeweils ab von der Fahrzeuggruppe, der gefahrenen Geschwindigkeit (die wiederum von der Verkehrsstärke, vom Straßentyp und der Fahrzeuggruppe abhängt), der Längsneigung und dem Jahr (Verringerung der Emissionen durch technologischen Fortschritt und strengere Grenzwerte). Die Quantifizierung der CO₂-Emissionen erfolgt, indem analog zu den übrigen Schadstoffen der Kraftstoffverbrauch ermittelt und daraus das bei vollständiger Verbrennung entstehende CO₂ berechnet wird.

Die Autoren der EWS weisen darauf hin, dass sich alle Emissionsfaktoren auf Warmfahrt beziehen. Emissionen, die zusätzlich durch Kaltstarts, Verdampfung und Tankatmung entstehen, bleiben unberücksichtigt.

5.2.4 Bewertung/Monetarisierung

Es werden analog zum BVWP drei Wirkungen von Schadstoffen bewertet:

Die Schadwirkung durch NO_x, HC, SO₂, CO und von Partikeln einerseits auf Menschen und Bauten, andererseits auf die Vegetation, außerdem die Belastung des Klimas durch CO₂-Emissionen.

Für die Bewertung der Schadwirkung auf Mensch, Bauten und Vegetation werden wie im BVWP Toxizitätsfaktoren verwendet. Allerdings werden hier nicht CO-, sondern NO_x-Äquivalente berechnet. Die Relationen entsprechen den Vorschlägen von Planco Consulting [22] zur Modernisierung des BVWP-Verfahrens.

NO _x	HC	SO ₂	CO	Partikel
1,0	1,5	1,0	0,003	0,342

Quelle: [2]

Tabelle 7: Toxizitätsfaktoren in den EWS

Schadwirkung auf Mensch und Bauten

Mit Ausbreitungsfunktionen werden aus den Emissionen Immissionen ermittelt, die in Form von Bezugskonzentrationen an den Rändern der Bebauung angegeben werden. Diese Konzentrationen werden mit der Anzahl der Betroffenen multipliziert. Man erhält den Schadstoff-Einwohner-Gleichwert (SEG), der mit einem Kostensatz in Höhe von 47.000 DM/SEG-a multipliziert wird.

Ermittelt wurde dieser Wert mit einem Schadenskostenansatz aufgrund von [26]. Dort werden die straßenverkehrsbedingten Schäden an Mensch und Bauten in den alten Bundesländern im Jahr 1986 untersucht und auf 7,748 Mrd. DM beziffert. Dieser Wert wird entsprechend der Inflationsrate auf das Jahr 1995 bezogen und durch die damalige Bevölkerung und eine nicht näher erklärte „bundesdurchschnittliche Bezugskonzentration“ von 0,0036 mg NO_x-Äquiv./m³ dividiert.

Schadwirkung auf die Vegetation

Im Gegensatz zur Wirkung auf Mensch und Bauten werden für die Wirkung auf die Vegetation keine Immissionen bestimmt, sondern die Bewertung erfolgt direkt über die Emissionen. Abgesehen davon ist das Vorgehen analog:

Nach [26] betrug 1986 die Schadenssumme 4,393 Mrd. DM, die Emissionen 3,5063 Mio. t NO_x-Äquiv. Daraus ergibt sich ein Kostensatz von 1.700 DM/t NO_x-Äquiv.

Klimabelastung durch CO₂-Emissionen

Die Klimabelastung wird mit einem Vermeidungskostenansatz bewertet. Nach [24] ergibt sich dabei eine große Spannweite für den möglichen Kostensatz. Daher wird von dem arithmetischen Mittelwert der Randwerte ausgegangen, der 180 DM/t CO₂ beträgt.

5.2.5 Kritik

Der Anspruch der EWS, nur objektive Kriterien zu verwenden, ist in sich schlüssig, birgt jedoch eine Gefahr:

Das Vorgehen der EWS führt zu einem eindeutigen Ergebnis, das sich zum Teil auf sehr detaillierte Daten stützt. Dadurch wird eine Genauigkeit vorgetäuscht, die tatsächlich nicht gegeben ist:

Einerseits sind die Monetarisierungsansätze selbst nicht objektiv und unumstritten, sondern sozusagen nur der kleinste gemeinsame Nenner. Andererseits bleiben alle Aspekte, die nicht quantifizierbar oder monetarisierbar sind, unberücksichtigt, obwohl die Monetarisierbarkeit allein keine Aussage über die Bedeutung eines Aspekts zulässt.

Diese beiden Probleme zeigen sich auch bei der Ermittlung der Kostensätze für Luftschadstoffe. Die angegebenen Schadenskosten, die [26] entnommen sind und auf einer Vielzahl von Untersuchungen basieren, enthalten – wie auch die des BVWP – folgende Kostenkomponenten:

Mensch und Bauten		Flora und Fauna		
Gesundheits-schäden	Material-schäden	Tierschäden	Schäden an der Freiland-vegetation	Waldschäden
<ul style="list-style-type: none"> - Ressourcen-ausfallkosten durch vorübergehende oder dauerhafte Arbeitsunfähigkeit - ambulante oder stationäre Behandlung 	<ul style="list-style-type: none"> - Schäden an Gebäuden - Schäden an Stahlbauten - zusätzlicher Reinigungsaufwand (v. a. durch häufigere Anstriche)	<ul style="list-style-type: none"> - wirtschaftliche Schäden an Nutztieren 	<ul style="list-style-type: none"> - Ernteverluste 	<ul style="list-style-type: none"> - Forstwirtschaft - Freizeit und Erholung - Erhöhte Kosten im Bereich Wasser und Boden (v. a. Erosionsschutz)

Quelle: [26]

Tabelle 8: Kostenkomponenten in den EWS

Andere Wirkungen, z. B. Wohlfahrtsverluste, werden nicht berücksichtigt.

Eine in [26] zitierte Studie versucht, die Kosten der Schadstoffbelastung mit einem Zahlungsbereitschaftsansatz zu ermitteln ([26], S. 3-37 ff). Sie kommt auf Kosten aus der Gesamtschadstoffbelastung von ca. 50 Mrd. DM gegenüber 27,2 Mrd. DM mit den benutzten Ansätzen. Dies zeigt deutlich, dass sich für mögliche Bewertungen eine sehr große Spannweite begründbarer Ansätze ergibt, je nach angewandter Methode und normativen Vorgaben (z. B. stellt sich die Frage, ob eine gewisse Grundbelastung hingenommen werden soll oder die Bewertung auf das Ideal reiner Luft aufbaut).

Dem zwangsläufig nur grob abschätzbaren Wertegerüst steht ein sehr großer Aufwand bei der Ermittlung des Mengengerüsts gegenüber. Es kann davon ausgegangen werden, dass dieser Aufwand wenig Erkenntnisgewinn gegenüber einer etwas gröberen Abschätzung bietet, zumal auch zwei prinzipielle Fehler enthalten sind:

Zum einen wird – wie bereits erwähnt – echter induzierter Verkehr nicht berücksichtigt. Es ist unumstritten, dass ein Ausbau von Verkehrsnetzen zu Mehrverkehr führt. Um diesen zu quantifizieren, müsste im Rahmen der Verkehrsprognose für jeden Planungsfall eine eigene Quelle-Ziel-Matrix aufgestellt werden. Zum anderen wird

ausdrücklich betont, dass in den Emissionsfaktoren keine Verdampfungsemissionen, Tankatmung und Kaltstarts enthalten sind. Dies führt zu einer systematischen Unterschätzung vor allem der HC-Emissionen. Während Kaltstartzuschläge von der Fahrtenanzahl abhängen, sind Tankatmung und Verdampfungen eher dem Fahrzeugbestand zuzuschreiben. Der Einfluss einer Straßenbaumaßnahme auf den Fahrzeugbestand dürfte nicht einfach zu erfassen sein. Eine Hochrechnung der HC-Emissionen z. B. auf Fahrzeug-Kilometer sollte allerdings möglich sein. Das Ergebnis würde sich dann in einem höheren Emissionsfaktor für HC niederschlagen.

Unverständlich sind zum Teil die Ermittlungen der Kostensätze. Der Kostensatz für den SEG wird mit Hilfe einer „bundesdurchschnittlichen Bezugskonzentration“ ermittelt. Es bleibt unklar, woher dieser Wert stammt.

Auch wird nicht deutlich, warum mit NO_x-Äquivalenten gearbeitet wird, obwohl die Verwendung von CO-Äquivalenten üblicher ist. Problematisch ist die Ableitung der Schadenssätze aus [26], die auf die im BVWP '92 verwendeten CO-Äquivalente aufbauen und damit den in der EWS verwendeten NO_x-Äquivalenten nicht entsprechen.

Der Kostensatz für CO₂-Emissionen erscheint etwas niedrig. Obwohl sich die EWS auf [24] beruft, wird nicht der dort vorgeschlagene Kostensatz von 360 DM/t CO₂, sondern die Hälfte davon verwendet.

Eine kurze Nebenbemerkung zu denjenigen Umweltauswirkungen, die nicht in der Bewertung der Luftschadstoffe enthalten sind, sei noch gestattet:

Der Hinweis der Autoren, dass diese nicht weiter betrachtet werden müssen, da sie durch Ausgleichsmaßnahmen nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) bereits kompensiert seien und dies in einer UVP nachgewiesen wird, mag logisch richtig sein. Ob dies in der Praxis zutrifft, darf aber bezweifelt werden. Ein Ausgleich von Umweltschäden ist oft überhaupt nicht möglich, z. B. wenn Arten aussterben oder Biotop wie Moore zerstört werden, die sich nicht in einem Zeitraum von mehreren Jahrzehnten regenerieren können. Im Übrigen wird auch nicht bei allen Straßenbauprojekten eine UVP durchgeführt. Vorgeschrieben ist sie nur für „Bau und Änderung einer Bundesfernstraße, die der Planfeststellung nach § 17 des Bundesfernstraßengesetzes oder eines Bebauungsplans nach § 9 des Baugesetzbuchs bedürfen“ [27].

Außerdem wird in [19] darauf hingewiesen, dass die Kosten für Kompensationsmaßnahmen stark von den jeweiligen Straßenbauverwaltungen und landesrechtlichen Vorschriften abhängen. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich die jeweiligen Maßnahmen auch in der Qualität unterscheiden und sie dem Ideal der vollständigen Kompensation unterschiedlich nahe kommen.

5.3 Standardisierte Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen im ÖPNV

5.3.1 Allgemeines

Die Standardisierte Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen im öffentlichen Personennahverkehr [3] (im Folgenden kurz „Standardisierte Bewertung“ genannt) dient dazu, die Entscheidungsgrundlage für den Mitteleinsatz aus dem Gemeindeverkehrsfinanzierungsgesetz (GVFG) zu vereinheitlichen. Sie muss angewendet werden auf alle Vorhaben nach § 2 Abs. 1 Nr. 2 und § 11 GVFG, deren zuwendungsfähigen Investitionen 25 Mio. € überschreiten. Sie kann aber auch bei kleineren Projekten als Entscheidungshilfe dienen.

Für die Bewertung wurde ein Zielkatalog aufgestellt, der die Wirkungen in drei Bereiche unterteilt: Wirkungen auf den Betreiber, auf die Fahrgäste und auf die Allgemeinheit. Das Ergebnis baut auf dem Vergleich eines Mit- und eines Ohnefalls auf.

Das Verfahren ist stark formalisiert. Alle Teilindikatoren werden in Formblätter eingetragen, so dass die Ergebnisse für verschiedene Projekte gut vergleichbar sind.

Wenn Unsicherheiten bei der Ermittlung der Daten oder der Wertansätze bestehen oder wenn das Ergebnis der Standardisierten Bewertung nur knapp positiv ausfällt, können Sensitivitätsanalysen durchgeführt werden.

Bei Durchführung der Standardisierten Bewertung werden mehrere Indikatoren ermittelt, die sich jeweils aus verschiedenen Teilindikatoren zusammensetzen. Die Indikatoren sind gestuft nach der Erfassungsgenauigkeit und Bewertungssicherheit ihrer Teilindikatoren.

Derjenige Indikator, der immer ermittelt werden muss, ist der Nutzen-Kosten-Indikator. Er beinhaltet nur „Teilindikatoren, deren originäre Messgrößen entweder monetär sind oder durch konventionell abgesicherte Umrechnungen monetarisierbar sind“. Er genügt im Allgemeinen, um die Förderfähigkeit eines Projektes zu untersuchen. In ihm werden folgende Aspekte aggregiert:

- ÖV-Kosten
- MIV (motorisierter Individualverkehr)-Betriebskosten
- ÖV-Reisezeitdifferenz
- CO₂-Emissionen
- weitere Schadstoffemissionen
- Geräuschbelastung
- Unfallschäden

Zur Variantenuntersuchung ist es möglich, zusätzliche Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Dazu werden zwei weitere Indikatoren gebildet. Dies ist zum einen der Nutzwertanalytische Indikator. Er enthält neben den Kriterien aus dem Nutzen-Kosten-Indikator solche, die zwar quantifizierbar, jedoch schwieriger monetarisierbar sind. Konkret sind dies folgende:

- Primärenergieverbrauch
- Erreichbarkeiten
- Flächenbedarf
- Beförderungskomfort

Alle Kriterien werden in originären Messgrößen angegeben und anhand von Gewichtungsfaktoren in Punktwerte umgerechnet. Die Standardisierte Bewertung enthält hierfür einen Vorschlag, der jedoch nicht bindend ist, da die Gewichtung nicht monetärer Aspekte eine politische Entscheidung ist.

Der dritte Indikator wird nicht berechnet, sondern es erfolgt eine verbale Diskussion weiterer Gesichtspunkte, die nur ordinal oder nominal erfassbar sind. Hierbei werden folgende Bereiche berücksichtigt:

- Lage entlang von Entwicklungsachsen

- Auswirkungen auf besondere Gebiete wie Wasser-, Natur- und Landschaftsschutzgebiete
- Netzzusammenhang und Anpassungsfähigkeit an Nachfrageschwankungen
- Wirkungen auf Landschaftsbild, Freizeit- und Naherholungsgebiete
- Trennwirkungen
- Wirkungen auf die regionale Wirtschafts- und Sozialstruktur
- Wirkungen auf das Stadtbild

Zusätzlich zur Ermittlung der drei Indikatoren wird eine Folgekostenrechnung durchgeführt, die dem Aufgabenträger bzw. Antragsteller die ihn betreffenden finanziellen Auswirkungen aufzeigen soll. Sie ersetzt den „Betriebswirtschaftlichen Indikator“, der in früheren Versionen der Standardisierten Bewertung verwendet wurde.

Im Folgenden werden die Teile der Standardisierten Bewertung beschrieben, die sich direkt oder indirekt mit dem Energieverbrauch und dessen Auswirkungen befassen. Soweit nicht anders angegeben, sind die Informationen in diesem und den folgenden Kapiteln direkt der Standardisierten Bewertung [3] entnommen.

5.3.2 Verkehrsprognose

Für die Verkehrsprognose werden drei Fälle unterschieden: Der *Istfall*, also die gegenwärtige Situation mit dem gegenwärtigen ÖV-Angebot und dem aktuellen Straßennetz, der *Ohnefall*, der das zukünftige Verkehrsnetz (ÖV und IV) ohne die beabsichtigte Maßnahme darstellt, allerdings unter Einbeziehung von Maßnahmen, deren Realisierung zwischenzeitlich zu erwarten ist, und zuletzt der *Mitfall*, der dem Ohnefall entspricht, ergänzt um die zu untersuchende Maßnahme. Das Straßennetz wird als im Ohne- und Mitfall identisch vorausgesetzt.

Der Verkehrsprognose geht eine Bestandsaufnahme von Verkehrsangebot und Verkehrsnachfrage, jeweils unterschieden nach ÖV und MIV, voraus.

Das Verkehrsangebot schlägt sich nieder in einer Widerstandsmatrix. Für den ÖV setzt sich der Widerstand einer Relation zusammen aus den unterschiedlich gewichteten Einzelreisezeiten wie Fußweg von und zur Haltestelle, Beförderungszeiten im Fahrzeug und Umsteigezeiten. Im MIV gehen neben den reinen Fahrtzeiten die Zu-

und Abgangszeiten zum bzw. vom Fahrzeug, sowie eine grobe Klassifizierung der Parkplatzverfügbarkeit an Start- und Zielort in die Widerstände mit ein. Für die späteren Schritte ist es erforderlich, für den MIV neben der Ermittlung der Widerstände auch die Streckenlängen, jeweils inner- und außerorts, zu erheben.

Die Verkehrsnachfrage wird ebenfalls in Form einer Matrix dargestellt, wiederum getrennt nach ÖV und MIV. Eine Unterteilung nach Fahrtzweck erfolgt dabei nicht, lediglich der Schülerverkehr wird gesondert behandelt, da für ihn andere Grundsätze gelten: Es wird davon ausgegangen, dass die Verkehrsnachfrage im Schülerverkehr unabhängig vom Verkehrsangebot ist, so dass zwischen Mit- und Ohnefall kein induzierter Verkehr und kein Wechsel des Verkehrsmittels zu erwarten ist.

Die Verkehrsnachfrage für den MIV wird benötigt, um verlagerten Verkehr zu bestimmen. Hierfür reicht eine geringere Genauigkeit als für die ÖV-Nachfrage aus.

Sind die Widerstandsmatrizen für alle drei Fälle aufgestellt und die Nachfrage im Istfall ermittelt, dann kann eine Hochrechnung der Verkehrsnachfrage auf den Ohnefall erfolgen. Dabei werden Nachfrageänderungen quantifiziert, die durch Änderungen der folgenden Randbedingungen verursacht sind: Strukturdaten, ÖV- und MIV-Netz (dies erfolgt analog zur Methode mit der anschließend Änderungen zwischen Ohne- und Mitfall ermittelt werden), sowie gegebenenfalls das Tarifsystem.

Aus der Nachfragematrix im Ohnefall kann die Nachfrage im Mitfall bestimmt werden. Im ÖV ist dies die Nachfrage aus dem Ohnefall zuzüglich des induzierten und des vom MIV auf den ÖV verlagerten Verkehrs. Im MIV ist dies die Nachfrage aus dem Ohnefall abzüglich des verlagerten Verkehrs. Verlagerter und induzierter Verkehr werden dabei einzeln bestimmt anhand umfänglicher Formeln, in die die Widerstände des IV und des ÖV in Mit- und Ohnefall eingehen. Die Formel für den induzierten Verkehr beruht auf der Hypothese eines konstanten Widerstandsbudgets, analog zur Theorie des konstanten Reisezeitbudgets. Der ermittelte Wert wird anschließend um 70 % abgemindert, um zu berücksichtigen, dass die freigewordene Reisezeit auch in Fahrten des Individualverkehrs investiert werden kann.

Dieser induzierte MIV kann mit dem vorliegenden Verfahren allerdings nicht erfasst werden. Ebenso wenig Änderungen des Zielwahlverhaltens, welches besonders im Freizeit- und Einkaufsverkehr zu erwarten sind. Die Autoren begründen diese Nicht-

berücksichtigung damit, dass ein großer Verfahrensaufwand erforderlich wäre, das Resultat allerdings keinen bedeutenden Einfluss auf das Gesamtergebnis hätte.

Für die weiteren Schritte, die sich mit dem Energieverbrauch befassen, ist aus der verkehrlichen Rechnung lediglich die Änderung des MIV erforderlich; die Nachfrageänderung wird anhand eines durchschnittlichen Besetzungsgrades in Fzkm umgerechnet und getrennt nach Innerorts- und Außerortsstrecken ausgewiesen.

5.3.3 Quantifizierung der Schadstoffe

Die Standardisierte Bewertung betrachtet drei Teilindikatoren, die mit der Energieumwandlung zusammenhängen:

CO₂-Emissionen, weitere Schadstoffe und Primärenergieverbrauch. Zu beachten ist, dass die „weiteren Schadstoffe“ unmittelbar in monetären Einheiten angegeben werden. Für die Quantifizierung dieser Indikatoren werden standardisierte Werte verwendet, so dass im Einzelfall außer dem Fahrzeuggewicht keine Daten erhoben werden müssen. Die Werte sind in einer Tabelle angegeben, die regelmäßig fortgeschrieben wird. Für ÖV-Fahrzeuge sind die Werte auf Tonnenkilometer (tkm) bezogen und es wird nach Fahrzeugtyp differenziert, für den MIV sind sie auf Fzkm bezogen und es wird unterschieden zwischen Fahrten innerorts und außerorts.

Konkret werden die folgenden Daten verwendet (Sach- und Preisstand 2000):

	Primärenergieverbrauch [MJ/tkm] bzw. [MJ/Fzkm]	CO ₂ -Emissionen [g/tkm] bzw. [g/Fzkm]	Bewertung weiterer Schadstoffe [Cent/tkm] bzw. [Cent/Fzkm]
Nahverkehrstriebwagen mit Dieseltraktion	0,78	59,6	0,15
S-Bahn/sonstiger SPNV-Regionalverkehr mit Elektrotraktion	0,85	47,7	0,02
U-Bahn	1,10	61,6	0,03
Straßen-/Stadtbahn oder 2-System-Fahrzeug	1,00	56,2	0,02

	Primärenergieverbrauch [MJ/tkm] bzw. [MJ/Fzkm]	CO ₂ -Emissionen [g/tkm] bzw. [g/Fzkm]	Bewertung weiterer Schadstoffe [Cent/tkm] bzw. [Cent/Fzkm]
Gelenkbus	1,17	89,4	0,35
Großraumbus	1,06	80,4	0,33
Stadtbus	1,37	104,3	0,42
Überlandbus	0,98	74,5	0,17
Midibus	1,37	104,3	0,42
Pkw innerorts	3,563	278	0,34
Pkw außerorts	2,807	210	0,11

Tabelle 9: CO₂-Emissionen, weitere Schadstoffe und Primärenergieverbrauch in der Standardisierten Bewertung

Für die ÖV-Fahrzeuge werden diese Werte mit der Gesamtmasse pro Fahrzeug inklusive Fahrgästen multipliziert. Dabei wird von einem Besetzungsgrad von 20 % ausgegangen. Man erhält wie für den MIV einen Wert bezogen auf Fzkm.

Um zu den gesuchten Werten zu kommen, müssen die nun auf Fzkm bezogenen Daten noch mit der Fahrleistung (in Fzkm/Jahr) multipliziert werden. Damit lassen sich die Salden zwischen Mit- und Ohnefall errechnen für die jährlichen CO₂-Emissionen, für den jährlichen Primärenergieverbrauch und für die Bewertung weiterer Schadstoffe in monetärer Einheit pro Jahr.

5.3.4 Bewertung/Monetarisierung

In den Nutzen-Kosten-Indikator gehen die Bewertungen von CO₂ und weitere Schadstoffe ein, in den Nutzwertanalytischen Indikator zusätzlich der Primärenergieverbrauch (PEV). Die zusätzliche Erfassung des PEV erfolgt „um den Verbrauch begrenzter Ressourcen zu verdeutlichen“.

Für CO₂-Emissionen wird ein Kostensatz angegeben, der sich auf die emittierte Menge bezieht. Weitere Schadstoffe werden nicht in originären Messgrößen ermittelt, da sie nur einen geringen Nutzenbeitrag liefern, sondern aggregiert behandelt.

Es handelt sich dabei um die Schadstoffe CO, HC, NO_x und Staub. Die Monetarisierungsansätze sind mit dem BVWP-Verfahren abgestimmt.

Folgende Kostensätze kommen zur Anwendung (zum Vergleich wurde die vorgeschlagene Punktbewertung des PEV in monetäre Größen umgerechnet):

CO ₂	Primärenergieverbrauch
231 €/t	12,16 €/GJ

Tabelle 10: Kostensätze für CO₂ und Primärenergieverbrauch in der Standardisierten Bewertung

5.3.5 Kritik

Die Verwendung eines mehrstufigen Bewertungsverfahrens ist prinzipiell sinnvoll. Ebenso die Trennung von Datenerfassung und Bewertung. Dadurch bleibt das Verfahren transparent und nachvollziehbar. Die Vielschichtigkeit der Maßnahmewirkungen bleibt sichtbar. Bei den Schadstoffemissionen wurde dieses Prinzip allerdings nicht durchgehalten, so dass nicht mehr erkennbar ist, wie die Wertansätze zustande kommen.

Ein Schwachpunkt ist, dass Energieverbrauch und Emissionsverhalten zwar fahrzeugspezifisch sind, nicht jedoch unternehmensspezifisch. Auf diese Weise können Energieverbrauch, Schadstoffausstoß und Art der Stromerzeugung nur ungenau abgebildet werden. Dies ist im Rahmen der Standardisierten Bewertung jedoch kaum besser möglich, da zum Zeitpunkt der Erstellung nicht immer bekannt ist, welches Unternehmen die betroffenen Linien mit welchen Fahrzeugen bedienen wird. In Einzelfällen, z. B. beim Einsatz von Gasbussen, können ohnehin angepasste Emissions- und Verbrauchswerte in Abstimmung mit dem Zuwendungsgeber verwendet werden. Kocks Consult [28] merken an, dass auch Auswirkungen der Anzahl der Halte nicht in die Berechnung mit eingehen.

Für die Ermittlung der MIV-Emissionen wäre eine stärkere Differenzierung nach der Streckencharakteristik, also nach außer- und innerorts, wünschenswert, da sich das Emissionsverhalten hierbei deutlich unterscheidet.

Die Ausweisung des PEV erscheint der Verfasserin nützlich, auch wenn Kritiker auf eine gewisse Mehrfacherfassung des Energieverbrauchs in Form von Energiekosten, CO₂-Emissionen und PEV hinweisen können. Dieses Vorgehen deutet aber an, wie komplex die Problematik der Verbrennung fossiler Energieträger ist, die nicht auf einzelne quantifizierbare Wirkungen beschränkt ist, sondern mit der Erschöpfbarkeit dieser Ressourcen auch ein politisches und gesellschaftliches Problem darstellt. In ferner Zukunft sollte in der Standardisierten Bewertung eine Differenzierung in fossile und regenerierbare Energieträger erfolgen. Unter den gegenwärtigen Umständen scheint dies jedoch noch nicht sinnvoll.

6 Notwendigkeit eines verbesserten Bewertungsansatzes

Im vorigen Kapitel wurden drei wichtige Bewertungsverfahren für Verkehrsinfrastrukturmaßnahmen unter dem Aspekt der Bewertung von Umweltwirkungen untersucht und die wesentlichen Kritikpunkte dargelegt.

Manche dieser Kritikpunkte treffen auf alle drei Verfahren zu, z. B. die unvollständige Bewertung von Umweltschäden, für die bis heute keine zufriedenstellenden, umfassenden Ansätze existieren.

Manche Einwendungen betreffen nicht alle Bewertungsverfahren. Z. B. wird induzierter Verkehr in den EWS vollständig vernachlässigt; im BVWP und in der Standardisierten Bewertung dagegen wird der induzierte Verkehr, der in dem Verkehrsträger entsteht, auf den sich die Baumaßnahme bezieht, durchaus quantifiziert. Eine umfassende, das ganze Verkehrssystem berücksichtigende Verkehrsprognose erfolgt jedoch auch hier nicht.

Der wichtigste Kritikpunkt, der alle drei Verfahren betrifft, ist die ausschließliche Berücksichtigung direkter Emissionen, d. h. antriebsbedingter Emissionen, die direkt am Fahrzeug oder im Kraftwerk bei der Bereitstellung von Fahrstrom entstehen. Die Standardisierte Bewertung nimmt hierbei eine Sonderstellung ein, da zumindest Emissionen durch die Bereitstellung von Kraftstoff berücksichtigt werden. Dies geschieht weder beim Bewertungsverfahren für den BVWP noch innerhalb der EWS. Völlig unberücksichtigt bleiben auch Umweltbelastungen aus Bau, Betrieb, Instandhaltung und Entsorgung der Infrastruktur, obwohl die Kosten dieser Komponenten sehr wohl in den Bewertungsverfahren berücksichtigt werden. Das gleiche gilt auch für Herstellung, Instandhaltung und Entsorgung von Fahrzeugen. Dies führt zu einer systematischen Unterschätzung der durch eine Infrastrukturmaßnahme verursachten Umweltbelastungen gegenüber anderen Kostenkomponenten.

Auch die Monetarisierungsansätze, die bei allen untersuchten Verfahren methodisch ähnlich sind, weisen einige Schwachstellen auf, was bereits im vorigen Kapitel dargelegt wurde.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde untersucht, inwieweit die bestehenden Mängel bei der Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen im ÖPNV beseitigt werden können. Das Ergebnis schlägt sich nieder in der Entwicklung eines Variantenvergleichs, der im folgenden Kapitel beschrieben wird.

7 Entwicklung einer verbesserten Bewertungsmethode (Variantenvergleich)

7.1 Einleitung

Die in dieser Arbeit entwickelte Methode zum Variantenvergleich bei Infrastrukturmaßnahmen im ÖPNV orientiert sich an der Standardisierten Bewertung, so dass sie als Ergänzung und Konkretisierung dieser fungieren kann. Das Prinzip, alle Eingangsgrößen, Zwischen- und Endergebnisse in Formblätter einzutragen, wird übernommen. Zum Teil wird auch auf Zwischenergebnisse aus der Standardisierten Bewertung zurückgegriffen. Ein kompletter Satz der Formblätter für diesen Variantenvergleich befindet sich in Anhang A. Richtgrößen und Faktoren, die zeitlichen Änderungen unterworfen oder mit Unsicherheiten behaftet sind, werden – analog zum Vorgehen in der Standardisierten Bewertung – nicht in die anzuwendenden Vorschriften eingearbeitet, sondern getrennt auf Tabellenblättern ausgewiesen, um eine einfache Anpassung an einen späteren Bezugszeitpunkt und neuere wissenschaftliche Erkenntnisse zu ermöglichen. Diese Datenblätter befinden sich in Anhang B.

In der Natur der Sache liegt es, dass teilweise genauere Daten verwendet werden müssen als in der Standardisierten Bewertung. Dies betrifft z. B. Energieverbräuche und Schadstoffemissionen von ÖV-Fahrzeugen. Im Rahmen der Standardisierten Bewertung wird hier von einem Standardwert ausgegangen, von dem nur im Einzelfall abgewichen werden kann. Dies ist berechtigt, da genauere Daten in der Planungsphase, in der die Standardisierte Bewertung durchgeführt wird, oft nicht vorliegen und dieser Bereich ohnehin kaum Einfluss auf das Gesamtergebnis hat, so dass eine grobe Berücksichtigung in der Regel ausreicht.

Da im Rahmen der hier entwickelten Methode ein Variantenvergleich ausschließlich unter dem Aspekt der Umweltauswirkungen aus dem Energieeinsatz erfolgen soll, ist es sinnvoll, mit genaueren Daten zu arbeiten. Sind diese nicht beschaffbar, so kann auch auf durchschnittliche Daten, z. B. aus der Standardisierten Bewertung zurückgegriffen werden.

7.2 Wahl der Bilanzgrößen

In der Literatur werden unterschiedliche Zusammenstellungen von Bilanzgrößen verwendet. Die meisten Autoren beschränken sich auf die Betrachtung von Luftschadstoffen, da diese im Verkehrsbereich die größte Umweltbelastung darstellen. Die Zahl der gewählten Bilanzgrößen ist allerdings recht unterschiedlich. Der Bereich des Möglichen liegt dabei zwischen der kompletten Erfassung aller bekannten emittierten Stoffe (siehe [10]) und der Beschränkung auf einen einzigen Schadstoff als Leitsubstanz, dem stellvertretend alle Schadwirkungen zugerechnet werden, wie dies z. B. in [29] geschieht.

Da sich die Stoffe in Eigenschaften wie Lebensdauer und Wirkungsbereich (Flora, Mensch, Atmosphäre, ...) unterscheiden, ist es prinzipiell sinnvoll, viele Stoffe zu erfassen. Mit der Anzahl der Indikatoren steigen allerdings auch die Unsicherheiten.

Im Variantenvergleich wird für die Erfassung des Mengengerüsts auf zahlreiche Datenquellen zurückgegriffen, bei denen bereits eine Auswahl der Bilanzgrößen stattgefunden hat. Daher ist es im Rahmen des Variantenvergleichs nicht möglich, beliebig viele Bilanzgrößen zu wählen, wenn auf jene Datenquellen zurückgegriffen werden soll. Bei der Auswahl der Stoffe muss auch ihre Bedeutung für die Umwelt berücksichtigt werden, die von der spezifischen Schadwirkung, aber auch von den tatsächlich emittierten Mengen abhängt.

Für den Variantenvergleich werden als Bilanzgrößen Kohlendioxid, Stickstoffdioxid, Kohlenwasserstoffe, Schwefeldioxid und Partikel gewählt.

Weitere Treibhausgase bleiben unberücksichtigt, da der Verkehr bei diesen im Vergleich zu anderen Emittenten eine untergeordnete Rolle spielt.

Auf die – in der Vergangenheit übliche – Erfassung von Kohlenmonoxid wurde verzichtet, da seine Bedeutung durch bessere Abgasreinigungstechnik in der Vergangenheit abgenommen hat, so dass mit kritischen Konzentrationen kaum noch zu rechnen ist [6]. Die geringe Bedeutung zeigt sich auch an den Kostensätzen, die in Kapitel 7.5 einander gegenübergestellt werden.

Zunehmende Beachtung findet dagegen der Kohlenwasserstoff Benzol, der häufig getrennt ausgewiesen wird, da er – im Gegensatz zu dem Großteil der Kohlenwasserstoffe – krebserregend ist. Bei der Bewertung ergibt sich jedoch eine relativ gerin-

ge Bedeutung gegenüber Dieselruß. Außerdem wird Benzol bei vielen der vorliegenden Literaturstellen nicht erfasst, so dass keine ausreichende Datengrundlage vorhanden ist. Prinzipiell ist eine Bilanzierung jedoch sinnvoll, auch deshalb, weil sich die Emittenten unterscheiden: Benzol entsteht in erster Linie in Ottomotoren und ist auch im Ottokraftstoff enthalten, an der Rußentstehung sind dagegen Dieselmotoren stärker beteiligt.

Neben Benzol wird auch Methan häufig gesondert ausgewiesen. Hinsichtlich der Bewertung gegenüber anderen Kohlenwasserstoffen bestehen aber noch Unsicherheiten. Die Klimawirksamkeit ist größer als die von CO₂, jedoch sind die verkehrsbedingten Mengen gegenüber den CO₂-Emissionen gering. Der überwiegende Anteil der Methan-Emissionen stammt ohnehin nicht aus dem Verkehrssektor.

Ein Problem besteht bei den Partikeln. Die Begriffe Staub, Ruß und Partikel werden nicht einheitlich verwendet. Daher werden im Variantenvergleich Partikel bilanziert, und unter diesen die jeweils angegebenen Komponenten wie PM₁₀, Dieselruß, Ruß, Staub etc. subsummiert, ohne auf die jeweiligen Eigenschaften näher einzugehen.

Für die anschließende Bewertung wäre es sinnvoll, statt mit Emissionen mit Immissionen rechnen zu können. Dies gilt insbesondere für Gesundheitsschäden durch Schadstoffe, die nur von lokaler Bedeutung sind wie z. B. Dieselruß. Das Datenmaterial für indirekte Emissionen liefert jedoch keine Angaben über den Emissionsort.

Für straßenverkehrsbedingte Emissionen liegen Ansätze für Immissionsrechnungen vor (siehe z. B. [19] und [2]), diese sind allerdings relativ aufwendig und erfordern umfangreiches Datenmaterial.

Im Variantenvergleich wird daher von Emissionen ausgegangen. Um dennoch unterschiedlich große Immissionen berücksichtigen zu können, werden in Anlehnung an [19] innerörtliche Emissionen getrennt quantifiziert und bei der Bewertung mit einem Innerortszuschlag versehen. Für direkte Emissionen kann dies abgeschätzt werden, alle indirekten Emissionen werden vereinfachend als außerörtlich angenommen. Gerade für den Bau der Infrastruktur ist diese Vereinfachung problematisch, weil dabei auch in bebauten Gebieten von Baumaschinen erhebliche Rußmengen emittiert werden. Das vorliegende Datenmaterial lässt aber keine genauere Lokalisierung zu.

7.3 Verkehrsprognose

Ein wichtiger Aspekt bei der Betrachtung von Umweltwirkungen aus dem Verkehr sind die Fahrleistungen und die damit verbundenen direkten Emissionen. Im Rahmen der Standardisierten Bewertung werden Schadstoffemissionen, die durch ein zusätzliches Angebot im ÖV entstehen, denjenigen gegenübergestellt, die durch eine Verlagerung von IV-Fahrten auf den ÖV eingespart werden können. Um dies quantifizieren zu können, ist eine Verkehrsprognose erforderlich, die Daten über den Individualverkehr liefert.

Problematisch ist hierbei die Berücksichtigung des induzierten Verkehrs. In der Verkehrsprognose der Standardisierten Bewertung wird anhand der Theorie des konstanten Widerstandsbudgets ein induzierter Verkehr berechnet. Die Formel hierfür ist [30] entnommen. Walther [30] weist darauf hin, dass sie nur für dasjenige Verkehrsmittel gilt, bei dem „die Angebotsstruktur verändert wurde“. Die Autoren der Standardisierten Bewertung beaufschlagen den so berechneten induzierten Verkehr anschließend mit dem Faktor 0,3, um zum induzierten ÖV zu gelangen. Begründet wird dieses Vorgehen damit, dass Reisekosten nicht in den Widerstand mit eingehen und dass eingesparte Reisezeit auch in Fahrten des IV investiert werden kann. Eine Quantifizierung des auf diese Weise induzierten IV erfolgt nicht. Auch in der Literatur sind keine Ansätze zur Quantifizierung des durch ÖV-Maßnahmen induzierten IV zu finden.

Dass Beschleunigungsmaßnahmen eines Verkehrsträgers in einem anderen Verkehrsträger Verkehr induzieren können, scheint jedoch nicht abwegig. Fischer [31] zeigt, dass zumindest unter der Prämisse konstanter Reisezeit- und Reisekostenbudgets derartige Phänomene auftreten können.

Auch die Autoren der Ökobilanz der Swissmetro [32] gehen davon aus, dass durch den Bau der Swissmetro erhebliche Mengen an MIV entstehen. Nach welchem Verfahren diese Prognose zustande kommt, geht allerdings aus der genannten Studie nicht hervor.

Um das genannte Problem zu umgehen, wäre es erforderlich, mit einem völlig anderen Modellansatz zu arbeiten, wie er z. B. von Walther et al. [33] beschrieben wird. Bei diesem Ansatz wird die Verkehrsnachfrage widerstandsabhängig für alle Ver-

kehrsträger gleichzeitig erzeugt. Dieses Verfahren würde allerdings einen zu großen Bearbeitungsaufwand darstellen, weshalb in der Standardisierten Bewertung darauf verzichtet wurde. Denkbar wäre dagegen, mit Hilfe derjenigen Formel, die auch zur Berechnung des induzierten ÖV dient, und einem weiteren Abminderungsfaktor (z. B. ebenfalls 0,3) eine Abschätzung des induzierten IV durchzuführen. Inwieweit ein derartiges Vorgehen sachlich angemessen ist, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht beurteilt werden.

Es wird daher vorgeschlagen, bei der Verkehrsprognose wie in der Standardisierten Bewertung vorzugehen und ebenso wie dort zu unterscheiden nach Fahrten innerorts, außerorts und – soweit möglich – auch Autobahn. Eine detaillierte Unterscheidung nach Geschwindigkeit, Streckenneigung usw. erscheint in Anbetracht des hierfür erforderlichen Aufwands und des Genauigkeitsniveaus anderer Teile dieses Variantenvergleichs nicht angemessen.

Da nicht nur beim Betrieb eines Fahrzeugs Energie verbraucht wird, sondern auch an anderen Stationen seines Lebenszyklus wie Herstellung, Instandhaltung und Entsorgung, sollte nicht nur die Änderung der Fahrleistung, sondern auch die des Fahrzeugbestandes ermittelt werden.

Konkrete Änderungen im privaten Fahrzeugbestand sind zwar kaum vorhersagbar, jedoch ist zu erwarten, dass durch eine Verkehrsverlagerung durchaus Pkw eingespart werden können. Dies ist besonders im Berufsverkehr und bei Zweit- und Drittwagen nachvollziehbar.

Im Variantenvergleich wird nun davon ausgegangen, dass die Jahresfahrleistung eines Fahrzeugs konstant ist. Aus der durchschnittlichen Jahresfahrleistung und der pro Jahr eingesparten IV-Strecke kann damit auf eine durch die Infrastrukturmaßnahme bedingte Verringerung der benötigten Pkw gegenüber dem Ohnfall geschlossen werden. Dieser Ansatz bildet die Wahrheit sicher nicht in allen Fällen korrekt ab, ist als erste Näherung aber durchaus pragmatisch.

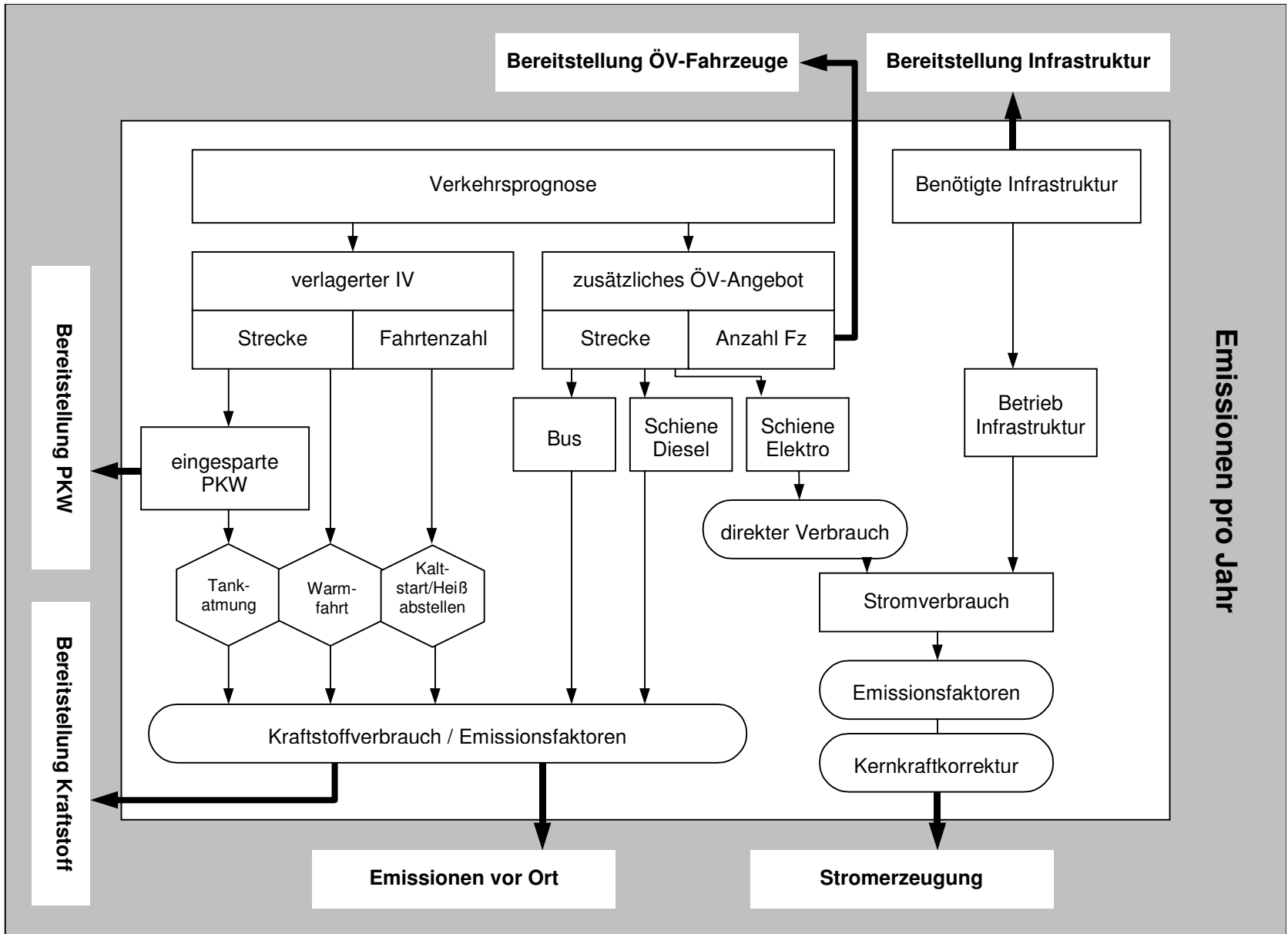
Die Jahresfahrleistung wird [38] entnommen.

Die benötigten ÖV-Fahrzeuge müssen ebenfalls berücksichtigt werden. Ihre Anzahl wird im Rahmen der Standardisierten Bewertung ermittelt.

7.4 Energieverbrauch und Emissionen

Abbildung 3 gibt einen Überblick über das Vorgehen bei der Quantifizierung der Emissionen. Die einzelnen Schritte werden in den folgenden Abschnitten erläutert.

Abbildung 3: Quantifizierung der Emissionen im Variantenvergleich



7.4.1 Direkte Emissionen

7.4.1.1 Individualverkehr

Die Quantifizierung der direkten Emissionen erfolgt anhand des Handbuchs für Emissionsfaktoren [35] für das Jahr 2000. Die Emissionswerte für Warmfahrt sind unterteilt in die Fahrmuster „Autobahn“, „außerorts“ (ohne Autobahn) und „innerorts“. Das Handbuch für Emissionsfaktoren liefert diese Werte nur für die Ebene. Das bedeutet, dass die Emissionen für das gewählte Bezugsjahr prinzipiell unterschätzt werden. Um die Emissionen korrekt abzubilden, wäre es erforderlich, auch für andere Längsneigungsklassen die zugehörigen Emissionsdatensätze zu bestimmen. Dies ist allerdings nur mit einem relativ großen Aufwand möglich, der aus folgenden beiden Gründen unverhältnismäßig groß erscheint: Einerseits wird der Fehler teilweise wieder durch die Tatsache kompensiert, dass die tatsächlichen Emissionen im Laufe der Jahre zurückgehen, im Variantenvergleich dagegen mit einer statischen Situation gerechnet wird. Andererseits ist eine sinnvolle Anwendung der Daten ohnehin fraglich, da in der Regel keine Informationen über die Längsneigungen im Straßennetz vorliegen. Aus diesen Gründen wird im Rahmen dieser Arbeit auf die detailliertere Bestimmung der Emissionsfaktoren verzichtet.

Für den Anteil der Autobahnstrecken an außerorts gefahrenen Distanzen wird in der Standardisierten Bewertung vom Durchschnitt aller gefahrenen Entfernungen ausgegangen und daher ein Autobahnanteil von 60 % verwendet. Dieser Anteil kann in Abhängigkeit vom örtlichen Verkehrsnetz stark variieren. Daher sollte er – um die Situation vor Ort genauer abbilden zu können – geschätzt werden, soweit nicht ohnehin Daten vorliegen.

Neben den direkt fahrleistungsabhängigen Verbräuchen und Emissionen werden auch Kaltstartzuschläge sowie Verdampfungsemissionen (Tankatmung und Warm-/Heißabstellen) quantifiziert.

Kaltstartzuschläge und Emissionen infolge Heißabstellen entstehen pro unternommener Fahrt. Die Werte sind prinzipiell abhängig von der unterstellten Fahrtweitenverteilung und der mittleren Standzeit. Es wurden hierfür durchschnittliche Werte angenommen. Bei der Fahrtweitenverteilung ist eine Verschiebung zu kürzeren Fahrt-

strecken hin denkbar, da im vorliegenden Fall nur Maßnahmen des Nahverkehrs betrachtet werden. Die folgende Tabelle zeigt die Fahrtweitenverteilung, die vom Handbuch für Emissionsfaktoren als Durchschnitt vorgegeben wird.

Fahrtstrecke [km]	<1	1-2	2-3	3-4	>4
Anteil [%]	10,3	13,4	10,9	7,1	58,3

Quelle: [35]

Tabelle 11: Fahrtweitenverteilung MIV im Handbuch für Emissionsfaktoren

Diese Verteilung ist insbesondere für die Berechnung der Kaltstartzuschläge wichtig, da diese nicht unmittelbar beim Start auftreten, sondern verteilt über die ersten zwei Kilometer, bis Motor und Katalysator ihre Betriebstemperatur erreicht haben. Wird das Fahrzeug früher abgestellt, so entfällt ein Teil des Startzuschlages. Da die entscheidende Fahrtstrecke von 2 km sehr kurz ist und in der Regel auch bei Fahrten des Nahverkehrs erreicht wird (insbesondere bei solchen, die auf den ÖV verlagert werden können) ist es durchaus sinnvoll, mit den vorgegebenen Werten zu arbeiten. Tankatmungsemissionen entstehen (fahrtenunabhängig) pro vorgehaltenem Fahrzeug. Sie sind sehr stark von der Außentemperatur abhängig, für die der Mittelwert für Deutschland verwendet wird.

Das folgende Diagramm zeigt den Anteil der Emissionsarten für ein durchschnittliches Fahrzeug im Jahre 2000, das zweimal pro Tag 10 km gefahren wird.

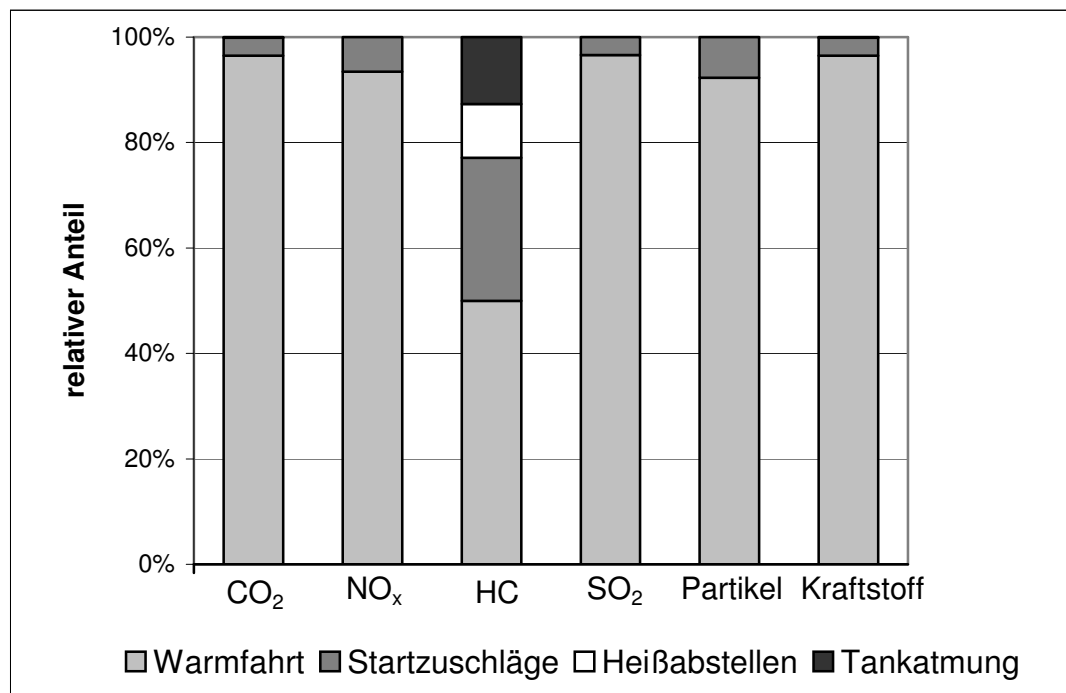


Abbildung 4: relative Anteile der Emissionsarten für ein Beispielfahrzeug

Es zeigt sich, dass bei Emissionen infolge Heißabstellen und Tankatmung nur Kohlenwasserstoffemissionen relevant sind. Daraus entstehendes CO₂ und damit verbundener Verbrauch von Kraftstoff ist gegenüber Warmfahrt und Kaltstartzuschlägen vernachlässigbar und wird daher nicht weiter berücksichtigt.

Weitere Verdampfungsemissionen entstehen bei der Betankung von Fahrzeugen mit Ottomotoren. Zwar schreibt die 21. Bundesimmissionsschutzverordnung (BImSchV) [36] vor, dass Tanksäulen mit Gasrückführungsanlagen auszurüsten sind. „Die aktuelle Situation ist jedoch durch häufige Fehlfunktionen der Anlagen bis hin zu unmerkten Totalausfällen gekennzeichnet“ [9]. Über die Größenordnung dieser Emissionen liegen keine Daten vor.

Die Emissionsdaten für den MIV sind in den Datenblättern im Anhang aufgeführt.

7.4.1.2 Öffentlicher Verkehr

Im Gegensatz zum Individualverkehr, bei dem immer mit einem Flottenmix gerechnet werden muss, konnte zumindest bisher bei ÖV-Fahrzeugen davon ausgegangen werden, dass die eingesetzten Fahrzeugtypen im Voraus bekannt sind. Ob dies nach

der Liberalisierung des Verkehrsmarktes auch der Fall sein wird, ist fraglich. Aber auch dann wird es möglich sein, im Rahmen der Ausschreibung gemeinwirtschaftlicher Verkehrsleistungen Emissionsstandards festzulegen [37].

Aus den genannten Gründen wird es Fälle geben, in denen genauere Informationen über Verbräuche und Emissionen vorliegen, als sie ein Durchschnittswert liefern kann. Dann ist auf diese genaueren Daten zurückzugreifen. Anderenfalls können die angegebenen Richtwerte verwendet werden. Bei Dieselnissen ergeben sich auch durch die Straßenverkehrszulassungsordnung (StVZO) Emissionsobergrenzen (EURO Normen).

Linienbusse

Das Handbuch für Emissionsfaktoren [35] liefert Daten über Emissionen und Kraftstoffverbrauch von Linienbussen; einerseits als Flottendurchschnitte, andererseits abhängig von der Emissionsnorm (EURO Norm). Dabei hängen die Emissionen auch vom verwendeten Kraftstoff ab, womit kleine Unterschiede bei Betrachtung derselben Emissionsnorm zu verschiedenen Zeitpunkten zu erklären ist. Die in den Tabellenblättern angegebenen Daten beziehen sich auf das Jahr 2000, mit Ausnahme von EURO 4 und EURO 5, die sich auf das Jahr 2010 beziehen.

Es konnte nicht geklärt werden, welches durchschnittliche Fahrzeuggewicht angenommen wurde. In [35] ist lediglich eine Verteilung angegeben, wonach davon ausgegangen wird, dass 80 % der Linienbusse weniger als 20 t wiegen, 20 % mehr als 20 t. Dabei ist auch nicht angegeben, ob jeweils das Leergewicht gemeint ist, oder z. B. die Masse eines voll besetzten Fahrzeugs.

Schienefahrzeuge

Die in den Tabellenblättern angegebenen Verbrauchs- und Emissionswerte stellen Durchschnittswerte dar, die auch in der Standardisierten Bewertung verwendet wurden. Ihre Bezugsbasis ist – analog zur Standardisierten Bewertung – ein tkm eines zu 20 % besetzten Fahrzeugs, wobei ein Fahrgast mit 75 kg bilanziert wird.

Bei elektrisch angetriebenen Fahrzeugen erfolgt die Angabe in kWh/tkm. Umspann- und Verteilungsverluste, die in der Größenordnung von 10 % liegen [38], sind in diesen Angaben bereits enthalten. Durch die Strombereitstellung verursachte Emissionen werden später quantifiziert.

Für dieselbetriebene Nahverkehrstriebwagen liegen die Emissionen in g/tkm vor. Zusätzlich wird der Kraftstoffverbrauch ausgewiesen, um in einem späteren Schritt mit der Kraftstoffbereitstellung verbundene Emissionen quantifizieren zu können.

7.4.2 Indirekte Emissionen

Energieverbräuche und Emissionen durch den Verkehr entstehen nicht nur direkt durch den Einsatz von Kraftstoffen und Fahrstrom, sondern auch durch die Bereitstellung von Fahrzeugen sowohl des Individual- als auch des öffentlichen Verkehrs. Berücksichtigt werden müssen alle Lebensphasen eines Fahrzeugs von der *Herstellung* über die *Instandhaltung* bis hin zur *Entsorgung*. Das gleiche gilt für die Infrastruktur.

Für jede Lebensphase müssen die Aufwendungen für die Bereitstellung von Werkstoffen bilanziert werden sowie Energieaufwendungen bei weiteren Verarbeitungsstufen (Lebenszyklusanalyse). Eine erschöpfende Betrachtung müsste auch weitergehen und darüber hinaus Produktionsmittel wie Maschinen bilanzieren, die ihrerseits auch wieder auf vorgelagerte Prozesse aufbauen, die auch berücksichtigt werden müssen. Auf diese Weise könnte man beliebig ins Detail gehen, ohne zu einem abschließendem Ergebnis zu gelangen. „Bezogen auf die letztendlich zu bilanzierende Transporteinheit sind allerdings solche Prozesse [wie z. B. die Herstellung von Produktionsapparaten] in der Regel irrelevant“ [33]. Es ist daher erforderlich, eine pragmatische Abgrenzung vorzunehmen. Da diese Abgrenzung von Studie zu Studie unterschiedlich ist, sind Werte aus unterschiedlichen Studien nur sehr schwer vergleichbar und sollten nicht parallel verwendet werden.

7.4.2.1 Fahrzeugbereitstellung

Individualverkehr

Es wurden verschiedene Quellen ausgewertet, die sich mit der Bereitstellung von PKW befassen. Sowohl bezüglich der gefundenen Werte als auch bezüglich der bilanzierten Größen ergibt sich ein recht heterogenes Bild (siehe Tabelle 12).

Emissionen in kg/Fz	CO ₂	NO _x	N ₂ O	HC	CH ₄	SO ₂	CO	Partikel
Schmid et al. [38]	10.500	24,6	–	54,0	30,2	–	44,0	15,2
Infras [33]	6.329	14,3	0,1	40,0	16,5	71,2	3,1	40,2
UPI [39]	10.455	12,8	–	5,1	–	8,8	10,6	1,6
Pfaffenbichler [40]	–	9,4	–	33,9	–	23,6	4,3	32,4

Quelle: [38], [33], [39], [40], eigene Berechnungen

Tabelle 12: Emissionen bei der PKW-Bereitstellung bei verschiedenen Autoren

Wichtige Eingangsgrößen für diese Angaben sind einerseits der verwendete Strommix, andererseits die Materialzusammensetzung des betrachteten Fahrzeugs. Durch die Unterschiede in diesen Eingangsgrößen, die in den folgenden Tabellen dargestellt sind, ist bereits ein Teil der Bandbreiten zu erklären.

	Strommix	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	CO	Partikel
Schmid et al. [38]	keine Angaben						
Infras [33]	UCPTE '93	nach Ökoinventar Energiesysteme ³					
UPI [39]	Deutschland inkl. Importe Anf. 90er	576	0,714	0,791	0,352	1,53	0,055
Pfaffenbichler [40]	UCPTE '88	–	1,376	2,009	2,797	0,446	0,210

Tabelle 13: Verwendete Emissionsfaktoren der Stromerzeugung bei der Pkw-Bereitstellung

³ Frischknecht et al.: Ökoinventare für Energiesysteme. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. 1. Auflage. Zürich 1994

[kg]	Schmid et al. [38]	Infras [33]	UPI [39]	Pfaffenbichler [40]
Stahl/Gusseisen	wie Infras [33]	734	750	667
Aluminium		40	70	48
Kupfer		10	10	10
andere NE-Metalle		21	15	19
Glas		35	50	38
Kunststoffe		160	275	143
Reifen		–	37	–
Gesamtmasse	1000	1000	1207	925

Tabelle 14: Materialzusammensetzung Pkw

Ein weiterer Unterschied erklärt sich dadurch, dass von UPI und Pfaffenbichler nur die Herstellung, nicht jedoch die Instandhaltung und Entsorgung bilanziert wird. Bei Infras und Schmid et al. werden dagegen alle drei Lebensphasen berücksichtigt.

Schmid et al. [38] greifen auf die Materialzusammensetzung aus Infras [33] zurück und bilanzieren die Materialaufwendungen mithilfe der Ökoinventare für Energiesysteme (s. o.). Die starken Abweichungen zu Infras resultieren daraus, dass zusätzlich Vorleistungen wie Entwicklungsprozesse und Produktionsstraßen berücksichtigt wurden. Die Nutzung von Werkstätten während der Instandhaltungsphase wurde jedoch auch hier nicht erfasst.

Problematisch an allen Ansätzen ist, dass immer Einzelfahrzeuge herausgegriffen werden, die die gesamte Fahrzeugflotte repräsentieren sollen. In Pfaffenbichler wurden zwar Fahrzeuge verschiedener Hubraumklassen untersucht, jedoch reichen die Angaben nicht aus, um einen Durchschnittswert zu ermitteln. Die oben beispielhaft aufgeführten Werte vertreten die Hubraumklasse 1.000 bis 1.500 cm³.

Die Werte aus Schmid et al. sind die aktuellsten und umfassendsten. Auch für die Bereiche Bereitstellung von ÖV-Fahrzeugen und Infrastruktur (siehe Kapitel 7.4.2.2) ist es am sinnvollsten, die Daten aus Schmid et al. zu verwenden. Da es sich außerdem empfiehlt, auf eine einheitliche Datenbasis zurückzugreifen, sollen nun im Rahmen des Variantenvergleichs diese Werte zum Einsatz kommen.

Ein Problem ergibt sich daraus, dass in jener Studie der Luftschadstoff SO₂ nicht bilanziert wird. Um diese Größe nicht zu vernachlässigen wird das Verhältnis zwischen CO₂- und SO₂-Emissionen aus [33] übernommen und anhand dessen die SO₂-Emissionen geschätzt.

Weitere Erkenntnisse zu diesem Thema bietet möglicherweise auch die Studie „Emissionsbilanz Pkw über den gesamten Lebensweg“ des Instituts für Energie und Umweltforschung Heidelberg (IFEU), die 1999 im Auftrag des Umweltbundesamtes angefertigt wurde. Nach Auskunft des IFEU ist diese zwar fertiggestellt, bisher jedoch noch nicht zur Veröffentlichung freigegeben.

Öffentlicher Verkehr

Für ÖV-Fahrzeuge ergibt sich ein ähnlich heterogenes Bild wie für Pkw. Auch die genannten Probleme sind im Prinzip dieselben. Allerdings ist es hier – im Unterschied zum IV – möglich und sinnvoll, konkrete Fahrzeuge zu bilanzieren und nicht mit einem Flottendurchschnitt zu rechnen. Ein Vergleich der Emissionsdaten verschiedener Fahrzeuge und aus verschiedenen Studien kann hier allerdings nicht mehr in der Einheit pro Fahrzeug erfolgen, da die Fahrzeugmassen sehr weit streuen. Ein Vergleich ist am ehesten möglich über die auf Fahrzeugtonnen bezogenen Emissionen. Tabelle 15 stellt diese Emissionen einander gegenüber.

Fahrzeugtyp	Fahrzeug	Quelle	Gewicht [t]	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
Bus	O 405 N2 (MB)	Schmid et al.	10	16.366	37,04	78,40	–	21,46
	Regionalbus	Infras	10,1	5.213	11,07	32,35	30,32	36,94
	Standardlinienbus MB	UPI	10	7.710	10,50	4,21	6,40	1,16
	Gelenkbus	UPI	14	7.732	10,32	4,21	6,40	1,16
	Stadtlinienbus	Pfaffenbichler	9,9	–	7,42	30,07	18,45	27,18
Straßen-/Stadtbahn	DT 8.10 Stuttgart	Schmid et al.	56	10.559	21,31	50,87	–	23,38
	GT8Z Freiburg	Schmid et al.	39	10.615	21,42	51,09	–	23,49
	Tram	Infras	21,3	4.419	9,16	30,68	23,93	37,02
	Straßenbahn Heidelberg	UPI	21	8.176	10,24	4,21	6,87	1,22
	Tram 2000 Zürich	Pfaffenbichler	26,5	–	10,40	36,68	27,62	39,89
	GTW 6-E2 WVB mit Bei- wagen	Pfaffenbichler	36,68	–	10,16	36,47	26,66	39,47
Triebzüge	Regioshuttle 1er Traktion	Schmid et al.	40	12.300	25,20	59,10	–	21,90
	U-Bahn	Pfaffenbichler	53,62	–	10,40	36,67	27,61	39,88
Personenzugwagen	Regionalzug	Schmid et al.	48	10.500	25,50	58,13	–	17,50
	Doppelstockwagen	Schmid et al.	40	12.150	32,10	70,20	–	19,20
	Regionalzug	Infras	235,1	794	1,67	4,66	4,17	6,51
	Doppelstockwagen	Infras	135	1.856	3,77	11,37	8,68	12,37

Quelle: [33], [38], [39], [40], eigene Berechnungen

Tabelle 15: Emissionen in kg/t Fahrzeug bei der Bereitstellung von ÖV-Fahrzeugen

Wie bereits oben erwähnt, soll – auch aus Gründen der Homogenität – auf die Werte aus Schmid et al. zurückgegriffen werden. Problematisch hieran ist, dass die Daten nur für ausgewählte, in Baden-Württemberg verkehrende Fahrzeuge erhoben wurden. Sollen im Rahmen des Variantenvergleichs andere Fahrzeugtypen bilanziert werden, so ist eine gewichtsproportionale Anpassung der Emissionen möglich. Es muss aber beachtet werden, dass die Datenqualität in diesen Fällen abnimmt. Genauer wäre eine Anpassung der Emissionen zusätzlich über die Materialzusammensetzung. Dies ist allerdings nur über eine Neubilanzierung möglich, da die Angaben in Schmid et al. hierfür nicht ausreichen.

In den Tabellenblättern im Anhang wird – wie oben erläutert – für SO₂ jeweils ein Schätzwert angegeben.

Zu beachten ist, dass im Variantenvergleich die Emissionen der Fahrzeugbereitstellung umgerechnet auf Emissionen pro Fahrzeug und Jahr angegeben werden, so dass der Betrachtungszeitraum nicht auf die Lebensdauer eines Fahrzeugs beschränkt ist.

7.4.2.2 Infrastrukturbereitstellung

Über Emissionen und Energieverbräuche im Zusammenhang mit der Herstellung, dem Unterhalt und der Entsorgung von Infrastruktur liegt derzeit sehr wenig Datenmaterial vor. Bei Infrac [33] sind Werte aufgeführt, die in die Module „Tramtrasse Doppelspur“, „Schiene Doppelspur“ sowie „Bahntunnel“ unterteilt sind. Diese Werte beziehen sich jedoch auf Schweizer Verhältnisse und stellen auch dort nur Durchschnittswerte dar, sind also für einen Variantenvergleich viel zu grob.

[g/m]	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
Bahntunnel	575.000	1.570	1.709	2.510	8.830
Schiene Doppelspur, offen	45.023	209	238	169	541
Schiene Doppelspur, Tunnel	620.023	1.779	1.947	2.679	9.371
Tramtrasse Doppelspur	113.000	837	525	263	4.620

Quelle: [33], eigene Berechnungen

Tabelle 16: Emissionen bei der Infrastrukturbereitstellung nach Infrac

Detailliertere Werte liefern Schmid et al. Dort erfolgt eine Unterteilung in verschiedene Oberbauarten, zum Teil werden Tunnel sowie eingleisige Strecken berücksichtigt. Zusätzlich werden verschiedene Haltestellentypen bilanziert.

Probleme bei der Anwendung der Daten ergeben sich dadurch, dass es Anliegen jener Studie war, konkrete örtliche Situationen abzubilden. So wurde z. B. für eine unterirdische Stadtbahnhaltestelle die Haltestelle Charlottenplatz in Stuttgart stellvertretend bilanziert.

Damit ist weder eine Allgemeingültigkeit gegeben noch eine differenzierte Betrachtung unterschiedlicher Bauweisen möglich. Letzteres wäre im Rahmen eines Variantenvergleichs aber erforderlich; die Werte können somit lediglich als Anhaltspunkte verwendet werden. An dieser Stelle besteht also noch Forschungsbedarf.

Die Werte aus Schmid et al. sind in den Datenblättern im Anhang aufgeführt. SO₂-Emissionen werden wie oben beschrieben abgeschätzt.

7.4.2.3 Stromverbrauch durch den Betrieb der ÖV-Infrastruktur

Albert et al. [41] stellen fest, dass ca. 75 % des Stromverbrauchs beim Betrieb eines Stadt- und U-Bahnsystems auf die Traktion entfallen, wobei die Autoren Unterwerks-, Übertragungsverluste und alle Nebenverbraucher mit zur Traktionsenergie zählen. Etwa 21 % des Stromverbrauchs ist Haltestellen, Tunnel- und Streckenanlagen zuzuordnen und weitere 4 % Werkstätten und der Verwaltung, wobei die Werte stark streuen.

Die Verbräuche für Werkstätten und Verwaltung anzurechnen erscheint wenig sinnvoll, da auch vergleichbare Einrichtungen für den IV nicht bilanziert werden wie z. B. Werkstätten oder Straßenbaubehörden.

Die Aufwendungen für Haltestellen, Tunnel- und Streckenanlagen entfallen je etwa zur Hälfte auf Beleuchtung und auf maschinelle Anlagen wie Fahrtreppen, Aufzüge, Belüftung oder Weichenheizungen. Die Stromverbräuche sind bezogen auf den laufenden Meter Normhaltestelle ausgewiesen, bei der eine unterirdische Haltestelle voll, eine oberirdische zu 37,1 % berücksichtigt wird. Die Autoren verweisen darauf,

dass „aufgrund der unterschiedlichen Randbedingungen und der vereinfachten Annahmen ... die Daten ... nur einen Anhaltswert darstellen“ können.

In den Tabellenblättern im Anhang sind die für deutsche Städte ermittelten Werte sowie jeweils der Mittelwert für Stadt- und für U-Bahn-Systeme angegeben. Es sei jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass diese Zahlen nur eine Orientierung darstellen. Für den Variantenvergleich sollte, soweit möglich, der Verbrauch direkt ermittelt werden, indem die installierten Leistungen mit Annahmen über durchschnittliche Betriebszeiten verrechnet werden. Ist dies nicht möglich, so sollte der Verbrauch anhand der angegebenen Werte abgeschätzt werden, indem man diese mit einer durchschnittlichen Haltestellenlänge multipliziert und anschließend beurteilt, ob die Haltestelle eher als über- oder unterdurchschnittlich ausgerüstet eingestuft werden kann.

7.4.2.4 Bereitstellung von Kraftstoff

Nicht nur die Verwendung von Kraftstoff verursacht Emissionen, sondern auch vorgelagerte Prozesse wie Exploration, Förderung von Rohöl, Aufbereitung, Raffination und Transporte.

[g/kg Kraftstoff]		CO ₂	NO _x	HC	NM VOC	CH ₄	SO ₂	Partikel
Diesel	IFEU [6]	400	1,0		0,62		1,4	
	Schmid et al. [38]	598	3,3	13,2		4,6		0,43
	Kleinow [42]	433	1,9			1,8	2,0	0,18
	Kolke [44]	394	1,8	2,4			2,5	0,13
Benzin	IFEU [6]	560	1,1		1,8		1,9	
	Schmid et al. [38]	1001	4,0	14,4		5,2		0,44
	Kolke [44]	423	1,9	3,0			2,7	0,15

Quelle: [6], [38], [42], [44], eigene Berechnungen

Tabelle 17: Emissionen bei der Bereitstellung von Kraftstoff

Die gefundenen Quellen zeigen eine recht gute Übereinstimmung in der Größenordnung dieser Emissionen. Nur die Werte aus [38] weisen ein etwas höheres Niveau auf als die restlichen Quellen, was auch hier auf eine umfassendere Bilanzierung zurückzuführen ist. So wird z. B. die infrastrukturelle Einrichtung der Tankstellen berücksichtigt. Im Variantenvergleich sollen – wie auch in den vorangegangenen Arbeitsschritten – die Werte von Schmid et al. Verwendung finden. Die fehlenden SO₂-Emissionen werden wiederum abgeschätzt.

Beim Vergleich der Daten für Benzin- und Dieselbereitstellung fällt auf, dass die Werte für Benzin deutlich höher liegen, was in dem energieintensiveren Verfahren der Benzinherstellung begründet ist.

In den Datenblättern im Anhang werden die Werte ausgewiesen für die Bereitstellung von reinem Dieseldieselkraftstoff und die Bereitstellung eines durchschnittlichen Kraftstoffmix für Pkw. Im Jahr 1997 betrug der (Masse-)Anteil von Dieseldieselkraftstoff am Gesamtkraftstoffverbrauch von Pkw etwa 17 % (berechnet nach [43]). Da der Anteil der Dieselfahrzeuge im Steigen begriffen ist, wird für die angegebenen Werte ein Anteil von 20 % angesetzt.

7.4.2.5 Bereitstellung von elektrischem Strom

Emissionen aus antriebsbedingtem Stromverbrauch werden im allgemeinen zu den direkten Emissionen gezählt. Für den Variantenvergleich ist es jedoch nicht erforderlich, die Emissionen abhängig von der Ursache des Energieverbrauchs (Traktion oder Haltestellenausstattung) getrennt zu behandeln. Daher werden verschiedene Stromverbräuche zusammengefasst und gemeinsam bei den indirekten Emissionen behandelt.

Die folgende Tabelle zeigt eine Übersicht über Emissionsfaktoren aus verschiedenen Quellen. Bei allen Quellen sind vorgelagerte Prozesse bereits in der Bilanzierung enthalten.

[g/kWh]	Strommix und Jahr	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
IFEU [6]	Bahnstrom 1999	570	0,5		0,47	
UPI [39]	D 1992	576	0,71	0,79	0,35	0,055
Pfaffenbichler [40]	UCPTE 1988		1,38	2,01	2,80	0,21
Kolke [44]	D 2005	700	0,73	1,75	0,68	0,064
Ökoinventar Energiesysteme [45]	UCPTE 1990, Klemme Kraft- werk	485	1,03	1,36	2,40	
	UCPTE 1990, Niederspannung	551	1,19	1,59	2,87	
	100 % Kernkraft	8,2	0,032	0,034	0,062	

Tabelle 18: Emissionsfaktoren der Strombereitstellung

[%]	Stein- kohle	Braun- kohle	Mine- ralöl	Erdgas	Wasser- kraft	Kern- energie	sonstige
IFEU [6]	31	11			13	28	18
UPI [39]	30,1	19,8	2,5	6,1	3,5	34,6	3,4
Pfaffenbichler [40]	16,6	9	9,3	8	20,2	36,9	0
Kolke [44]	26	21	12	12		22	7
Ökoinventar Energie- systeme [45]	18,3	10,5	9,6	8	15,2	36,2	2,2

Tabelle 19: Kraftwerksmix bei verschiedenen Autoren

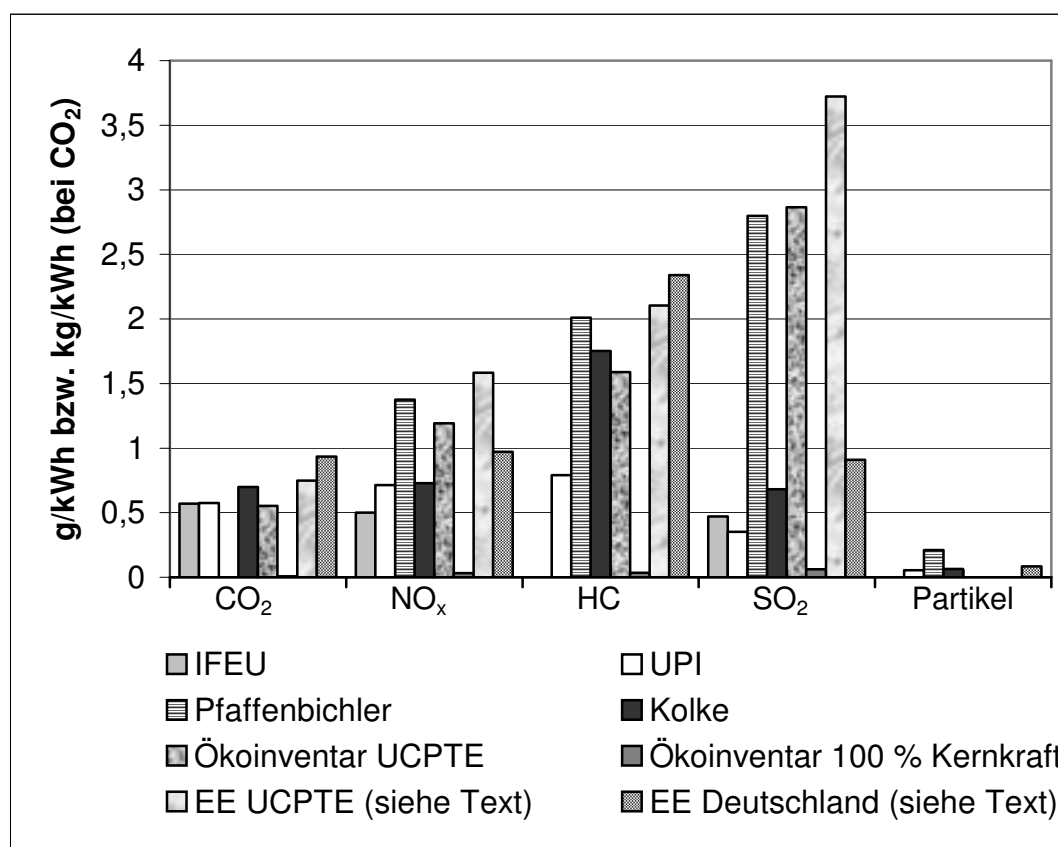


Abbildung 5: Emissionen Strombereitstellung

Wie bereits angesprochen, hat der zugrunde gelegte Kraftwerksmix starken Einfluss auf das Ergebnis, da die spezifischen Emissionen der Stromerzeugung abhängig vom Energieträger sind. Es herrscht Uneinigkeit darüber, welcher Kraftwerksmix bei einer Bilanzierung zu verwenden ist. Die Vorschläge reichen von einem weltweiten Mix über einen europäischen und deutschen bis hin zu einem betreibergenauen. Ein weiterer Vorschlag ist die Grenz Betrachtung, das heißt, dass die Emissionen durch einen Anstieg des Energieverbrauchs mit den Emissionen der zusätzlich zu bauenden Kraftwerke gleichgesetzt werden.

Für Ökobilanzen wird häufig der UCPTe-Mix verwendet. UCPTe steht für „Union pour la Coordination et la Production et du Transport de L'Electricité“, also für das europäische Stromverbundnetz. Diese Abgrenzung ist sinnvoll, weil genutzter Strom aus einem solchen Netz physikalisch nicht mehr bestimmten Kraftwerken zugeordnet werden kann.

Für den Variantenvergleich wurde zunächst die Verwendung des UCPTM-Mixes favorisiert. Allerdings ist das vorliegende Datenmaterial insbesondere in Bezug auf NO_x - und SO_2 -Emissionen nicht mehr aktuell, da sich inzwischen Abgasreinigungstechniken wie Rauchgasentschwefelung bei der Verbrennung fossiler Energieträger durchgesetzt haben.

Es wurde daher als Datenquelle [44] gewählt, wobei sich der Energiemix auf Deutschland im Jahr 2005 bezieht. Die Werte sind sehr ähnlich wie die Werte aus [6], liegen jedoch tendenziell etwas höher, da der Kernkraftanteil etwas geringer ist.

Wie in Kapitel 7.5.2.5 dargelegt werden wird, sollen neben den tatsächlichen Emissionen auch Ersatzemissionen (EE) ausgewiesen werden, die von dem selben Strommix, allerdings um Kernkraft bereinigt, ausgeht. Um dies zu bewerkstelligen, wurden Daten aus [45] verwendet.

Die Rechenoperationen, die hinter dem Verfahren stecken, werden im Folgenden dargelegt:

Folgende Formelzeichen werden verwendet:

E_D	Emissionsfaktoren Deutschlandmix
E_U	Emissionsfaktoren UCPTM-Mix
E_K	Emissionsfaktoren bei 100 % Kernkraft
EE_D	Ersatzemissionsfaktoren Deutschland
EE_U	Ersatzemissionsfaktoren UCPTM
AK_D	Kernkraftanteil Deutschland
AK_U	Kernkraftanteil UCPTM

Dann gilt:

$$EE_U = \frac{E_U - AK_U \cdot E_K}{1 - AK_U}$$

Zunächst werden die Emissionen, die bei 100 % Kernkraft entstehen, mit dem entsprechenden Faktor (0,362) vermindert und diese Emissionen von den UCPTM-Mix-

Emissionen nach [45] abgezogen. Das Ergebnis wird wieder proportional auf 100 % angeglichen. Man erhält die Ersatzemissionsfaktoren (EEF) für den UCPTM-Mix.

$$\frac{EE_U}{E_U} \approx 1,55$$

Der Vergleich beider Werte zeigt, dass die Emissionen bei allen Schadstoffen um etwa 55 % zunehmen.

$$EE_D = E_D \cdot \left(1 + \frac{0,55 \cdot AK_D}{AK_U} \right) \approx E_D \cdot 1,33$$

Dieser Anteil wird auf den Kernkraftanteil aus [45] bezogen und mit dem Kernkraftanteil aus [44] multipliziert.

Diesem Vorgehen liegt die Annahme zugrunde, dass der prozentuale Zuschlag durch die Ersatzemissionen in einem gewissen Bereich etwa proportional zum Kernkraftanteil ist.

Damit ergibt sich ein Aufschlag von 33 % auf die Ursprungswerte.

Insgesamt ergeben sich folgende Emissionsfaktoren für den Variantenvergleich:

[g/kWh]	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
tatsächliche Emissionen	700	0,728	1,75	0,682	0,064
EEF	934	0,971	2,34	0,910	0,085

Tabelle 20: tatsächliche und Ersatzemissionsfaktoren

7.5 Bewertung

7.5.1 Untersuchung vorhandener Bewertungsansätze

Es werden verschiedene Vorschläge zur Bewertung von Luftschadstoffemissionen untersucht. Im Folgenden werden jeweils die wichtigsten Aspekte dargelegt. Es sei darauf hingewiesen, dass zu diesem Thema unzählige Arbeiten existieren und die genaue Untersuchung aller Bewertungsansätze allein eine Diplomarbeit füllen könnte. Aus Zeitgründen ist also eine Beschränkung auf das Notwendigste erforderlich.

Zunächst werden die Kostensätze in ihren Ursprungsgrößen angegeben, anschließend erfolgt eine Zusammenstellung mit einheitlichem Preisstand, wobei von einer

Teuerungsrate von 1,5 % p. a. ausgegangen wird und eine Umrechnung in Euro erfolgt.

7.5.1.1 Bewertungsverfahren für den BVWP 1992, Aktualisierung nach Planco [21]

Klimaschäden werden nicht bewertet. Andere Schadstoffe werden mit Toxizitätsfaktoren zu CO-Äquivalenten zusammengefasst:

	CO	HC	NO _x	SO ₂	Staub
Gesundheit/Bauten, Vegetation	1	500	333	333	114

Tabelle 21: Toxizitätsäquivalente

Die Kostensätze betragen 15,10 DM für eine t innerorts und 4,50 DM für eine t außerorts emittierter CO-Äquivalente.

Berücksichtigt werden monetäre Schäden durch Atemorganerkrankungen, Herz-Kreislaufleiden, Waldschäden und Schäden an Gebäuden. Krebserkrankungen und Gesundheitsschäden durch Ozonbelastungen werden nicht berücksichtigt.

Der Preisstand ist 1995.

7.5.1.2 Umweltorientierte Fernverkehrskonzepte [19]

In der vom Umweltbundesamt herausgegebenen Studie wird ein fünfteiliger Ansatz für den BVWP vorgeschlagen, der den bisherigen Ansatz um drei Punkte ergänzt.

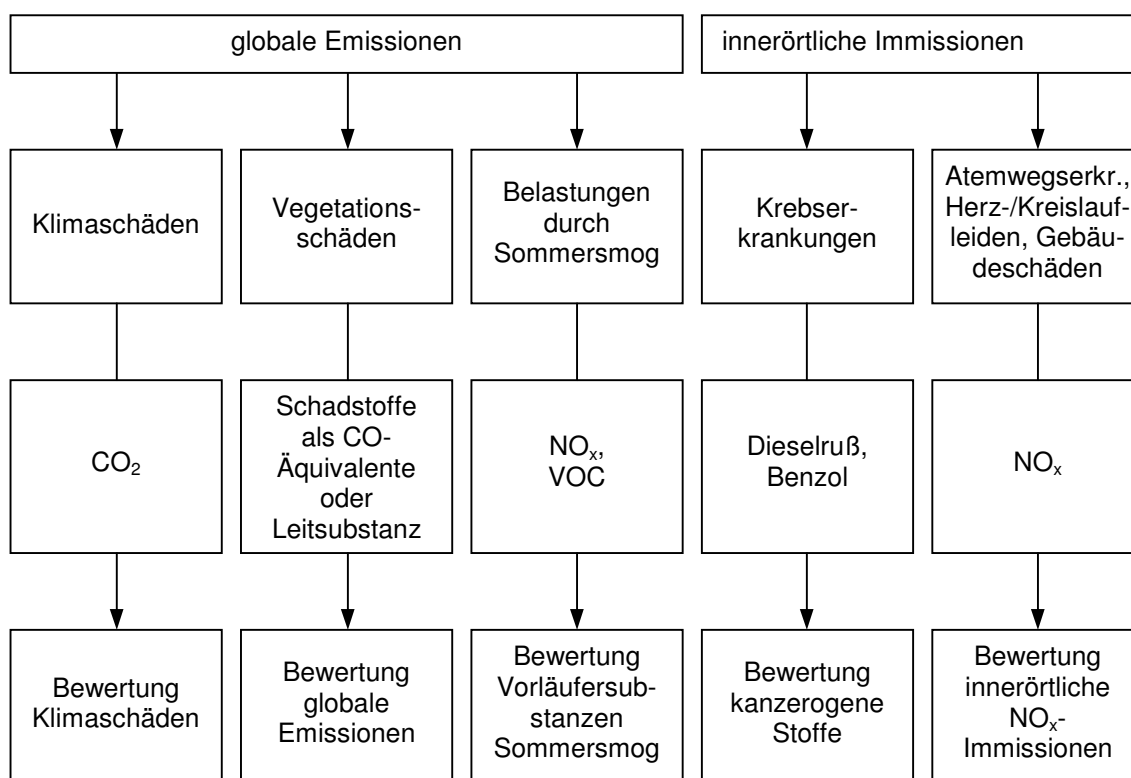


Abbildung 6: Bewertung von Luftschadstoffen nach [19]

Für *Klimaschäden* wird ein Kostensatz von 400 DM/t CO₂ vorgeschlagen, der auf einem Vermeidungskostenansatz beruht.

Vegetationsschäden durch globale Emissionen werden entweder mit CO-Äquivalenten oder alternativ mit Hilfe einer Leitsubstanz bewertet. Dieser Punkt entspricht den Vegetationsschäden im bisherigen Bewertungsschema des BVWP. Ein bestimmter Kostensatz wird nicht vorgeschlagen.

Zusätzlich werden Belastungen durch *Sommersmog* aufgenommen. Dazu werden Emissionen der Vorläufersubstanzen NO_x und VOC bewertet. Für die Jahre 1990 und 2010 werden unterschiedliche Kostensätze ermittelt, da davon ausgegangen wird, dass die Emissionen abnehmen, die Schäden jedoch nur unterproportional geringer werden, so dass der Schaden pro Schadstoffmenge steigt. Die hier angegebenen Kostensätze stellen den Mittelwert dieser beiden Kostensätze dar; sie können als Orientierung für das Jahr 2000 dienen. Konkret wird NO_x mit 363 DM/t und VOC mit 423 DM/t bewertet. Diese Kosten umfassen Ernteverluste bei Feldpflanzen und

akute Gesundheitsschäden. Chronische Gesundheitsschäden werden nicht berücksichtigt, da über sie noch nicht genug bekannt sei.

Ozonbedingte Todesfälle werden gering bewertet, da die Autoren – im Gegensatz zu UPI [8] (siehe Kapitel 3.1.6) – davon ausgehen, dass es sich bei den Todesfällen um den sog. „Harvesting“-Effekt handelt, dass es also kurzfristig zu einer Erhöhung der Mortalität kommt und in der Folgezeit einer Ozonepisode sogar zu einer geringeren Sterblichkeit als gewöhnlich. Das bedeutet, dass gefährdete Personen lediglich einige Tage früher sterben, als es ohnehin der Fall gewesen wäre. Daher wird zur Bewertung der Todesfälle nicht deren Anzahl, sondern nur die verlorene Lebenszeit bewertet.

In diesem Zusammenhang muss darauf hingewiesen werden, dass die eintretenden Schäden stark abhängig sind von der Wetterlage. Damit ergeben sich einige Unsicherheiten und ein großer Unterschied zwischen Sommer und Winter. Die angegebenen Werte sind diesbezüglich Mittelwerte, da es wenig Sinn macht, bei der Bewertung einer Infrastrukturinvestition nach Jahreszeiten zu unterscheiden.

Ähnlich wie im Bewertungsverfahren zum BVWP werden *Atemwegserkrankungen*, *Herz-/Kreislaufleiden* und *Gebäudeschäden* bewertet. Allerdings wird nicht wie dort mit Toxizitätsäquivalenten gearbeitet, sondern NO_x dient als Leitsubstanz. Außerdem wird vorgeschlagen, mit Immissionen anstelle der innerörtlichen Emissionen zu rechnen. Ein Kostensatz wird aber nicht genannt. In der Zusammenstellung der Kostensätze wird daher auf das Bewertungsverfahren zum BVWP zurückgegriffen.

Neu hinzu kommt die Bewertung von *Krebserkrankungen* durch kanzerogene Stoffe; das sind vor allem Benzol, Dieselruß und polyzyklische Kohlenwasserstoffe (PAK). Als spezifische Schadenskosten werden 6.500 DM/t innerorts emittierten Benzols und 57.000 DM/t innerorts emittierter Partikel (110.000 DM/t Ruß) berechnet. Zusätzlich wird ein Kostensatz für Immissionen angegeben, mit dessen Hilfe auch nach Einwohnerdichten gewichtet werden kann.

Dem Schadenswert liegt ein Kostensatz von 1,4 Mio. DM pro krebbedingtem Todesfall zugrunde, der jedoch eher als untere Grenze betrachtet wird. Denn Leid von Angehörigen und nicht zum Tod führende Krebsfälle werden damit nicht erfasst.

Der Preisstand dieser Kostensätze ist 1990.

7.5.1.3 Externe Kosten des Verkehrs [46]

Infras/IWW schlagen einen Kostensatz von 135 €/t CO₂ vor (Preisstand 1995). Dieser Kostensatz beruht auf einem Vermeidungskostenansatz, der zusätzlich mit Hilfe verschiedener Schadenskostensätze einer Plausibilitätskontrolle unterzogen wurde. Die Kosten der verkehrsbedingten Luftverschmutzung in Deutschland werden für das Jahr 1995 auf 32.600 Mio. € geschätzt. Eine Zuweisung der Kosten zu einzelnen Luftschadstoffen erfolgt nicht explizit. Jedoch werden NO_x und PM₁₀ als Leitsubstanzen vorgeschlagen. Nach [47] betragen die straßenverkehrsbedingten NO_x-Emissionen 1995 in Deutschland 1.030 Kilotonnen. Mit den Kosten der Luftverschmutzung durch den Straßenverkehr (30.900 Mio. €) ergibt sich damit ein Kostensatz von 30.012 €/t NO_x.

7.5.1.4 Die vergessenen Milliarden [14]

In dieser Studie geben Infras/Econcept/Prognos Emissionszuschläge für verschiedene Schadstoffe an, die den externen Kosten entsprechen. Zum Teil unterscheiden sich die Werte für Sommer- und Winterhalbjahr. Die folgende Tabelle gibt jeweils den Durchschnitt an. Der Kostensatz für CO₂-Emissionen beruht auch hier auf einem Vermeidungskostenansatz. Der Preisstand ist 1993.

	CO ₂	NO _x	NM VOC	SO ₂	Partikel
Emissionszuschlag [sfr/kg]	0,10 - 0,13	15-35	8-18	15-34	11-25

Tabelle 22: Emissionszuschläge nach Infras/Econcept/Prognos

7.5.1.5 Externe Gesundheitskosten des Verkehrs [29]

Diese Studie von UPI hat den Zweck, die Ergebnisse einer Schweizer Studie⁴ zu diesem Thema auf deutsche Verhältnisse zu übertragen. Es werden ausschließlich Atemwegserkrankungen durch konventionelle Luftschadstoffe erfasst. Nicht berücksichtigt werden Gesundheitsschäden durch Ozon und Krebserkrankungen. Neben materiellen werden auch immaterielle Kosten berücksichtigt. So wird z. B. ein vorzei-

⁴ Dienst für Gesamtverkehrsfragen des Eidgenössischen Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartements: Monetarisierung externer Gesundheitskosten. Synthesebericht. Bern 1996

tiger Todesfall mit ca. 270.000 DM an immateriellen Schäden beziffert. Trotzdem sind die angesetzten Kosten nicht vollständig. Denn Beeinträchtigungen der Gesundheit, die nicht zu einer bestimmten Erkrankung führen, werden weder immateriell (Einbußen an Lebensqualität) noch materiell (z. B. Selbstmedikation) erfasst.

UPI ermittelt verkehrsbedingte Gesundheitskosten in Deutschland in Höhe von 28.129 Mio. DM (Preisstand von 1995) im Jahr 1995. Umgerechnet auf z. B. NO_x als Leitsubstanz ergibt dies 27.300 DM/t NO_x, wenn vereinfachend nur straßenverkehrsbedingte NO_x-Emissionen betrachtet werden.

7.5.1.6 Bewertung nach Schadensbereichen

Vor allem im Rahmen von Ökobilanzen ist eine Bewertung nach Wirkungsbereichen üblich (siehe z. B. [32]). Dabei werden Stoffe getrennt nach Schadmechanismus zu Äquivalenten zusammengefasst und anschließend die Wirkungsbereiche wie bei einer Nutzwertanalyse mit Punkten bewertet. Die folgende Tabelle gibt denkbare Wirkungsbereiche und zugeordnete Äquivalente an.

Wirkungsbereich	Einheit
Treibhauseffekt	CO ₂ -Äquivalente
Ozonabbau	R11-Äquivalente ⁵
Photosmog	NO _x und Ethylenäquivalente
Versauerung	SO _x -Äquivalente
Überdüngung	PO ₄ -Äquivalente
Aquatische Ökotoxizität	Punkte oder Leitsubstanz
Terrestrische Ökotoxizität	Punkte oder Leitsubstanz
Humantoxizität	Punkte oder Leitsubstanz

Tabelle 23: Wirkungsbereiche und zugeordnete Erfassungsgrößen in Ökobilanzen

Der Nachteil bei diesem Vorgehen besteht darin, dass für die Gewichtung keine allgemein anerkannten Wertungen existieren und die Ergebnisse nur schwer in eine

⁵ R11 ist ein FCKW

Kosten-Nutzen-Analyse übernommen werden können. Für den vorliegenden Fall ist eine Anwendung auch deshalb wenig sinnvoll, weil nur Wirkungen des Energieverbrauchs betrachtet werden sollen. Daher sind für diesem Fall manche Schadensbereiche wie z. B. Ozonabbau ohnehin von untergeordneter Bedeutung.

7.5.1.7 Übersicht über die Bewertungsansätze

Die folgende Tabelle bietet eine Übersicht über die einzelnen Kostensätze. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden alle Größen auf die Einheit €/t gebracht. Als Umrechnungskurs zwischen Schweizer Franken (sfr) und Euro wurde ein Kurs von 1 € = 1,5 sfr verwendet. Die Preisstände wurden mit einem Diskontsatz von 1,5 % pro Jahr angepasst.

[€/t] Preisstand 2000		CO ₂	NO _x	HC	NM VOC	Benzol	SO ₂	CO	Partikel
Planco/ Boesefeldt [21]	inner- orts		2.770	4.159			2.770	8	948
	außer- orts		825	1.239			825	2	283
Umwelt- bundesamt [19]	inner- orts	237	2.985	4.410		3.857	2.770	8	34.771
	außer- orts	237	1.041	1.490			825	2	283
Infras/IWW [46]		145	32.331						
Infras/Econcept/ Prognos [14]		85	18.497		9.619		18.127		13.318
UPI [29]			15.037						

Quelle: [14], [19], [21], [29], [46], eigene Berechnungen

Tabelle 24: Gegenüberstellung der Kostensätze verschiedener Studien

7.5.2 Bewertung im Variantenvergleich

Im Variantenvergleich wird ein Bewertungsansatz verwendet, der auf dem fünfteiligen Ansatz aus [19] basiert.

7.5.2.1 Treibhauseffekt

Übernommen wird der Kostensatz für CO₂-Emissionen. Das Prinzip der Vermeidungskosten wurde zwar an anderer Stelle in dieser Arbeit kritisiert, es steht aber noch kein umfassender Kostensatz für die monetäre Bewertung von Klimaschäden zur Verfügung, der auf einem Schadenskostenansatz basiert.

7.5.2.2 Vegetationsschäden

Die im BVWP-Verfahren erfassten Vegetationsschäden sind ausschließlich Waldschäden. Schadwirkungen wie Versauerung von Böden und Gewässern, sowie Eutrophierung derselben bleiben unberücksichtigt. Damit werden auch z. B. Verdrängungseffekte von Arten, die nährstoffarme Standorte bevorzugen, vernachlässigt. Hierüber liegen allerdings keine Schadenskosten vor. Die Autorin schlägt einen pauschalen Aufschlag von 50 % auf die bisherigen Vegetationsschäden vor.

7.5.2.3 Sommersmog

Ebenso wie bei Treibhauseffekt und Vegetationsschäden wird der Sommersmog unabhängig vom Emissionsort seiner Vorläufersubstanzen bewertet.

Es ist allerdings problematisch, die Kostensätze aus [19] zu verwenden, da dort nur Gesundheitsbeeinträchtigungen und verlorene Lebenszeit bewertet wird. Dabei wird davon ausgegangen, dass durch Ozon keine zusätzlichen Todesfälle verursacht werden. Dies widerspricht neueren Erkenntnissen. UPI [8] geht aufgrund von epidemiologischen Studien davon aus, dass es durch Sommersmog zu einer Übersterblichkeit von ca. 4000 Todesfällen pro Jahr in Deutschland kommt. Diese Zahl enthält keine frühzeitigen Todesfälle.

Bewertet man einen Todesfall entsprechend [19] mit 1,4 Mio. DM (Preisstand 1990) bzw. 831.000 € (Preisstand 2000), so ergibt sich eine Schadenssumme durch ozonbedingte Todesfälle von 3.320 Mio. €. Legt man diese Summe (vereinfachend) je zur Hälfte und linear auf die NO_x- und HC-Emissionen des Jahres 1995 um (Daten aus [47]), so ergeben sich deutlich höhere Kostensätze als in [19]. Zu diesen müssen zusätzlich die Kostensätze von [19] addiert werden.

7.5.2.4 Gesundheitsschäden durch innerörtliche Emissionen

Die Kostensätze für Atemwegs- und Herz-Kreislaufkrankungen (ohne Krebsfälle) sowie für Gebäudeschäden werden aus dem BVWP-Verfahren übernommen. Dabei wird vereinfachend davon ausgegangen, dass nur innerörtlich emittierte Schadstoffe derartige Gesundheitsschäden hervorrufen. Eine genauere Unterscheidung nach Bevölkerungsdichten und Immissionen wäre zwar wünschenswert, ist jedoch im Rahmen dieses Variantenvergleichs nicht durchführbar.

Zusätzlich zu den genannten Schäden werden auch Krebsfälle berücksichtigt. Der Kostensatz für Krebsfälle wird analog zu [19] berechnet, jedoch mit anderen Ausgangswerten.

An genannter Stelle wird von 554 Todesfällen durch verkehrsbedingte Krebserkrankungen ausgegangen. Diese werden mit dem genannten Kostensatz von 831.000 € multipliziert. Der so erhaltene Schadenswert wird im Verhältnis 80:20 auf Partikel und Benzol umgelegt. Durch Division mit innerorts emittierten Mengen dieser Schadstoffe erhält man einen Kostensatz.

Nach neueren Erkenntnissen gibt es in Deutschland ca. 8000 Lungenkrebsfälle pro Jahr durch Dieselruß und Benzol. Dabei ist die durch Dieselruß verursachte Fallzahl ca. 100 mal so groß wie die durch Benzol hervorgerufene. [48]

Die gleiche Größenordnung für Todesfälle durch Partikel aus Kfz-Abgasen ergibt sich auch aus [49].

Geht man davon aus, dass etwa 90 % aller Lungenkrebserkrankungen zum Tod führen und sich höhere Behandlungskosten als bei anderen Erkrankungen ergeben, dann ist es durchaus pragmatisch, den Kostensatz, der sonst für einen Todesfall angesetzt wird (etwa 830.000 €), für einen Lungenkrebsfall zu verwenden. Unter Vernachlässigung der benzolbedingten Krebsfälle lässt sich mit dem in [19] angegebenen Wert für innerörtlich emittierte Partikel (11.000 t im Jahr 1990) ein Kostensatz von etwa 604.000 €/t innerorts emittierter Partikel berechnen.

Insgesamt ergibt sich folgendes Bewertungsschema:

[€/t] Preisstand 2000		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
Klima	alle Emissionen	237				
Vegetation	alle Emissionen		1.238	1.859	1.238	424
Sommersmog	alle Emissionen		1.051	1.078		
Krebsfälle	innerörtliche Emissionen					604.164
sonstige Gesundheits- und Gebäudeschäden	innerörtliche Emissionen		1.944	2.919	1.944	666
Summe	außerorts	237	2.289	2.937	1.238	424
	innerorts	237	4.234	5.856	3.182	605.253

Tabelle 25: Kostensätze für Schadstoffemissionen im Variantenvergleich

7.5.2.5 Bewertung von Kernkraft

Die Emissionen bei der Stromerzeugung sind – wie bereits dargelegt – vom verwendeten Strommix abhängig, also von der Zusammensetzung der Stromproduktion aus verschiedenen Energieträgern. Beschränkt man die Betrachtung auf Luftschadstoffe, so fällt die Bewertung umso besser aus, je größer der Kernenergieanteil an der Stromproduktion ist. Manchmal wird die Erzeugung von elektrischem Strom aus Kernenergie sogar als „Null-Emissions-Technik“ bezeichnet, was aber nicht korrekt ist, da die Kernenergienutzung ihrerseits mit Energieaufwand verbunden ist. Große Anteile daran trägt z. B. die Anreicherung von Uran oder die Verglasung von radioaktiven Abfällen. Dieser Energieaufwand wird kaum durch Atomkraft gedeckt, daher werden üblicherweise auch dem Atomstrom gewisse Emissionen zugewiesen. Diese liegen jedoch deutlich unter den Emissionen aus Kraftwerken, die fossile Energieträger verbrennen. Die gesundheitlichen Wirkungen ionisierender Strahlung aus der Kernenergienutzung sind bei störungsfreiem Normalbetrieb ebenfalls sehr gering. Bei einer ausschließlichen Bewertung der Emissionen ergibt sich für Atomstrom, der in Deutschland einen Anteil von ungefähr 30 % hat, eine deutlich bessere Bilanz als bei fossilen Energieträgern.

Das Problem der Kernenergienutzung ist jedoch sehr komplex, wie bereits in Kapitel 3.2.5 dargestellt. Selbst unter Wissenschaftlern ist umstritten, ob Atomkraft eine akzeptable Form der Energienutzung und sogar *die* Lösung für den Klimaschutz ist, oder ob sie aufgrund nicht abschätzbarer Risiken für die Zukunft abzulehnen ist und durch andere Energieträger ersetzt werden sollte. Die Arbeitsgruppe Agenda 21 des Umweltbundesamtes stellt fest, dass „die Kernenergienutzung nicht den Handlungsmaximen einer nachhaltigen Entwicklung entspricht“ und ist der Meinung, dass „Kernenergie auf Dauer nicht notwendig“ „zur Erreichung des Klimaschutzziels ist“ [50]. Auch 75 % der Bevölkerung befürworten – ebenso wie die derzeitige Bundesregierung – einen Ausstieg aus der Kernenergie [51]. Laut Greenpeace hätten die Schäden beim Eintritt eines Kernschmelzunfalls eine Größenordnung von 10 Billionen Mark (ca. 5 Billionen Euro). Die Enquete-Kommission des deutschen Bundestages „Schutz der Erdatmosphäre“ hat aufgrund diesen Wertes errechnet, dass eine realistische Haftpflichtversicherung einen Versicherungsaufschlag von 3,50 DM/kWh bewirken würde [17].

Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob es sinnvoll ist, sich im Rahmen einer Bewertung lediglich auf Luftschadstoffe zu beschränken. Andererseits ist es methodisch schwierig, abstrakte Risiken über Tausende von Jahren hinweg z. B. den Emissionen von Rußpartikeln vergleichend gegenüberzustellen.

Bestehende Bewertungsansätze klammern das Problem der Endlagerung in der Regel aus, so dass bei der Anwendung dieser Daten ein entscheidender Teil völlig vernachlässigt bleibt.

Die Verfasserin schlägt vor, das Problem zu umgehen, indem einerseits tatsächlich entstehende Emissionen ausgewiesen werden, wie dies auch in den gängigen Bewertungsverfahren durchgeführt wird, und andererseits Ersatzemissionen zu berechnen, die davon ausgehen, dass auf Kernenergie verzichtet wird, das Verhältnis der verbleibenden Energieträger untereinander jedoch konstant bleibt.

Aus Sicht eines Atomkraftgegners mögen selbst diese Ersatzemissionen zu niedrig liegen und den negativen Wirkungen der Atomkraft nicht gerecht werden. Hierbei ist zu bedenken, dass eine weitere Schlechterbewertung der Stromproduktion zu einer Benachteiligung elektrisch angetriebener Fahrzeuge führen würde. Da die Entscheidung für oder gegen bestimmte Energieformen auf dem Strommarkt und in der Politik getroffen werden, stellt sich die Frage, ob diese Wirkungen tatsächlich den Stromverbrauchern voll angelastet werden können.

Ilgmann [52] schlägt ein ähnliches Vorgehen vor, jedoch mit einer anderen Argumentation. Er geht von einer Grenzbetrachtung aus, bei der angenommen wird, dass „Wasserkraft und Kernenergie in Deutschland auf lange Sicht nicht vermehrbar sind“. Bei steigendem Strombedarf ist daher davon auszugehen, dass fast ausschließlich fossile Energieträger zum Einsatz kommen, so dass auch bei Bahnstrom die Emissionen eines Strommixes aus Kohle, Erdgas, Öl und regenerativen Energieträgern (ohne Wasserkraft) berücksichtigt werden müssen.

8 Anwendung des Variantenvergleichs am Beispiel der Linie U15 in Stuttgart

8.1 Beschreibung des Investitionsvorhabens

Das im vorigen Kapitel beschriebene Verfahren zum Variantenvergleich wird anhand eines praktischen Beispiels durchgespielt. Der gewählte Fall ist die Erweiterung des Stuttgarter Stadtbahnnetzes durch den Bau der Linien U12 und U15.

Im Rahmen von Stuttgart 21 und der Neuordnung des Stuttgarter Bahnknotens sind auch einige Anpassungen im Nahverkehr erforderlich. So ist z. B. der Neubau der Stadtbahnlinie U12 zur Erschließung der neuen Baugebiete in der Innenstadt geplant. Außerdem ist vorgesehen, die Straßenbahnlinie 15 auf dem Zweig Hauptbahnhof–Stammheim auf Stadtbahnbetrieb umzustellen. Hierfür ist der stadtbahnmäßige Ausbau der Strecke in Zuffenhausen und Stammheim erforderlich, der Streckenast Richtung Ruhbank soll auf Busbetrieb umgestellt werden.

Für die Linien U12 und U15 wurde eine gemeinsame Standardisierte Bewertung [53] durchgeführt, die sich allerdings noch an der alten Verfahrensanleitung orientiert. Es wurde davon ausgegangen, dass der Ausbau der U15 ausschließlich oberirdisch im Zuge der Linie 15 erfolgt (die sog. Basisvariante A). Um auch andere Alternativen berücksichtigen zu können, wurde kurze Zeit später eine weitere Studie [54] erstellt, die mehrere Tunnelalternativen zur Führung der U15 untersucht. Davon wurde insbesondere die Variante B2 näher betrachtet, die einen Tunnel zwischen der heutigen Haltestelle Zuffenhausen Rathaus und der Schützenbühlstraße vorsieht.

Im Rahmen dieser Arbeit werden die drei Fälle „Ohnefall“, „U12 und U15, Variante A“ und „U12 und U15, Variante B2“ im Hinblick auf den jeweils verursachten Energieverbrauch untersucht.

8.2 Durchführung der Standardisierten Bewertung

Zunächst wurden diejenigen Formblätter der Standardisierten Bewertung ausgefüllt, die sich mit dem Energieverbrauch befassen. Sie befinden sich im Anhang C. Auch eine kurze Erläuterung zum Zustandekommen der einzelnen Daten findet sich dort.

Mit dem Verfahren der Standardisierten Bewertung ergibt sich, dass bei beiden Varianten CO₂-Emissionen sowie der Primärenergieverbrauch zunehmen werden. Die Emission weiterer Schadstoffe wird dagegen verringert. Dabei schneidet bei allen drei Punkten die Variante B2 besser ab, was vor allem auf die größere Zahl der verlagerten Fahrten zurückzuführen ist.

Bei der Bewertung ergeben sich kaum Unterschiede zwischen monetärem Nutzen und Nutzwert. Da die Emissionen der „weiteren Schadstoffe“ im Vergleich zu den beiden anderen Faktoren sehr niedrig bewertet werden, ergibt sich für beide Mitfälle ein negativer Nutzen. Die Maßnahme ist also bei ausschließlicher Betrachtung der Umweltwirkungen abzulehnen.

8.3 Durchführung des Variantenvergleichs

Teilweise können die benötigten Daten zur Durchführung des Variantenvergleichs aus der Standardisierten Bewertung übernommen werden, zum Teil sind zusätzliche Informationen nötig. Ein großer Teil der Daten muss abgeschätzt werden. Die ausgefüllten Formblätter befinden sich im Anhang D, ebenso wie eine Erläuterung der getroffenen Annahmen.

Das Gesamtergebnis unterscheidet sich von dem der Standardisierten Bewertung: Die Maßnahme ist aus Umweltsicht zu begrüßen. Die Variantenreihung bleibt allerdings die gleiche: Variante B2 stellt sich positiver dar als Variante A.

Die Gesamtnutzen sind in der folgenden Abbildung einander gegenübergestellt.

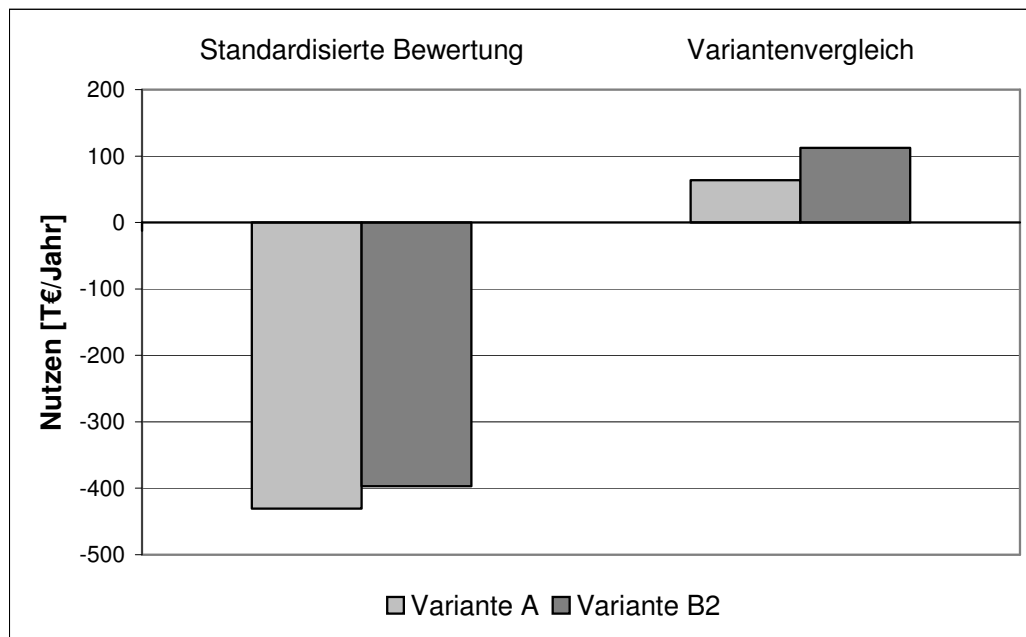


Abbildung 7: Gesamtnutzen

Die folgenden Diagramme stellen die Nutzen im Variantenvergleich, unterteilt nach Schadstoffen und nach Entstehungsursache, dar:

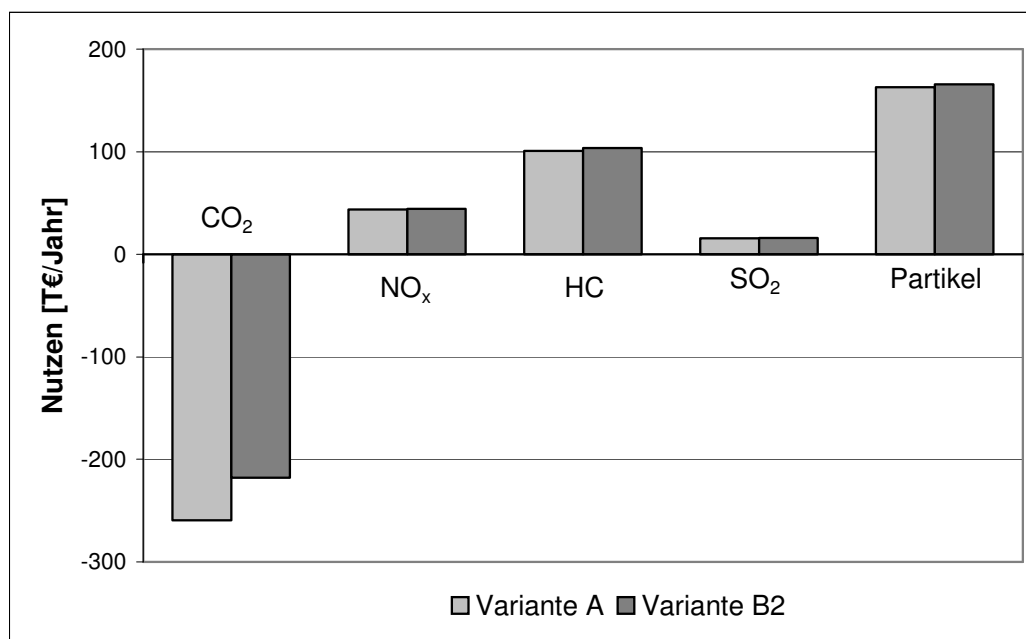


Abbildung 8: Nutzenkomponenten nach Schadstoff

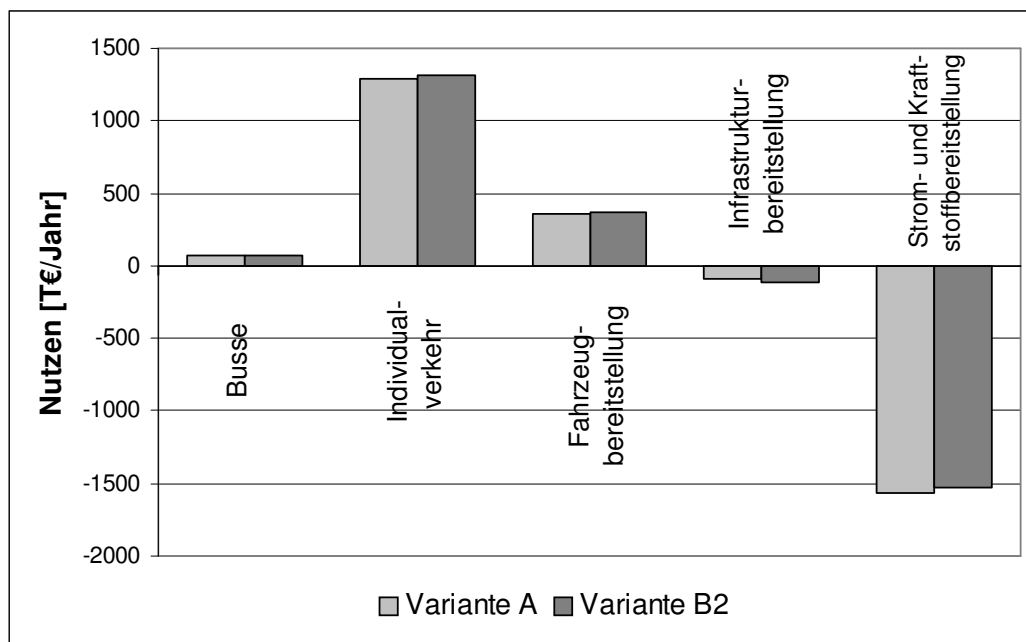


Abbildung 9: Nutzenkomponenten nach Entstehungsursache

Man erkennt, dass der positive Nutzen überwiegend durch den verlagerten Individualverkehr zustande kommt. Damit verbunden ist der Nutzen bei der Fahrzeugbereitstellung, der auch auf den verlagerten IV zurückzuführen ist. Dem stehen große zusätzliche Kosten bei der Bereitstellung von Fahrstrom gegenüber.

Bei den Schadstoffen entstehen negative Nutzen durch zusätzliche CO₂-Emissionen. Bei allen anderen Schadstoffen ergeben sich positive Nutzen, da innerörtliche Emissionen durch den verringerten IV vermindert werden.

Im Vergleich mit der Standardisierten Bewertung fällt den „sonstigen Schadstoffen“ im Variantenvergleich eine größere Bedeutung zu, da die Kostensätze vor allem aufgrund der zusätzlichen Berücksichtigung von Lungenkrebserkrankungen und ozonbedingten Gesundheitsschäden deutlich höher liegen.

Beim Vergleich der Varianten untereinander ergeben sich geringfügige Unterschiede durch die kleine Änderung der Fahrleistungen im ÖV und IV, sowie durch den Tunnelbau in Zuffenhausen und den dadurch bedingten Energieaufwand.

Es ist zu erkennen, dass im Fallbeispiel die Komponente Infrastrukturbereitstellung, die gegenüber der Standardisierten Bewertung neu aufgenommen wurde, nur einen

relativ geringen Beitrag leistet. Dies ist dadurch zu erklären, dass sich die Wirkungen bei der Umstellung einer bestehenden Strecke von Straßen- auf Stadtbahnbetrieb teilweise kompensieren. Beim Neubau einer Strecke würde der Infrastrukturbereitstellung sicherlich eine größere Bedeutung zufallen, wobei zu bedenken ist, dass sie das Ergebnis negativ beeinflusst.

Insgesamt fällt das Ergebnis sehr knapp aus. Der errechnete Gesamtnutzen von etwa 100 T€/Jahr ist gering im Vergleich zu einzelnen Kostenkomponenten wie z. B. der Strombereitstellung mit 1500 T€/Jahr. Leicht veränderte Annahmen, z. B. bei den Emissionen der Infrastrukturbereitstellung können das Ergebnis daher stark beeinflussen. Einen entscheidenden Einfluss hat auch die Menge des verlagerten IV. In Kapitel 7.3 wurde auf die Schwächen der Verkehrsprognose hingewiesen. Geht man davon aus, dass sich weniger IV verlagern lässt, als berechnet wurde, und zusätzlich noch induzierter IV auftritt, so ist es denkbar, nur mit der Hälfte des berechneten verlagerten IV zu arbeiten. Dann fiel das Gesamtergebnis bereits stark negativ aus. An dieser Stelle besteht also noch Forschungsbedarf, z. B. durch begleitende Verkehrsuntersuchungen bei der Eröffnung neuer Strecken, um den Einfluss einer ÖV-Maßnahme auf den IV besser vorhersagen zu können.

9 Kritische Betrachtung des Variantenvergleichs

Es wurde ein Verfahren entwickelt, mit dem es möglich ist, bei Infrastrukturmaßnahmen im ÖPNV Variantenvergleiche im Hinblick auf Umweltwirkungen des Energieverbrauchs durchzuführen.

Von zentraler Bedeutung für einen solchen Vergleich ist das zur Verfügung stehende Datenmaterial. Hierbei ergibt sich das Problem, dass kein konsistenter Datensatz mit allen erforderlichen Informationen vorliegt. So ist es z. B. erforderlich, dass Stromverbräuche bei der Produktion von Fahrzeugen gleich bilanziert werden wie Fahrstrom oder Strom für den Betrieb der Infrastruktur. Da die genutzten Daten aus unterschiedlichen Quellen stammen, ist dies nicht immer der Fall und es entstehen Widersprüche.

Weiter wäre es wünschenswert, detailliertere Daten verwenden zu können. Dies betrifft besonders die Infrastruktur. So ist es mit den vorliegenden Daten zwar möglich, verschiedene Oberbautypen zu erfassen, nicht jedoch andere Elemente wie beispielsweise Stützmauern oder in unterschiedlichem Umfang erforderliche Erdbauarbeiten. Auch Umbaumaßnahmen können nicht bilanziert werden: Das vorgeschlagene Vorgehen führt zu der Situation, dass das Verlegen einer Trasse unberücksichtigt bleibt, da die neu zu erstellende Strecke mit den gleichen Werten bilanziert wird, wie die entfernte, so dass sich die Wirkungen gegenseitig aufheben.

Das Vorgehen, entfallende Elemente mit negativen Emissionen zu beaufschlagen, ist insoweit gerechtfertigt, als bei einer verbleibenden Strecke in gewissen Abständen eine Erneuerung erforderlich wird. Da anfallende Emissionen auf die Lebensdauer umgelegt werden, können also tatsächlich negative Emissionen bilanziert werden. Analog lässt sich auch bei Fahrzeugen argumentieren, bei denen in gewissen Abständen ein Ersatz erforderlich wird.

Tatsächlich wird es in der Praxis aber häufig so sein, dass die technische Lebensdauer einer Anlage zum Zeitpunkt des Rückbaus nicht erreicht wurde, so dass größere jährliche Emissionen anfallen, als bilanziert werden. Eine korrekte Erfassung dieses Umstands ist aufgrund fehlender Daten mit dem Variantenvergleich nicht möglich. Mit einem Datensatz, der nach den Punkten Herstellung, Instandhaltung, Betrieb und Entsorgung aufgeteilt ist, wäre das Problem dagegen lösbar.

Da es einen derartigen Datensatz nicht gibt, besteht an dieser Stelle noch Forschungsbedarf.

Bei der Bewertung der Umweltwirkungen ist besonders die Behandlung der Kernenergie angreifbar. Der gewählte Ansatz entspricht vom Grundgedanken her einem Vermeidungskostenansatz, dessen Schwächen bereits in Kapitel 4.3 diskutiert wurden. Sinnvoller wäre sicherlich eine explizite Berücksichtigung aller Risiken, die mit der Kernenergienutzung einhergehen. Jedoch existieren hierfür kaum Ansätze, da insbesondere über die Risiken der Endlagerung radioaktiver Abfälle keine einheitliche Meinung herrscht. Bestehende Bewertungsansätze klammern diesen wichtigen Bereich häufig aus. So kommt es zu einer systematischen Unterschätzung, die dem Problem nicht gerecht wird.

Allgemeine Probleme bei der Bewertung bestehen in der Nichtberücksichtigung von Wirkschwellen und in der Annahme linearer Dosis-Wirkungsbeziehungen. Allerdings stehen auch hier keine geeigneteren Ansätze zur Verfügung. Gerade für die Bilanzgrößen CO₂, Partikel sowie HC und NO_x (als Vorläufersubstanzen von Ozon) kann man davon ausgehen, dass Wirkschwellen bereits überschritten sind und somit der gewählte Ansatz vertretbar ist. Neben diesen Stoffen wäre noch eine Berücksichtigung von Benzol und PAK sinnvoll. Für diese liegen jedoch nicht genug Daten vor. Auch die Erfassung von Schwermetallen wäre denkbar, hierfür fehlen aber neben genauen Emissionsdaten derzeit auch konkrete Informationen über Wirkungen.

Unberücksichtigt bleiben bei den Bewertungsansätzen Flächenverbrauch (vor allem beim Rohstoffabbau), Schädigungen der (insbesondere marinen) Biosphäre durch Erdöl und die angemessene Berücksichtigung von Schäden an der natürlichen Biosphäre wie Artenverluste und generelle Schädigung von Tierpopulationen und Pflanzenbeständen, wie z. B. Waldschäden.

Erhebliche Unsicherheiten bestehen noch bei der Bewertung von Partikeln, die möglicherweise nicht nach Gewicht, sondern nach Teilchenzahl erfolgen müsste. Hieran wird derzeit geforscht.

Auch bleiben zum Teil immaterielle Schäden durch Gesundheitsbeeinträchtigungen unberücksichtigt. So sollten z. B. ozonbedingte Beeinträchtigungen des Wohlbefindens, die nicht zu Arztbesuchen und Lohnausfällen führen, bewertet werden. Im Rahmen einer gesamtwirtschaftlichen Bewertung wäre dies berechtigt, da z. B. die Veranschlagung von Zeitkosten im Freizeitverkehr ebenfalls eine Bewertung immaterieller Nutzen darstellt. Um dies realisieren zu können, wären allerdings mehr Daten erforderlich.

Kritisch ist die Wahl des Betrachtungszeitraums. Diese Problematik wird analog zur Standardisierten Bewertung gehandhabt: Es werden jährliche Emissionen quantifiziert und diese einander gegenübergestellt. Dabei wird – soweit möglich – ein einheitliches Bezugsjahr gewählt. Unberücksichtigt bleiben damit technische Fortschritte. Gerade im IV ist aber im zeitlichen Verlauf eine Abnahme der Emissionen zu beobachten. Bei CO₂ ist dies weniger deutlich als bei anderen Schadstoffen, jedoch geht auch hier der Trend zu kraftstoffsparenden Fahrzeugen. Mit einem Sachstand, der in der Vergangenheit liegt, wird damit das Potential einsparbarer Emissionen überschätzt. Andererseits ist auch bei Bussen in den nächsten Jahren und Jahrzehnten eine deutliche Reduktion insbesondere der Rußemissionen zu erwarten, so dass auch hier eine Senkung der Belastungen eintreten wird.

Trotz der genannten Schwächen, die das Verfahren aufweist, ist mit ihm eine genauere Erfassung der Wirkungen des Energieverbrauchs möglich, als dies in der Standardisierten Bewertung geschieht. Gleichzeitig kommt den Umweltwirkungen durch die höhere Bewertung eine größere Bedeutung gegenüber anderen Kosten- und Nutzenkomponenten zu.

10 Zusammenfassung

Der Verbrauch von Energie ist mit Umweltbelastungen verbunden, sei es bei der Verbrennung von Kraftstoff in Verbrennungsmotoren oder bei der Produktion von elektrischem Strom in Kraftwerken. Diese Belastungen sind unterschiedlicher Natur, die wichtigsten werden durch Luftschadstoffe hervorgerufen. Luftschadstoffe schädigen die menschliche Gesundheit, die Vegetation und das Klima.

Da jeder Bereich eines Verkehrssystems mit dem Verbrauch von Energie verbunden ist, entsteht im Zusammenhang mit einer Verkehrsinfrastrukturmaßnahme eine Vielzahl von Wirkungen auf die Umwelt.

Bei den drei derzeit eingesetzten gesamtwirtschaftlichen Bewertungsverfahren für Verkehrsinfrastrukturinvestitionen wird versucht, diese Wirkungen zu quantifizieren und zu bewerten. Die Quantifizierung erfolgt über die Bilanzierung von Schadstoffemissionen. Bei den EWS wird auch der Versuch unternommen, Immissionen zu ermitteln.

Bei den EWS und dem Verfahren zur Aufstellung des BVWP werden ausschließlich direkte Emissionen quantifiziert. Das sind diejenigen Emissionen, die direkt am Fahrzeug bzw. am Kraftwerk entstehen. Bei der standardisierten Bewertung gehen zusätzlich Emissionen, die bei der Bereitstellung von Kraftstoff und Strom entstehen, in die Bilanzierung mit ein. Emissionen, die bei der Bereitstellung von Infrastruktur und Fahrzeugen entstehen, bleiben dagegen bei allen drei Verfahren unberücksichtigt.

Die Bewertungssätze sind bei allen Verfahren ähnlich, da sich EWS und Standardisierte Bewertung an dem BVWP-Verfahren orientieren:

Mithilfe von Toxizitätsfaktoren werden verschiedene Schadstoffe zusammengefasst zu Schadstoffäquivalenten. Durch eine Erhebung der luftschadstoffbedingten Gesamtschadenssumme eines Jahres und der Ermittlung der zugehörigen Schadstoffemissionen wird ein Kostensatz für Schadstoffäquivalente ermittelt. Mit diesem können die Emissionen bewertet werden, die durch die zu untersuchende Investitionsmaßnahme entstehen. In den Kostensatz gehen Atemwegserkrankungen, Schäden an Wäldern und Feldfrüchten sowie Schäden an Gebäuden mit ein. Unberücksichtigt

bleiben weitere Gesundheitsschäden wie solche, die durch hohe Ozonkonzentrationen hervorgerufen werden sowie Krebserkrankungen. Ebenfalls unberücksichtigt bleiben Schäden an der natürlichen Flora und Fauna.

Neben klassischen Schadstoffen werden auch CO₂-Emissionen bewertet, da diese zu einer Änderung des Weltklimas beitragen. Da die zu erwartenden Schäden derzeit schwer quantifizierbar sind, wird für die Ermittlung der Kostensätze ein Vermeidungskostenansatz herangezogen.

In dieser Arbeit wird eine verbesserte Bewertungsmethode entwickelt, die auf die untersuchten Bewertungsmethoden, insbesondere auf die Standardisierte Bewertung, aufbaut. Mit ihr ist es möglich, bei Infrastrukturmaßnahmen des ÖV Variantenvergleiche durchzuführen. Dabei werden neben den antriebsbedingten Emissionen auch Emissionen der Fahrzeug-, Infrastruktur- und Energiebereitstellung berücksichtigt. Für die monetäre Bewertung werden eigene Kostensätze entwickelt.

Das Verfahren wird an einem Fallbeispiel demonstriert und dem entsprechenden Teilergebnis gegenübergestellt, das sich aus der Standardisierten Bewertung ergibt. Man erhält als Resultat zwar keine neue Variantenreihung, aber es ergeben sich deutlich andere Gesamtnutzen bzw. -kosten, so dass dem Bereich der Umweltwirkungen gegenüber anderen Nutzenkomponenten ein größeres Gewicht zukommt.

Literaturverzeichnis

- [1] Bundesminister für Verkehr (Hrsg.):
Gesamtwirtschaftliche Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen. Bewertungsverfahren für den Bundesverkehrswegeplan 1992. Schriftenreihe, Heft 72.
Bonn, 1993
- [2] Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen:
Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen. EWS. Aktualisierung der RAS-W '86. Entwurf.
Köln, 1997
- [3] Intraplan Consult GmbH; Heimerl, Gerhard:
Standardisierte Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen des öffentlichen Personennahverkehrs. Erstellt im Auftrag des Bundesministers für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen.
München, Stuttgart, 2000
- [4] Bliefert, Claus:
Umweltchemie.
Weinheim, 1994
- [5] Engeln, Henning:
Vor uns die Sintflut.
In: GEO 7/2001
- [6] Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (IFEU):
Wissenschaftlicher Grundlagenbericht zur „Mobilitätsbilanz“ und zum Softwaretool „Reisen und Umwelt in Deutschland 1999“.
Heidelberg, 1999
- [7] Friedrich, Rainer:
Manuskript zur Vorlesung Energie und Umwelt im SS 1999. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung an der Universität Stuttgart.
Stuttgart, 1999
- [8] Umwelt- und Prognose-Institut Heidelberg e. V. (UPI):
Neue medizinische Erkenntnisse über die gesundheitlichen Auswirkungen von Sommersmog. Zusammenfassung von UPI-Bericht 47. Internet-Dokument <http://www.upi-institut.de/upi47.htm> (17. 5. 2001)
1999

-
- [9] Rat von Sachverständigen für Umweltfragen beim Bundesumweltministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit:
Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend. Kurzfassung.
Bonn, 2000
- [10] Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg (Hrsg.):
Art und Menge von stofflichen Emissionen aus dem Verkehrsbereich. Literaturstudie.
Arbeitsbericht Nr. 146.
Stuttgart, 2000
- [11] Mairitsch, Karin:
Dieselruß und anderen Nanopartikeln auf der Spur.
In: Salzburger Nachrichten, 3. 1. 2001. Zitiert nach Internet-Dokument
<http://www.stadtklima.de/stuttgart/s-luft/russ/spur.htm> (12. 7. 2001)
- [12] Umweltbundesamt:
Hintergrundpapier zum Vergleich des Krebsrisikos zwischen Diesel- und Ottomotor-
emissionen. Internet-Dokument [http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-
presse/pressemitteilungen/diesel.htm](http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-
presse/pressemitteilungen/diesel.htm) (19. 3. 2001)
- [13] Friedrich, Rainer; Krewitt, Wolfram (Hrsg.):
Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung. Externe Kosten von
Stromerzeugungssystemen.
Berlin, Heidelberg, 1997
- [14] Infrac, Econcept, Prognos:
Die vergessenen Milliarden. Externe Kosten im Energie- und Verkehrsbereich.
Bern, Stuttgart, Wien, 1996
- [15] Müller, Roger:
Elektromagnetische Felder bei Eisenbahnen.
In: Rail International – Schienen der Welt.
November, 2000
- [16] Kallenbach, Ulrich; Thöne, Eberhard (Bd.-Hrsg.):
Gesundheitsrisiken der Stromerzeugung. Daten, Fakten und Bewertungen. Vergleich
aus energietechnischer Sicht.
Köln, 1989
- [17] Greenpeace:
Atomkraft – schweres Erbe für die Zukunft. Strahlenrisiko, Atommüllberge, Reaktorun-
fälle. Stand 8/2000. Internet-Dokument
http://www.greenpeace.de/gp_dok_3p/hintergr/c02hi122.pdf (21. 8. 2001)
Hamburg, 2000

-
- [18] Martens, Sabine; Brenner, Jens (Hrsg.):
Bewertungsverfahren im Verkehrswesen: Rechenstift gegen Argumente? Ergebnisse der Veranstaltung Nr. XII der Workshop-Reihe im Themenbereich Verkehr und Raumstruktur. Arbeitsbericht Nr. 182. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg.
Stuttgart, 2000
- [19] Umweltbundesamt (Hrsg.):
Entwicklung eines Verfahrens zur Aufstellung umweltorientierter Fernverkehrskonzepte als Beitrag zur Bundesverkehrswegeplanung.
Berlin, 1999
- [20] Fulda, Ekkehard:
Stand der Weiterentwicklung der Bundesverkehrswegeplanung. Zwischenbericht zur methodischen Überarbeitung im Verkehrsbericht 2000.
Aus: TA Datenbank-Nachrichten, Nr. 4 / 9. Jahrgang. Internet-Dokument
<http://www.itas.fzk.de/deu/tadn/tadn004/ful00a.htm> (10. 04. 2001)
2000
- [21] Planco Consulting GmbH, Heusch Boesefeldt GmbH:
Numerische Aktualisierung interner und externer Beförderungskosten für die Bundesverkehrswegeplanung (BVWP). Schlussbericht.
Essen, 1998
- [22] Planco Consulting GmbH:
Modernisierung der Verfahren zur Schätzung der volkswirtschaftlichen Rentabilität von Projekten der Bundesverkehrswegeplanung. Entwurf des Schlußberichts.
Essen, 1999
- [23] Bickel, Peter; Friedrich, Rainer:
Was kostet uns die Mobilität? Externe Kosten des Verkehrs.
Berlin, Heidelberg, 1995
- [24] Planco Consulting GmbH:
Berücksichtigung wissenschaftlicher Erkenntnisfortschritte im Umweltschutz für die Bundesverkehrswegeplanung (BVWP). Schlußbericht.
Essen, 1995
- [25] Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen:
Kommentar zum Entwurf Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen. EWS. Aktualisierung der RAS-W '86.
Köln, 1997

-
- [26] Planco Consulting GmbH:
Externe Kosten des Verkehrs. Gutachten im Auftrag der Deutschen Bundesbahn.
Essen, 1990
- [27] Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). Vom 12. Februar 1990.
- [28] Kocks Consult GmbH:
Vergleichende Analyse der Grundlagen der Rechenmethoden nach der „Standardisier-
ten Bewertung“, den „RAS-W“ und des Bewertungsverfahrens „Gesamtwirtschaftliche
Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen im Rahmen der Aufstellung des Bundes-
verkehrswegeplanes“. Schlußbericht.
Koblenz, 1987
- [29] Umwelt- und Prognoseinstitut Heidelberg e. V. (UPI):
Externe Gesundheitskosten des Verkehrs in der Bundesrepublik Deutschland. Im Auf-
trag von Greepeace Deutschland. UPI-Bericht Nr. 43.
Heidelberg, 1997
- [30] Walther, Klaus:
Maßnahmenreagibler Modal Split für den städtischen Personenverkehr. Theoretische
Grundlagen und praktische Anwendung. Veröffentlichungen des Verkehrswissen-
schaftlichen Institutes der RWTH Aachen. Heft 45.
Aachen, 1991
- [31] Fischer, Leopold:
Induzierter Verkehr und die These des konstanten Zeitbudgets.
In: Internationales Verkehrswesen 11/1997
- [32] Baumgartner, Thomas; Tietje, Olaf; Spielmann, Michael; Bandel, Rainer:
Ökobilanz der Swissmetro. Umweltwirkungen durch den Bau und Betrieb (Teil 1) und
durch induzierte Aktivitäten (Teil 2).
Bern, 2000
- [33] Infrac; Maibach, Markus; Peter, Daniel; Seiler, Benno:
Ökoinventar Transporte. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Transportsys-
temen und für den Einbezug von Transportsystemen in Ökobilanzen. Technischer
Schlussbericht. 2. korrigierte Auflage.
Zürich, 1999
- [34] Walther, Klaus; Oetting, Andreas; Valleé, Dirk:
Simultane Modellstruktur für die Personenverkehrsplanung auf der Basis eines neuen
Verkehrswiderstands. Veröffentlichungen des Verkehrswissenschaftlichen Institutes
der RWTH Aachen. Heft 52.
Aachen, 1997

-
- [35] Umweltbundesamt, Infrac:
Handbuch für Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs. Version 1.2.
Berlin, Bern, 1999
- [36] 21. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes. Verordnung zur Begrenzung der Kohlenwasserstoffemissionen bei der Betankung von Kraftfahrzeugen (21. BImSchV). Vom 7. Oktober 1992
- [37] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.):
Emissionsbezogene Anforderungen im öffentlichen Personennahverkehr mit Kraftfahrzeugen. Rechtliche Gestaltungsmöglichkeiten des Aufgabenträgers insbesondere im Hinblick auf den Einsatz emissionsarmer Fahrzeuge im öffentlichen Personennahverkehr mit Kraftfahrzeugen. Rechtsgutachten.
Berlin, 2000
- [38] Schmid, Volker; Wacker, Manfred; Kürbis, Ilka; Krewitt, Wolfram; Friedrich, Rainer:
Systematischer Vergleich konkreter Fahrten im Personenverkehr im Hinblick auf umwelt- und klimarelevante Wirkungen verschiedener Verkehrsmittel. Internet-Dokument <http://www.bwplus.fzk.de/berichte/sber/bwa20016Sber.pdf> (21. 8. 2001)
Stuttgart, 2001
- [39] Umwelt- und Prognose-Institut Heidelberg e. V. (UPI):
Optimierung der Öko-Bilanz des öffentlichen Personennahverkehrs der HSB in Heidelberg. Endbericht.
Heidelberg, 1994
- [40] Pfaffenbichler, Paul:
Energie und Schadstoffbilanz bei der Herstellung und Verteilung verschiedener Verkehrsmittel bis zur Auslieferung an den Kunden. Institut für Verkehrsplanung und Verkehrstechnik TU Wien (Hrsg.). Beiträge zu einer ökologisch und sozial verträglichen Verkehrsplanung.
Wien, 1998
- [41] Albert, Holger; Levin, Christoph; Vielrose, Ernst; Witte, Günter:
Senkung des Energieverbrauchs durch U-Bahn-Systeme. Ein bedeutender Beitrag zum Umweltschutz. Analyse, Vorschläge, Potentiale.
Hamburg, o. Datum

-
- [42] Kleinow, Dirk:
Ökologischer und ökonomischer Vergleich vorgelagerter Prozeßketten alternativer Kraftstoffe.
In: Zentrum für Verkehr der Technischen Universität Braunschweig (Hrsg.): CO₂-Emissionen und Gesamtenergieeinsatz verschiedener Verkehrssysteme. Fortschritt-Berichte VDI Reihe 12 Verkehrstechnik/Fahrzeugtechnik Nr. 407.
Düsseldorf, 1999
- [43] ARAL (Hrsg.):
Verkehrstaschenbuch 1999/2000. 42. Auflage.
Bochum, 1999
- [44] Kolke, Reinhard:
Energie- und Emissionsbilanz fortschrittlicher Fahrzeuge mit Verbrennungsmotor- und Batterie-Antrieb.
In: Internationales Verkehrswesen 12/96
- [45] Laboratorium für Energiesysteme, ETH Zürich; PSI Villigen, Forschungsbereich 4:
Ökoinventare für Energiesysteme. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Teil 2. 1. Auflage.
Zürich, 1996
- [46] Infrac, IWW:
External Costs of Transport. Accident, Environmental and Congestion Costs in Western Europe.
Zürich, Karlsruhe, 2000
- [47] Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (Hrsg.):
Verkehr in Zahlen 1999. 28. Jahrgang.
Hamburg, 1999
- [48] Umwelt- und Prognose-Institut Heidelberg e. V. (UPI):
Krebsrisiko durch Benzol und Dieselrußpartikel an Straßen. Zusammenfassung von UPI-Bericht 44. Internet-Dokument <http://www.upi-institut.de/upi44.htm> (17. 5. 2001)
1999
- [49] Höpfner, Ulrich:
Emissions- und Immissionsprognosen für den Straßenverkehr in Deutschland. Welche Luftqualitätsziele werden erreicht? Internet-Dokument
http://www.ifeu.de/verkehr/seiten/Hoepfner_IAA2000.pdf (21. 8. 2001)

-
- [50] Umweltbundesamt:
Nachhaltiges Deutschland: Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. 2., durchgesehene Auflage.
Berlin, 1998
- [51] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.):
Umweltbewusstsein in Deutschland 2000. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage.
Berlin, 2000
- [52] Ilgmann, Gottfried:
Gewinner und Verlierer einer CO₂-Steuer im Güter- und Personenverkehr.
Ottobrunn, 1998
- [53] Intraplan Consult:
Standardisierte Bewertung für die Stadtbahnlinien U12 und U15 im Zusammenhang mit den Planungen zu Stuttgart 21. Erläuterungsbericht.
München, 2000
- [54] Switch Transit Consult; Heimerl, Gerhard:
Untersuchung von Alternativen zur oberirdischen Führung der U15 durch die Unterländer Straße in Zuffenhausen. Gutachten im Auftrag der Stuttgarter Straßenbahnen AG.
Stuttgart, 2000
- [55] Umwelt- und Prognoseinstitut Heidelberg e. V. (UPI):
Scheinlösungen im Verkehrsbereich. Kontraproduktive und ineffiziente Konzepte der Verkehrsplanung und Verkehrspolitik. UPI-Bericht Nr. 23. 4., erweiterte Auflage.
Heidelberg, 1993
- [56] Bauer, Gottfried; Theurer, Ulrich; Jeanmaire-dit-Quartier, Claude:
Die Fahrzeuge der Stuttgarter Strassenbahnen. Eine Dokumentation über die Schienenfahrzeuge der Stuttgarter Strassenbahnen AG.
Villigen, 1979
- [57] ohne Autor:
Stuttgart: Auftrag für neue Stadtbahnwagenseerie.
In: Nahverkehrspraxis 11/1996

Anhang A

Formblätter für den Variantenvergleich

Formblätter für den Variantenvergleich

- Blatt 1: Kenngrößen und Verkehrsleistungen der ÖV-Fahrzeuge für die relevanten Linien
- Blatt 2: Aufteilung der Verkehrsleistung im ÖV nach Autobahn (AB), außerorts (ao) und innerorts (io)
- Blatt 3: Direkte Emissionen im ÖV – elektrisch betriebene Fahrzeuge
- Blatt 4: Direkte Emissionen im ÖV – Schienenfahrzeuge mit Dieselantrieb
- Blatt 5: Direkte Emissionen im ÖV – Busse
- Blatt 6: Direkte Emissionen im IV – Teil 1
- Blatt 7: Direkte Emissionen im IV – Teil 2
- Blatt 8: Direkte Emissionen im IV – Teil 3
- Blatt 9: Fahrzeugbereitstellung
- Blatt 10: Infrastrukturbereitstellung
- Blatt 11: Stromverbrauch Haltestellen
- Blatt 12: Bereitstellung von Kraftstoff und Strom
- Blatt 13: Bewertung

Blatt 4: Direkte Emissionen im ÖV – Schienenfahrzeuge mit Dieselantrieb

Fahrzeug- typ	Gewicht bei 20 % Besetzung	Differenz Verkehrs- leistung	Emissionsfaktoren					Kraftstoff- verbrauchs- faktor	Emissionen					Kraft- stoffver- brauch
	t	Mio. Fzkm/Jahr	g/tkm					g/tkm	t/Jahr					t/Jahr
			CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
1A	1C	1I bzw. 2Q	Tab. 2						A·B·C	A·B·D	A·B·E	A·B·F	A·B·G	A·B·H
Gesamt														
								Summe:						
Innerorts														
								Summe:						

Blatt 5: Direkte Emissionen im ÖV – Busse

Fahrzeug- typ	Differenz Verkehrs- leistung	Emissionsfaktoren					Kraftstoff- verbrauchs- faktor	Emissionen					Kraft- stoffver- brauch			
		Mio. Fzkm/Jahr	g/km					g/km	t/Jahr					t/Jahr		
			CO ₂	NO _x	HC	SO ₂			Partikel	CO ₂	NO _x	HC			SO ₂	Partikel
			A	B	C	D			E	F	G	H			I	J
1A	20 bis 2Q	Tab. 3						A · B	A · C	A · D	A · E	A · F	A · G			
	AB															
	ao															
	io															
	AB															
	ao															
	io															
	AB															
	ao															
	io															
							Summe:									
							Summe innerorts:									

Blatt 6: Direkte Emissionen im IV – Teil 1

	Differenz Verkehrsleistung	Emissionsfaktoren Warmfahrt					Kraftstoffverbrauchs-faktor	Emissionen Warmfahrt					Kraftstoffverbrauch
	Mio. Fzkm/Jahr	g/km					g/km	t/Jahr					t/Jahr
		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
	SB 9	Tab. 4						A · B	A · C	A · D	A · E	A · F	A · G
Autobahn													
außerorts													
innerorts													
Summe: N													

Differenz Anzahl Fahrten MIV		Durchschnittliche Jahresfahrleistung Pkw	Differenz benötigte Pkw
pro Werktag	pro Jahr	km/Jahr	Anzahl Fz
O	P	Q	R
SB 9	O · 300	Tab. 5	$\frac{N \cdot 10^6}{Q}$

Blatt 8: Direkte Emissionen im IV – Teil 3

				Emissionen					Kraftstoff- verbrauch
				t/Jahr					t/Jahr
				CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	
Warmfahrt	Summe	A	6H bis 6 M						
	innerorts	B	6I bis 6L						
Kaltstart/Heißabstellen		C	7H bis 7M						
Tankatmung		D	7Q						
Summe	Gesamt	E	A + C + D						
	innerorts	F	B + C + D						

Blatt 9: Fahrzeugbereitstellung

Fahrzeugtyp	Differenz Anzahl	Emissionsfaktoren					Emissionen				
		t/Fz·a	kg/Fz	kg/Fz	kg/Fz	kg/Fz	t/Jahr				
		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1A	1F	Tab. 6					$A \cdot B$	$\frac{A \cdot C}{1000}$	$\frac{A \cdot D}{1000}$	$\frac{A \cdot E}{1000}$	$\frac{A \cdot F}{1000}$
Pkw	6R										
						Summe:					

Blatt 10: Infrastrukturbereitstellung

Infrastrukturelement	Einheit	Menge			Emissionsfaktoren pro Einheit					Emissionen				
		Mitfall	Ohnefall	Differenz	kg/Jahr					t/Jahr				
					CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
		A - B	Tab. 7					$\frac{C \cdot D}{1000}$	$\frac{C \cdot E}{1000}$	$\frac{C \cdot F}{1000}$	$\frac{C \cdot G}{1000}$	$\frac{C \cdot H}{1000}$		
Summe:														

Blatt 11: Stromverbrauch Haltestellen

Haltestellenart	Anzahl			Länge	Verbrauch		
				m	MWh/Jahr		
	Mitfall	Ohnefall	Anzahl		je lfd. m	je Hst.	Summe
	A	B	C	D	E	F	G
		A - B		Tab. 8	D · E	C · F	
						Summe:	

Blatt 12: Bereitstellung von Kraftstoff und Strom

	Kraftstoff- verbrauch	Emissionsfaktoren					Emissionen				
	t/Jahr	kg/t					t/Jahr				
		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
	8E bzw. 4N + 5M	Tab. 9					$\frac{A \cdot B}{1000}$	$\frac{A \cdot C}{1000}$	$\frac{A \cdot D}{1000}$	$\frac{A \cdot E}{1000}$	$\frac{A \cdot F}{1000}$
Pkw- kraftstoff											
Diesel											
	Differenz Stromverbrauch	Emissionsfaktoren									
	MWh/Jahr	kg/MWh									
	3D + 11G	Tab. 10									
Deutschland											
Ersatz- emissionen											
		Summe (Pkw-Kraftstoff, Diesel, Ersatzemissionen):									

Blatt 13: Bewertung

			Emissionen gesamt					Emissionen innerorts				
			CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	
Schienefahrzeuge mit Dieselantrieb	t/Jahr	4I bis 4N										
Busse	t/Jahr	5H bis 5M										
Pkw	t/Jahr	8E und 8F										
Fahrzeugbereitstellung	t/Jahr	9G bis 9K										
Infrastrukturbereitstellung	t/Jahr	10I bis 10M										
Bereitstellung Kraftstoff und Strom	t/Jahr	12G bis 12K										
Summe	t/Jahr											
Bewertung	€/t	Tab. 11										
Nutzen	T€/Jahr	$\frac{\text{Summe} \cdot \text{Bewertung}}{(-1) \cdot 1000}$										

Gesamtnutzen gegenüber Ohnefall:	T€/Jahr
---	----------------

Anhang B

Datenblätter für den Variantenvergleich

Datenblätter für den Variantenvergleich

Tabelle 1: Verbrauchsfaktoren Schiene, elektrische Traktion.....	2
Tabelle 2: Emissionsfaktoren Dieselnahverkehrstriebwagen.....	2
Tabelle 3: Emissionsfaktoren Busse.....	3
Tabelle 4: Emissionsfaktoren Individualverkehr.....	4
Tabelle 5: Durchschnittliche Jahresfahrleistung.....	4
Tabelle 6: Emissionsfaktoren Fahrzeugbereitstellung.....	5
Tabelle 7: Emissionsfaktoren Infrastruktur Bereitstellung.....	6
Tabelle 8: Verbrauchsfaktoren Betrieb Infrastruktur.....	7
Tabelle 9: Emissionsfaktoren Kraftstoffbereitstellung.....	7
Tabelle 10: Emissionsfaktoren Strombereitstellung.....	7
Tabelle 11: Kostensätze.....	8

Tabelle 1**Verbrauchsfaktoren Schiene, elektrische Traktion**

	kWh/tkm
Stadtbahn/Straßenbahn	0,093
U-Bahn	0,102
S-Bahn	0,079

Tabelle 2**Emissionsfaktoren Dieselnahverkehrstriebwagen**

	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	Kraftstoff- masse
g/tkm	47,7	0,720	0,0362	0,0150	0,0136	15,0

Tabelle 3

Emissionsfaktoren Busse

g/km		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	Kraftstoff- masse
Linienbus 2000	Autobahn	758	9,12	0,889	0,143	0,279	239
	außerorts	745	9,09	0,799	0,141	0,265	235
	innerorts	1.100	13,5	1,54	0,209	0,478	348
EURO 1	Autobahn	744	8,53	0,873	0,141	0,296	234
	außerorts	731	8,51	0,785	0,138	0,282	230
	innerorts	1.080	12,6	1,52	0,205	0,512	341
EURO 2	Autobahn	744	7,31	0,624	0,141	0,133	234
	außerorts	731	7,29	0,561	0,138	0,127	230
	innerorts	1.080	10,8	1,09	0,205	0,23	341
EURO 3	Autobahn	744	4,87	0,499	0,141	0,0888	234
	außerorts	731	4,86	0,449	0,138	0,0845	230
	innerorts	1.080	7,19	0,869	0,205	0,153	341
EURO 4	Autobahn	744	3,66	0,437	0,0187	0,0231	234
	außerorts	731	3,64	0,393	0,0184	0,022	230
	innerorts	1.080	5,39	0,760	0,0273	0,0400	341
EURO 5	Autobahn	744	1,83	0,437	0,0187	0,0231	234
	außerorts	731	1,82	0,393	0,0184	0,0220	230
	innerorts	1.080	2,70	0,760	0,0273	0,0400	341

Tabelle 4**Emissionsfaktoren Individualverkehr**

		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	Kraftstoff- masse
Autobahn	g/km	184	0,558	0,0986	0,0192	0,0152	57,9
außerorts	g/km	151	0,411	0,116	0,0155	0,00643	47,5
innerorts	g/km	208	0,391	0,241	0,0212	0,0100	65,4
Kaltstart/ Heißabstellen	g/Fahrt	126	0,563	2,67	0,0128	0,0138	39,7
Tankatmung	g/(Fz·Tag)	–	–	0,909	–	–	–

Tabelle 5**Durchschnittliche Jahresfahrleistung**

	km
Pkw	15.000

Tabelle 6

Emissionsfaktoren Fahrzeugbereitstellung

Fahrzeug	Masse	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
	t	t/(Fz·a)	kg/(Fz·a)			
Pkw	1	1,05	2,46	5,40	11,7	1,52
Omnibus	10	11,7	26,5	56,0	64,9	15,3
DT 8.10 Stuttgart	56	19,7	39,8	95,0	110	43,7
GT8Z Freiburg	39	13,8	27,8	66,4	76,7	30,5
Regioshuttle 1-er Traktion	40	12,3	25,2	59,1	68,3	21,9
Regionalzug	48	12,6	30,6	69,8	70,0	21,0
Doppel- stockwagen	40	12,2	32,1	70,2	67,5	19,2

Tabelle 7

Emissionsfaktoren Infrastruktur Bereitstellung

	Oberbau	Führung	Anz. d. Gleise		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
Bahn	Nebenstrecken (-Mix)	offen	1	kg/(m·a)	16,1	0,0737	0,136	0,0671	0,0734
			2		29,9	0,13	0,251	0,125	0,143
		Tunnel	1		163	0,426	0,665	0,679	0,327
			2		251	0,66	1,05	1,05	0,523
	Hauptstrecken (Beton-schwellen)	offen	2		40,5	0,139	0,261	0,169	0,154
		Tunnel	2		262	0,669	1,05	1,09	0,535
		Brücke	2		160	0,345	0,701	0,667	0,503
Stadt-bahn	Holz-schwelle	offen	2	kg/(m·a)	45,3	0,151	0,295	0,189	0,134
		Tunnel	2		219	0,566	0,904	0,913	0,424
	Rillenschiene	offen	2		48,9	0,154	0,289	0,204	0,168
	Rasenbahnkörper	offen	2		46,7	0,152	0,268	0,195	0,158
	Rasenbahnkörper 1m-Spur	offen	2		40,9	0,132	0,233	0,170	0,138
Bahnhaltestellen		offen		kg/(Hst·a)	4.490	9,24	13,0	18,7	4,49
Stadtbahnhaltestelle	Hochbahnsteig	offen			22.000	56,5	75,3	91,7	22,0
		Tunnel			130.000	309	423	542	130

Tabelle 8

Verbrauchsfaktoren Betrieb Infrastruktur

MWh/(m Normhaltestelle · Jahr)		unterirdisch	oberirdisch
Stadtbahn	Düsseldorf	0,89	0,330
	Berlin	1,22	0,453
	Stuttgart	2,78	1,03
	Durchschnitt	1,63	0,605
U-Bahn	Berlin	3,36	1,25
	Hamburg	3,68	1,37
	München	5,65	2,10
	Nürnberg	6,54	2,43
	Durchschnitt	4,81	1,78

Tabelle 9

Emissionsfaktoren Kraftstoffbereitstellung

kg/t	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
Mix Diesel:Benzin 20:80	921	3,85	14,2	4,19	0,434
Diesel	598	3,25	13,2	2,72	0,427

Tabelle 10

Emissionsfaktoren Strombereitstellung

kg/MWh	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
Deutschland	700	0,728	1,75	0,682	0,064
Ersatzemissionen	934	0,971	2,34	0,910	0,0854

Tabelle 11

Kostensätze

€/t	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
Gesamt	237	2.290	2.940	1.240	424
Innerortszuschlag	–	1.940	2.920	1.940	605.000

Anhang C

Ausgefüllte Formblätter Standardisierte Bewertung

Erläuterung

Fahrzeugtyp, ggf. Zuggröße ¹	Gesamt- masse	Einheits- kostensatz für Energie	Energie- kosten je Fz-km	CO ₂ je tkm	CO ₂ je Fz-km	Bewertung weiterer Schadstoff- emissionen je tkm	Bewertung weiterer Schadstoff- emissionen je Fz-km	Primärener- gieverbrauch je tkm	Primärenergie- verbrauch je Fz-km	Seite:	Blatt 2.4
	Tonnen/ Fz	Cent/tkm	€/(Fz-km)	g/tkm	g/(Fz-km)	Cent/tkm	Cent/ (Fz-km)	MJ/tkm	MJ/(Fz-km)		
①	② ²	③ ³	④ ⁴	⑤ ³	⑥ ⁵	⑦ ³	⑧ ⁶	⑨ ³	⑩ ⁷	Kenngrößen der ÖV-Fahrzeuge für die relevanten Linien des Mit- und Ohnefalls	
GT4 * 2	21,5	—	—	56,2	1.190	0,02	0,42	1,00	21,2		
DT 8.10	58,8	—	—	56,2	3.300	0,02	1,18	1,00	58,8		
DT 8.10 * 2	117,5	—	—	56,2	6.600	0,02	2,35	1,00	117,5		
NL	11,5	—	—	104,3	1.200	0,42	4,83	1,37	15,8		
NGL	16,2	—	—	89,4	1.450	0,35	5,67	1,17	19,0		

¹ aus Blatt 2.3, Spalte ①

² Leermasse des Fahrzeugs plus Masse der Fahrgäste bei 20% besetztem Fahrzeug mit 0,075 t pro Fahrgast

³ lt. Anhang

$$④ = ② * ③ * 10^{-2}$$

$$⑥ = ② * ⑤$$

$$⑧ = ② * ⑦$$

$$⑩ = ② * ⑨$$

Blatt 9 A	Gegenüberstellung von Kenndaten der Verkehrsnachfrage (Mit- und Ohnefall)		
Kenndaten bezogen auf die Fahrten in den vom Investitionsvorhaben betroffenen Verkehrsbeziehungen	Mitfall Variante A	Ohnefall	Differenz Mitfall - Ohnefall
Anzahl motorisierter Fahrten je Werktag (ÖV + MIV)	①	②	③
Anzahl Fahrten MIV je Werktag	④ 283.231	⑤ 294.761	⑥ -11.530
Anzahl Fahrten ÖV je Werktag (ohne induzierten Verkehr)	⑦	⑧	⑨
ÖV-Anteil in Prozent (ohne induzierten Verkehr)	⑩	⑪	⑫
Anzahl Fahrten ÖV je Werktag (mit induziertem Verkehr)	⑬	⑧	⑭
ÖV-Anteil in Prozent (mit induziertem Verkehr)	⑮	⑪	⑯
Verkehrsleistung MIV innerorts in Pkw-km/Werktag	⑰ 2.701.880	⑱ 2.764.267	⑲ -62.387
Verkehrsleistung MIV außerorts in Pkw-km/Werktag	⑳ 0	㉑ 0	㉒ 0
Verkehrsleistung MIV gesamt in Pkw-km/Werktag	㉓ 2.701.880	㉔ 2.764.267	㉕ -62.387
mittlere Reiseweite MIV in km	㉖ 11,4 ¹	㉗ 11,3 ²	㉘ 0,1
mittlere Reisezeit MIV in min	㉙	㉚	㉛
Verkehrsleistung MIV innerorts in Mio Pkw-km/Jahr	㉜ 810,6 ³	㉝ 829,3 ⁴	㉞ -18,7
Verkehrsleistung MIV außerorts in Mio Pkw-km/Jahr	㉟ 0 ⁵	㊱ 0 ⁶	㊲ 0
Plausibilitätskontrolle durch Vergleich der Zuwächse vom Angebot an Platz-km und der Verkehrsleistung			
	Mitfall	Ohnefall	Änderung des Mitfalls gegenüber dem Ohnefall in %
Verkehrsleistung ÖV in Pers.-km je Werktag (mit induziertem Verkehr) bezogen auf die betroffenen Verkehrsbeziehungen	㉞	㉟	㊳
mittlere Beförderungsweite im ÖV in km	㊴	㊵	㊶
Angebotene Gesamtplatz-km je Jahr	㊷ ⁷	㊸ ⁸	㊹

$$^1 \textcircled{26} = \frac{\textcircled{23}}{\textcircled{4}} * 1,2$$

$$^2 \textcircled{27} = \frac{\textcircled{24}}{\textcircled{5}} * 1,2$$

$$^3 \textcircled{32} = 300 * \textcircled{17} * 10^{-6}$$

$$^4 \textcircled{33} = 300 * \textcircled{18} * 10^{-6}$$

$$^5 \textcircled{35} = 300 * \textcircled{20} * 10^{-6}$$

$$^6 \textcircled{36} = 300 * \textcircled{21} * 10^{-6}$$

⁷ aus Blatt 5.2 m, Ziff. ⑤1

⁸ aus Blatt 5.2 o, Ziff. ⑤1

Fahrzeugtyp, Einsatzraum und ggf. Zuggröße	Betriebsleistung in Fz-km/Jahr		Saldo Betriebsleistung in Mio Fz-km/Jahr	CO ₂ -Emissionen in g/(Fz-km)	CO ₂ -Emissionen in t/Jahr	Bewertung weiterer Schadstoffe in Cent/(Fz-km)	Bewertung weiterer Schadstoffe in T€/Jahr	Primärenergieverbrauch in MJ/(Fz-km)	Primärenergieverbrauch in GJ/Jahr	MIV-Betriebskosten in €/(Fz-km)	MIV-Betriebskosten in T€/Jahr	Seite: A	Blatt 18		
	Mitfall Variante A	Ohnefall													
①	② ¹	③ ²	④	⑤	⑥ ⁸	⑦	⑧ ¹⁰	⑨	⑩ ¹²	⑪ ⁶	⑫ ¹³	CO ₂ -Emissionen, Bewertung weiterer Schadstoffe, Primärenergieverbrauch und MIV-Betriebskosten			
Pkw innerorts			-18,7 ³	278 ⁶	-5.200	0,34 ⁶	-63,6	3,563 ⁶	-66.600						
Pkw außerorts			0 ⁴	210 ⁶	0	0,11 ⁶	0	2,807 ⁶	0						
GT4 * 2	0	1.010.100	-1,010 ⁵	1.190 ⁷	-1.200	0,42 ⁹	-4,2	21,2 ¹¹	-21.400	Summe	⑬				
DT 8.10	2.519.700	1.282.800	1,237 ⁵	3.300 ⁷	4.080	1,18 ⁹	14,6	58,8 ¹¹	72.700						
DT 8.10 * 2	3.101.100	2.435.400	0,666 ⁵	6.600 ⁷	4.400	2,35 ⁹	15,7	117,5 ¹¹	78.300						
NL	793.500	56.400	0,737 ⁵	1.200 ⁷	880	4,83 ⁹	35,6	15,8 ¹¹	11.600						
NGL	0	644.100	-0,644 ⁵	1.450 ⁷	-930	5,67 ⁹	-36,5	19,0 ¹¹	-12.200						
			⁵	⁷		⁹		¹¹							
Summe					⑬+2030		⑭-38,4		⑮+62.400						

¹ aus Blatt 5.2 m, Spalte ⑬

⁴ aus Blatt 9, Ziff. ⑬

⁷ aus Blatt 2.4, Spalte ⑥

¹⁰ ⑧ = ④ * ⑦ * 10

¹³ ⑫ = ④ * ⑪ * 10³

² aus Blatt 5.2 o, Spalte ⑬

⁵ ④ = (② - ③) * 10⁻⁶

⁸ ⑥ = ④ * ⑤

¹¹ aus Blatt 2.4, Spalte ⑩

³ aus Blatt 9, Ziff. ⑭

⁶ lt. Anhang

⁹ aus Blatt 2.4, Spalte ⑧

¹² ⑩ = ④ * ⑨ * 10³

Blatt 9 B2	Gegenüberstellung von Kenndaten der Verkehrsnachfrage (Mit- und Ohnefall)		
Kenndaten bezogen auf die Fahrten in den vom Investitionsvorhaben betroffenen Verkehrsbeziehungen	Mitfall Variante B2	Ohnefall	Differenz Mitfall - Ohnefall
Anzahl motorisierter Fahrten je Werktag (ÖV + MIV)	①	②	③
Anzahl Fahrten MIV je Werktag	④ 283.104	⑤ 294.761	⑥ -11.657
Anzahl Fahrten ÖV je Werktag (ohne induzierten Verkehr)	⑦	⑧	⑨
ÖV-Anteil in Prozent (ohne induzierten Verkehr)	⑩	⑪	⑫
Anzahl Fahrten ÖV je Werktag (mit induziertem Verkehr)	⑬	⑧	⑭
ÖV-Anteil in Prozent (mit induziertem Verkehr)	⑮	⑪	⑯
Verkehrsleistung MIV innerorts in Pkw-km/Werktag	⑰ 2.700.667	⑱ 2.764.267	⑲ -63.600
Verkehrsleistung MIV außerorts in Pkw-km/Werktag	⑳ 0	㉑ 0	㉒ 0
Verkehrsleistung MIV gesamt in Pkw-km/Werktag	㉓ 2.700.667	㉔ 2.764.267	㉕ -63.600
mittlere Reiseweite MIV in km	㉖ 11,4 ¹	㉗ 11,3 ²	㉘ 0,1
mittlere Reisezeit MIV in min	㉙	㉚	㉛
Verkehrsleistung MIV innerorts in Mio Pkw-km/Jahr	㉜ 810,2 ³	㉝ 829,3 ⁴	㉞ -19,1
Verkehrsleistung MIV außerorts in Mio Pkw-km/Jahr	㉟ 0 ⁵	㊱ 0 ⁶	㊲ 0
Plausibilitätskontrolle durch Vergleich der Zuwächse vom Angebot an Platz-km und der Verkehrsleistung			
	Mitfall	Ohnefall	Änderung des Mitfalls gegenüber dem Ohnefall in %
Verkehrsleistung ÖV in Pers.-km je Werktag (mit induziertem Verkehr) bezogen auf die betroffenen Verkehrsbeziehungen	㉟	㊳	㊴
mittlere Beförderungsweite im ÖV in km	㊵	㊶	㊷
Angebotene Gesamtplatz-km je Jahr	㊸ ⁷	㊹ ⁸	㊺

$$^1 \textcircled{26} = \frac{\textcircled{23}}{\textcircled{4}} * 1,2$$

$$^2 \textcircled{27} = \frac{\textcircled{24}}{\textcircled{5}} * 1,2$$

$$^3 \textcircled{32} = 300 * \textcircled{17} * 10^{-6}$$

$$^4 \textcircled{33} = 300 * \textcircled{18} * 10^{-6}$$

$$^5 \textcircled{35} = 300 * \textcircled{20} * 10^{-6}$$

$$^6 \textcircled{36} = 300 * \textcircled{21} * 10^{-6}$$

⁷ aus Blatt 5.2 m, Ziff. ⑤1

⁸ aus Blatt 5.2 o, Ziff. ⑤1

Fahrzeugtyp, Einsatzraum und ggf. Zuggröße	Betriebsleistung in Fz-km/Jahr		Saldo Betriebsleistung in Mio Fz-km/Jahr	CO ₂ -Emissionen in g/(Fz-km)	CO ₂ -Emissionen in t/Jahr	Bewertung weiterer Schadstoffe in Cent/(Fz-km)	Bewertung weiterer Schadstoffe in T€/Jahr	Primärenergieverbrauch in MJ/(Fz-km)	Primärenergieverbrauch in GJ/Jahr	MIV-Betriebskosten in €/(Fz-km)	MIV-Betriebskosten in T€/Jahr	Seite: B2	Blatt 18		
	Mitfall Variante B2	Ohnefall													
①	② ¹	③ ²	④	⑤	⑥ ⁸	⑦	⑧ ¹⁰	⑨	⑩ ¹²	⑪ ⁶	⑫ ¹³	CO ₂ -Emissionen, Bewertung weiterer Schadstoffe, Primärenergieverbrauch und MIV-Betriebskosten			
Pkw innerorts			-19,1 ³	278 ⁶	-5.310	0,34 ⁶	-64,9	3,563 ⁶	-68.100						
Pkw außerorts			0 ⁴	210 ⁶	0	0,11 ⁶	0	2,807 ⁶	0						
GT4 * 2	0	1.010.100	-1,010 ⁵	1.190 ⁷	-1.200	0,42 ⁹	-4,2	21,2 ¹¹	-21.400	Summe	⑬ ¹⁶				
DT 8.10	2.509.342	1.282.800	1,227 ⁵	3.300 ⁷	4.050	1,18 ⁹	14,5	58,8 ¹¹	72.100						
DT 8.10 * 2	3.101.100	2.435.400	0,666 ⁵	6.600 ⁷	4.400	2,35 ⁹	15,7	117,5 ¹¹	78.300						
NL	793.500	56.400	0,737 ⁵	1.200 ⁷	880	4,83 ⁹	35,6	15,8 ¹¹	11.600						
NGL	0	644.100	-0,644 ⁵	1.450 ⁷	-930	5,67 ⁹	-36,5	19,0 ¹¹	-12.200						
			⁵	⁷		⁹		¹¹							
Summe					⑬ ¹³ +1.890		⑭ ¹⁴ -39,8		⑮ ¹⁵ +60.300						

¹ aus Blatt 5.2 m, Spalte ⑬

⁴ aus Blatt 9, Ziff. ⑬

⁷ aus Blatt 2.4, Spalte ⑥

¹⁰ ⑧ = ④ * ⑦ * 10

¹³ ⑫ = ④ * ⑪ * 10³

² aus Blatt 5.2 o, Spalte ⑬

⁵ ④ = (② - ③) * 10⁻⁶

⁸ ⑥ = ④ * ⑤

¹¹ aus Blatt 2.4, Spalte ⑩

³ aus Blatt 9, Ziff. ⑬

⁶ lt. Anhang

⁹ aus Blatt 2.4, Spalte ⑧

¹² ⑩ = ④ * ⑨ * 10³

Ergebnisse:

Variante A

	originäre Größe	Einheitswert	Gewichtung Punkte	Nutzen in T€/Jahr	Nutzwert in Punkten/Jahr
Saldo CO ₂ -Emissionen	+2.030 t/Jahr	-231 €/t	-0,0171 Pkt/t	-469	-34,7
Bewertung weitere Schadstoffe	-38,4 T€/Jahr	-1	-0,0741 Pkt/T€	+38	+2,8
Primärenergieverbrauch	+62.400 GJ/Jahr	0	-0,0009 Pkt/GJ	0	-56,2
			Summe	-431	-88,1

Variante B2

	originäre Größe	Einheitswert	Gewichtung Punkte	Nutzen in T€/Jahr	Nutzwert in Punkten/Jahr
Saldo CO ₂ -Emissionen	+1.890 t/Jahr	-231 €/t	-0,0171 Pkt/t	-437	-32,3
Bewertung weitere Schadstoffe	-39,8 T€/Jahr	-1	-0,0741 Pkt/T€	+40	+2,9
Primärenergieverbrauch	+60.300 GJ/Jahr	0	-0,0009 Pkt/GJ	0	-54,3
			Summe	-397	-83,7

Erläuterung zu den Formblättern der Standardisierten Bewertung

Blatt 2.4:

Spalte 1

Die Fahrzeugtypen sind [53] entnommen. Die Abkürzungen bedeuten:

- GT4: Gelenktriebwagen, das Stuttgarter Straßenbahnfahrzeug. Es wird ausschließlich als Doppeltraktion gefahren.
- DT 8.10: Doppeltriebwagen, das neue Stuttgarter Stadtbahnfahrzeug. Wird in Einfach- und Doppeltraktion eingesetzt.
- NL: Niederflurlinienbus
- NGL: Niederflurgelenkbus

Spalte 2

Das Gewicht des GT4 ist [56] entnommen, die Platzzahl wurde aufgrund von Herstellerangaben errechnet.

Die Daten für die Stadtbahnfahrzeuge stammen aus [57].

Die Gewichtsangaben für Busse wurden zur Verfügung gestellt.

Blatt 9:

Variante A

Sämtliche Werte konnten direkt aus der Standardisierten Bewertung [53] übernommen werden.

Variante B2

Die Daten für den Ohnefall sind identisch mit dem Ohnefall in Variante A.

Es wird angenommen, dass sich die mittlere Reiseweiten gegenüber Variante A nicht ändern und dass die Verkehrsleistung außerorts wie in Variante A mit 0 angesetzt werden kann.

Vorgegeben wurde, dass in Variante B2 gegenüber Variante A 422.000 Pkwkm pro Jahr zusätzlich vermieden werden. Damit lassen sich die restlichen Felder berechnen.

Um das Feld 4 sinnvoll auszufüllen musste ein genauerer Wert für die mittlere Reiseweite verwendet werden als angegeben, da sonst aufgrund von Run-

dungsfehlern die Zahl der Fahrten im MIV in Variante B2 größer gewesen wäre als bei Variante A. Diese mittlere Reiseweite wird anhand von Blatt 9A berechnet.

Blatt 18:

Die Betriebsleistungen der ÖV-Fahrzeuge für den Mit- und den Ohnefall sind für die Variante A der Standardisierten Bewertung entnommen. Da sie dort auf einen Werktag bezogen sind, werden sie mit 300 multipliziert, um die Betriebsleistungen pro Jahr zu erhalten.

Bei Variante B2 ergibt sich ein Änderung gegenüber Variante A bei der Betriebsleistung des DT 8.10 in Einfachtraktion, da die Tunnelstrecke in Zuffenhausen kürzer ist als die oberirdische Lösung.

[53] kann entnommen werden, dass die Linie U15 in Variante A in 104 Umläufen 3.188 km pro Tag zurücklegt. Aus [54] ergibt sich, dass die Streckenlängen der beiden Varianten 4,261 km und 4,095 km betragen. Damit ergibt sich eine Differenz von 166 m, was eine Änderung der Betriebsleistung um 10.358 Fzkm pro Jahr bedeutet, so dass in Variante B2 vom DT 8.10 eine Betriebsleistung von 2.509.342 km erbracht wird.

Ergebnisse:

Um die Varianten vergleichen zu können, werden die ermittelten Bilanzgrößen mit den in der Standardisierten Bewertung vorgeschlagenen Kostensätzen und Punktwerten verrechnet. CO₂-Emissionen und die weiteren Schadstoffe gehen in den (monetären) Nutzen ein, in den Nutzwert zusätzlich der Primärenergieverbrauch.

Anhang D

Ausgefüllte Formblätter Variantenvergleich

Erläuterung

Blatt 5: Direkte Emissionen im ÖV – Busse

Fahrzeug- typ		Differenz Verkehrs- leistung	Emissionsfaktoren					Kraftstoff- verbrauchs- faktor	Emissionen					Kraft- stoffver- brauch	
		Mio. Fzkm/Jahr	g/km					g/km	t/Jahr					t/Jahr	
			CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel		
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	
1A		20 bis 2Q	Tab. 3						A · B	A · C	A · D	A · E	A · F	A · G	
NL	AB	0	521	3,41	0,349	0,0987	0,0622	164	0	0	0	0	0	0	
	ao	0,130	512	3,40	0,314	0,0966	0,0592	161	66,5	0,442	0,0409	0,0126	0,00769	20,9	
	io	0,607	756	5,03	0,608	0,144	0,107	239	459	3,063	0,369	0,0871	0,0650	145	
NGL	AB	0	744	4,87	0,499	0,141	0,0888	234	0	0	0	0	0	0	
	ao	0	731	4,86	0,449	0,138	0,0845	230	0	0	0	0	0	0	
	io	-0,644	1.080	7,19	0,869	0,205	0,153	341	-696	-4,63	-0,556	-0,132	-0,0985	-220	
	AB														
	ao														
	io														
									Summe:	-170	-1,13	-0,150	-0,0324	-0,0258	-53,8
									Summe innerorts:		-1,58	-0,190	-0,0449	-0,0335	

Blatt 6: Direkte Emissionen im IV – Teil 1

	Differenz Verkehrsleistung	Emissionsfaktoren Warmfahrt					Kraftstoffverbrauchs-faktor	Emissionen Warmfahrt					Kraftstoffverbrauch
	Mio. Fzkm/Jahr	g/km					g/km	t/Jahr					t/Jahr
		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
	SB 9	Tab. 4						A · B	A · C	A · D	A · E	A · F	A · G
Autobahn	0	184	0,558	0,0986	0,0192	0,0152	57,9	0	0	0	0	0	0
außerorts	0	151	0,411	0,116	0,0155	0,00643	47,5	0	0	0	0	0	0
innerorts	-18,7	208	0,391	0,241	0,0212	0,0100	65,4	-3.890	-7,31	-4,51	-0,396	-0,187	-1.223
Summe: N	-18,7							-3.890	-7,31	-4,51	-0,396	-0,187	-1.223

Differenz Anzahl Fahrten MIV		Durchschnittliche Jahresfahrleistung Pkw	Differenz benötigte Pkw
pro Werktag	pro Jahr	km/Jahr	Anzahl Fz
O	P	Q	R
SB 9	O · 300	Tab. 5	$\frac{N \cdot 10^6}{Q}$
-11.530	-3.459.000	15.000	-1.247

Blatt 7: Direkte Emissionen im IV – Teil 2

Differenz Anzahl Fahrten	Emissionsfaktoren Kaltstart/Heißabstellen					Kraftstoff- verbrauchs- faktor	Emissionen Kaltstart/Heißabstellen					Kraftstoff- verbrauch	
	g/Fahrt						g/Fahrt	t/Jahr					t/Jahr
pro Jahr	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel		
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	
6P	Tab. 4						$A \cdot B \cdot 10^{-6}$	$A \cdot C \cdot 10^{-6}$	$A \cdot D \cdot 10^{-6}$	$A \cdot E \cdot 10^{-6}$	$A \cdot F \cdot 10^{-6}$	$A \cdot G \cdot 10^{-6}$	
-3.459.000	126	0,563	2,67	0,0128	0,0138	39,7	-436	-1,95	-9,24	-0,0443	-0,0477	-137	

Differenz benötigte Pkw	Emissionsfaktor Tankatmung			Emissionen Tankatmung		
	Anzahl Fz	g/Fz·Tag			t/Jahr	
		HC			HC	
N		O		Q		
6R		Tab. 4		$N \cdot O \cdot 365 \cdot 10^{-6}$		
-1.247		0,909		-0,403		

Blatt 8: Direkte Emissionen im IV – Teil 3

				Emissionen					Kraftstoffverbrauch
				t/Jahr					t/Jahr
				CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	
Warmfahrt	Summe	A	6H bis 6 M	-3.890	-7,31	-4,51	-0,396	-0,187	-1.223
	innerorts	B	6I bis 6L		-7,31	-4,51	-0,396	-0,187	
Kaltstart/Heißabstellen		C	7H bis 7M	-436	-1,95	-9,24	-0,0443	-0,0477	-137
Tankatmung		D	7Q			-0,403			
Summe	Gesamt	E	A + C + D	-4.325	-9,26	-14,1	-0,441	-0,235	-1.360
	innerorts	F	B + C + D		-9,26	-14,1	-0,441	-0,235	

Blatt 9: Emissionen der Fahrzeugbereitstellung

Fahrzeugtyp	Differenz Anzahl	Emissionsfaktoren					Emissionen					
		t/Fz·a	kg/Fz	kg/Fz	kg/Fz	kg/Fz	t/Jahr					
		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1A	1F	Tab. 6					A · B	$\frac{A \cdot C}{1000}$	$\frac{A \cdot D}{1000}$	$\frac{A \cdot E}{1000}$	$\frac{A \cdot F}{1000}$	
GT 4*2	-29	6,90	13,9	33,2	38,4	15,3	-200	-0,403	-0,963	-1,11	-0,442	
DT 8.10	13	19,7	39,8	95,0	110	43,7	256	0,517	1,24	1,43	0,568	
NL	10	12,2	27,6	58,2	67,5	15,9	122	0,276	0,582	0,675	0,159	
NGL	-11	17,2	39,0	82,3	95,4	22,5	-189	-0,429	-0,906	-1,05	-0,247	
Pkw	6R -1.247	1,05	2,46	5,4	11,7	1,52	-1.309	-3,07	-6,73	-14,6	-1,89	
							Summe:	-1.321	-3,11	-6,78	-14,6	-1,86

Blatt 10: Infrastrukturbereitstellung - Seite 1

Infrastrukturelement	Einheit	Menge			Emissionsfaktoren pro Einheit					Emissionen				
					kg/Jahr					t/Jahr				
		Mitfall	Ohne-fall	Diffe-renz	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
		A - B	Tab. 7					$\frac{C \cdot D}{1000}$	$\frac{C \cdot E}{1000}$	$\frac{C \cdot F}{1000}$	$\frac{C \cdot G}{1000}$	$\frac{C \cdot H}{1000}$		
<i>Stadtbahn:</i>														
Tunnel	m	1.000	0	1.000	219	0,566	0,904	0,913	0,424	219	0,566	0,904	0,913	0,424
Brücke	m	170	0	170	110	0,283	0,452	0,457	0,212	18,6	0,0481	0,0768	0,0776	0,0360
Rasengleis	m	3.430	0	3.430	46,7	0,152	0,268	0,195	0,158	160	0,521	0,919	0,669	0,542
Rillenschiene	m	5.560	0	5.560	48,9	0,154	0,289	0,204	0,168	272	0,856	1,61	1,13	0,934
Haltestelle offen	Anzahl	18	0	18	22.000	56,5	75,3	91,7	22,0	396	1,02	1,36	1,65	0,396
Summe:														

Blatt 12: Bereitstellung von Kraftstoff und Strom

	Kraftstoff- verbrauch	Emissionsfaktoren					Emissionen				
	t/Jahr	kg/t					t/Jahr				
		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
	8E bzw. 4N + 5M	Tab. 9					$\frac{A \cdot B}{1000}$	$\frac{A \cdot C}{1000}$	$\frac{A \cdot D}{1000}$	$\frac{A \cdot E}{1000}$	$\frac{A \cdot F}{1000}$
Pkw- kraftstoff	-1.360	921	3,85	14,2	4,19	0,434	-1.253	-5,24	-19,3	-5,70	-0,590
Diesel	-53,8	598	3,25	13,2	2,72	0,427	-32,17	-0,175	-0,710	-0,146	-0,0230
	Differenz Stromverbrauch	Emissionsfaktoren									
	MWh/Jahr	kg/MWh									
	3D + 11G	Tab. 10									
Deutschland	8.431	700	0,728	1,75	0,682	0,0640	5.902	6,14	14,8	5,75	0,540
Ersatz- emissionen		934	0,971	2,34	0,910	0,0854	7.875	8,19	19,7	7,67	0,720
Summe (Pkw-Kraftstoff, Diesel, Ersatzemissionen):							6.590	2,77	-0,298	1,83	0,107

Blatt 13: Bewertung

			Emissionen gesamt					Emissionen innerorts			
			CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
Schienefahrzeuge mit Dieselantrieb	t/Jahr	4I bis 4N									
Busse	t/Jahr	5H bis 5M	-170	-1,13	-0,150	-0,0324	-0,0258	-1,58	-0,190	-0,0449	-0,0335
Pkw	t/Jahr	8E und 8F	-4.325	-9,26	-14,1	-0,441	-0,235	-9,26	-14,1	-0,441	-0,235
Fahrzeugbereitstellung	t/Jahr	9G bis 9K	-1.321	-3,11	-6,78	-14,6	-1,86				
Infrastrukturbereitstellung	t/Jahr	10I bis 10M	322	0,848	1,26	1,34	0,649				
Bereitstellung Kraftstoff und Strom	t/Jahr	12G bis 12K	6.590	2,77	-0,298	1,83	0,107				
Summe	t/Jahr		1.095	-9,9	-20,1	-11,9	-1,36	-10,8	-14,3	-0,486	-0,268
Bewertung	€/t	Tab. 11	237	2.290	2.940	1.240	424	1.940	2.920	1.940	605.000
Nutzen	T€/Jahr	$\frac{\text{Summe} \cdot \text{Bewertung}}{(-1) \cdot 1000}$	-260	22,6	59,1	14,8	0,577	21,0	41,9	0,942	162

Gesamtnutzen gegenüber Ohnefall:	63,7	T€/Jahr
---	-------------	----------------

Blatt 5: Direkte Emissionen im ÖV – Busse

Fahrzeug- typ		Differenz Verkehrs- leistung	Emissionsfaktoren					Kraftstoff- verbrauchs- faktor	Emissionen					Kraft- stoffver- brauch	
		Mio. Fzkm/Jahr	g/km					g/km	t/Jahr					t/Jahr	
			CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel		
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	
1A		20 bis 2Q	Tab. 3						A · B	A · C	A · D	A · E	A · F	A · G	
NL	AB	0	521	3,41	0,349	0,0987	0,0622	164	0	0	0	0	0	0	
	ao	0,130	512	3,40	0,314	0,0966	0,0592	161	66,5	0,442	0,0409	0,0126	0,00769	20,9	
	io	0,607	756	5,03	0,608	0,144	0,107	239	459	3,063	0,369	0,0871	0,0650	145	
NGL	AB	0	744	4,87	0,499	0,141	0,0888	234	0	0	0	0	0	0	
	ao	0	731	4,86	0,449	0,138	0,0845	230	0	0	0	0	0	0	
	io	-0,644	1.080	7,19	0,869	0,205	0,153	341	-696	-4,63	-0,556	-0,132	-0,0985	-220	
	AB														
	ao														
	io														
									Summe:	-170	-1,13	-0,150	-0,0324	-0,0258	-53,8
									Summe innerorts:		-1,58	-0,190	-0,0449	-0,0335	

Blatt 6: Direkte Emissionen im IV – Teil 1

	Differenz Verkehrsleistung	Emissionsfaktoren Warmfahrt					Kraftstoffverbrauchs-faktor	Emissionen Warmfahrt					Kraftstoffverbrauch
	Mio. Fzkm/Jahr	g/km					g/km	t/Jahr					t/Jahr
		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
	SB 9	Tab. 4						A · B	A · C	A · D	A · E	A · F	A · G
Autobahn	0	184	0,558	0,0986	0,0192	0,0152	57,9	0	0	0	0	0	0
außerorts	0	151	0,411	0,116	0,0155	0,00643	47,5	0	0	0	0	0	0
innerorts	-19,1	208	0,391	0,241	0,0212	0,0100	65,4	-3.973	-7,47	-4,60	-0,405	-0,191	-1.249
Summe: N	-19,1							-3.973	-7,47	-4,60	-0,405	-0,191	-1.249

Differenz Anzahl Fahrten MIV		Durchschnittliche Jahresfahrleistung Pkw	Differenz benötigte Pkw
pro Werktag	pro Jahr	km/Jahr	Anzahl Fz
O	P	Q	R
SB 9	O · 300	Tab. 5	$\frac{N \cdot 10^6}{Q}$
-11.657	-3.497.100	15.000	-1.273

Blatt 7: Direkte Emissionen im IV – Teil 2

Differenz Anzahl Fahrten	Emissionsfaktoren Kaltstart/Heißabstellen					Kraftstoff- verbrauchs- faktor	Emissionen Kaltstart/Heißabstellen					Kraftstoff- verbrauch
	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	
pro Jahr	g/Fahrt					g/Fahrt	t/Jahr					t/Jahr
A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
6P	Tab. 4						$A \cdot B \cdot 10^{-6}$	$A \cdot C \cdot 10^{-6}$	$A \cdot D \cdot 10^{-6}$	$A \cdot E \cdot 10^{-6}$	$A \cdot F \cdot 10^{-6}$	$A \cdot G \cdot 10^{-6}$
-3.497.100	126	0,563	2,67	0,0128	0,0138	39,7	-441	-1,97	-9,34	-0,0448	-0,0483	-139

Differenz benötigte Pkw	Emissionsfaktor Tankatmung			Emissionen Tankatmung		
	Anzahl Fz	g/Fz·Tag	HC	t/Jahr	HC	Q
N		O				
6R	Tab. 4			$N \cdot O \cdot 365 \cdot 10^{-6}$		
-1.273	0,909			-0,412		

Blatt 8: Direkte Emissionen im IV – Teil 3

				Emissionen					Kraftstoffverbrauch
				t/Jahr					t/Jahr
				CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	
Warmfahrt	Summe	A	6H bis 6 M	-3.973	-7,47	-4,60	-0,405	-0,191	-1.249
	innerorts	B	6I bis 6L		-7,47	-4,60	-0,405	-0,191	
Kaltstart/Heißabstellen		C	7H bis 7M	-441	-1,97	-9,34	-0,045	-0,0483	-139
Tankatmung		D	7Q			-0,41			
Summe	Gesamt	E	A + C + D	-4.413	-9,44	-14,4	-0,450	-0,239	-1.388
	innerorts	F	B + C + D		-9,44	-14,4	-0,450	-0,239	

Blatt 9: Emissionen der Fahrzeugbereitstellung

Fahrzeugtyp	Differenz Anzahl	Emissionsfaktoren					Emissionen				
		t/Fz·a	kg/Fz	kg/Fz	kg/Fz	kg/Fz	t/Jahr				
		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1A	1F	Tab. 6					A · B	$\frac{A \cdot C}{1000}$	$\frac{A \cdot D}{1000}$	$\frac{A \cdot E}{1000}$	$\frac{A \cdot F}{1000}$
GT 4*2	-29	6,90	13,9	33,2	38,4	15,3	-200	-0,403	-0,963	-1,11	-0,442
DT 8.10	13	19,7	39,8	95,0	110	43,7	256	0,517	1,24	1,43	0,568
NL	10	12,2	27,6	58,2	67,5	15,9	122	0,276	0,582	0,675	0,159
NGL	-11	17,2	39,0	82,3	95,4	22,5	-189	-0,429	-0,906	-1,05	-0,247
Pkw	6R -1.273	1,05	2,46	5,4	11,7	1,52	-1.337	-3,13	-6,88	-14,9	-1,94
						Summe:	-1.349	-3,17	-6,93	-15,0	-1,90

Blatt 12: Bereitstellung von Kraftstoff und Strom

	Kraftstoff- verbrauch	Emissionsfaktoren					Emissionen				
	t/Jahr	kg/t					t/Jahr				
		CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
	8E bzw. 4N + 5M	Tab. 9					$\frac{A \cdot B}{1000}$	$\frac{A \cdot C}{1000}$	$\frac{A \cdot D}{1000}$	$\frac{A \cdot E}{1000}$	$\frac{A \cdot F}{1000}$
Pkw- kraftstoff	-1.360	-1.388	3,85	14,2	4,19	0,434	-1.278	-5,34	-19,7	-5,82	-0,602
Diesel	-53,8	598	3,25	13,2	2,72	0,427	-32,17	-0,175	-0,710	-0,146	-0,0230
	Differenz Stromverbrauch	Emissionsfaktoren									
	MWh/Jahr	kg/MWh									
	3D + 11G	Tab. 10									
Deutschland	8.296	700	0,728	1,75	0,682	0,0640	5807	6,04	14,5	5,66	0,531
Ersatz- emissionen		934	0,971	2,34	0,910	0,0854	7749	8,06	19,4	7,55	0,708
Summe (Pkw-Kraftstoff, Diesel, Ersatzemissionen):							6.438	2,54	-1,01	1,59	0,0831

Blatt 13: Bewertung

			Emissionen gesamt					Emissionen innerorts			
			CO ₂	NO _x	HC	SO ₂	Partikel	NO _x	HC	SO ₂	Partikel
Schienefahrzeuge mit Dieselantrieb	t/Jahr	4I bis 4N									
Busse	t/Jahr	5H bis 5M	-170	-1,13	-0,150	-0,0324	-0,0258	-1,58	-0,190	-0,0449	-0,0335
Pkw	t/Jahr	8E und 8F	-4.413	-9,44	-14,4	-0,450	-0,239	-9,44	-14,4	-0,450	-0,239
Fahrzeugbereitstellung	t/Jahr	9G bis 9K	-1.349	-3,17	-6,93	-15,0	-1,90				
Infrastrukturbereitstellung	t/Jahr	10I bis 10M	413	1,06	1,58	1,72	0,794				
Bereitstellung Kraftstoff und Strom	t/Jahr	12G bis 12K	6.438	2,54	-1,01	1,59	0,0831				
Summe	t/Jahr		919	-10,1	-20,9	-12,1	-1,29	-11,0	-14,5	-0,495	-0,273
Bewertung	€/t	Tab. 11	237	2.290	2.940	1.240	424	1.940	2.920	1.940	605.000
Nutzen	T€/Jahr	$\frac{\text{Summe} \cdot \text{Bewertung}}{(-1) \cdot 1000}$	-218	23,2	61,3	15,0	0,545	21,4	42,5	0,960	165

Gesamtnutzen gegenüber Ohnefall:	112	T€/Jahr
---	------------	----------------

Erläuterung zur Durchführung des Variantenvergleichs

Vorbemerkung:

Die Berechnungen wurden mit einem Tabellenkalkulationsprogramm durchgeführt. Dabei wurde bei allen Schritten mit der vollen Genauigkeit gerechnet. Die angegebenen Werte sind dagegen gerundet. Dies kann zu geringen Abweichungen führen, wenn mit den angegebenen Genauigkeiten gerechnet wird.

Blatt 1:

Die Verkehrsleistungen und Fahrzeuggewichte können der Standardisierten Bewertung entnommen werden. Die Leergewichte stammen aus den gleichen Quellen wie die Fahrzeuggewichte bei 20 % Besetzungsgrad.

Die Anzahl der benötigten Fahrzeuge für Variante A können der Standardisierten Bewertung entnommen werden. Es wurde abgeschätzt, dass sich in diesem Punkt zwischen Variante A und B2 keine Unterschiede ergeben dürften. Der zusätzlich verlagerte Verkehr kann gut mit dem vorgesehenen Betriebskonzept aufgefangen werden, so dass keine zusätzlichen Umläufe erforderlich sind. Andererseits ist auch nicht zu erwarten, dass ein Fahrzeug durch die kürzere Fahrtstrecke eingespart werden kann, da sich die Fahrzeit nur um 2 min verkürzt.

Blatt 2:

Für Busse ist es erforderlich, zwischen innerörtlichen und außerörtlichen Fahrleistungen zu unterscheiden. Die verwendeten prozentualen Anteile für innerorts und außerorts wurden anhand der Betriebsleistung, der Linienführung und aufgrund eines Stadtplanes abgeschätzt. Dabei wurde die Strecke zwischen Gerokruhe und Ruhbank als außerorts betrachtet, da sie in nicht bebauten Gebieten verläuft.

Blatt 3:

Bei den Stromverbräuchen, die in der Standardisierten Bewertung angegeben sind, wird davon ausgegangen, dass die Fahrzeuge über eine Fahrstromrück-

speisung verfügen. Beim GT4 ist dies nicht der Fall. Daher wird der Stromverbrauch mit einem pauschalen Aufschlag von 20 % belegt. Dieser Wert erscheint beim Vergleich mit den in [41] genannten Streubreiten plausibel.

Blatt 5:

Bei den Emissionsfaktoren für Busse wird angenommen, dass die Busse die EURO3-Norm erfüllen. Da sich die angegebenen Emissionsfaktoren auf eine durchschnittliche Zusammensetzung von Linienbussen beziehen (> 20 t: 20 %; < 20 t: 80 %), wird davon ausgegangen, dass diese Werte für den Gelenkbus etwa repräsentativ sind. Für den Standardlinienbus wird mit einem Abschlag von 30 % gerechnet, da seine Masse geringer ist und damit auch die zu erwartenden Emissionen.

Blatt 9:

Die Emissionsfaktoren für die Fahrzeugbereitstellung werden mit folgenden Fahrzeugen angenähert:

Die Daten für den GT4 werden mit den Daten des GT8Z angenähert, der die gleiche Masse hat. Allerdings beziehen sich die Werte für den GT8Z auf einen ganzen Zug, die Anzahl benötigter Fahrzeuge des GT4 dagegen auf einzelne Wagen. Daher müssen die Emissionsfaktoren des GT8Z durch zwei dividiert werden.

Der DT 8.10 ist in den Tabellenblättern bereits bilanziert, die Busse werden gewichtsproportional angepasst.

Blatt 10:

Daten über die Stadtbahninfrastruktur können den Variantenbeschreibungen und den zugehörigen Plänen entnommen werden. Dabei fährt die Stadtbahn eine kurze Strecke auf einer Brücke, die eigens erstellt werden muss. Sie wird mit 50 % der Emissionen, die für einen Tunnel anfallen, abgeschätzt.

Die Straßenbahnstrecken wurden aus einem Stadtplan ausgemessen und in die Kategorien Rillenschiene und Holzschwelle unterteilt. Das dritte Gleis auf den mit der Stadtbahn gemeinsamen Strecken wird vernachlässigt. Die Abschnitte

Zuffenhausen Kelterplatz–Stammheim, Pragfriedhof–Löwentor sowie Olgaeck–Payerstraße werden mit Rillenschienen bilanziert, der Abschnitt Payerstraße–Ruhbank mit Holzschwellen.

Die Emissionsfaktoren für diese Oberbauarten der Meterspur werden analog zum Vorgehen in Schmid et al. [38] mithilfe eines Abschlags in Höhe von 12,5 % auf die Werte der Normalspur ermittelt.

Für die Anzahl der Straßenbahnhaltestellen werden sämtliche Haltestellen im Zuge der Linie 15 addiert, da auch auf den gemeinsamen Strecken die Tiefbahnsteige getrennt vorgehalten werden müssen.

Ein Tiefbahnsteig wird mit 50 % der Emissionen eines Hochbahnsteigs abgeschätzt.

Infrastruktureinrichtungen der Busstrecken, v. a. Haltestellen, werden vernachlässigt.

Selbständigkeitserklärung

Erklärung

Ich erkläre hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe.

Stuttgart, den 17. September 2001

Christine Schmid